Schlussbericht des Projektes

Reaktion ausgewählter Fischarten auf verschiedene Wassertemperaturen in OÖ Fließgewässern

Prinz* H., Lahnsteiner# F., Haunschmid* R., Jagsch* A., Sasano* B. & Schay+ G.

***Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde**

Scharfling 18, 5310 Mondsee

#Universität Salzburg, Institut für Organismische Biologie

Hellbrunnerstrasse 34, 5020 Salzburg

+Land Oberösterreich, Unterabteilung Gewässerschutz

4020 Linz

September 2009

Auftragnehmer

Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde (BAW-IGF), Scharfling

Subauftragnehmer

Ao Univ. Prof. Franz Lahnsteiner – Universität Salzburg, Abteilung für Organismische Biologie, Salzburg

Im Auftrag der

Oberösterreichischen Landesregierung

Projektleitung

Mag. Dr. Reinhard Haunschmid

HR Dr. Albert Jagsch

Projektteil Physiologie

Univ.-Doz. Mag. Dr. Franz Lahnsteiner

Mag. Haimo Prinz

Projektteil Wassertemperaturentwicklung

Mag. Haimo Prinz

Mag. Dr. Reinhard Haunschmid

Inhaltsverzeichnis

1. Teil Physiologie 1
1.1. Einleitung 1
1.2. Material und Methoden 2
1.2.1. Befischungen 2
1.2.2. Fischuntersuchungen 4
1.2.3. Analyse der Blutzellen 4
1.2.4. EROD Aktivität und Lipidperoxidation 5
1.2.5. Lysozymaktivität 6
1.2.6. Bestimmung von Glukose Glykogen, Protein und freien Aminosäuren 6
1.2.7. Enzyme 6
1.2.8. Reproduktionsbiologische Untersuchungen 7
1.3. Ergebnisse 9
1.3.1. Wassertemperaturen 9
1.3.2. Konditionsfaktor der Fische 9
1.3.3. Leber- und Muskelglykogen 12
1.3.4. Lysozymaktivität in der Haut 15
1.3.5. Temperaturabhängigkeit von charakteristischen Leitenzymen 20
1.3.6. Parasitenbefall 25
1.3.7. Konstante Parameter 26
1.3.7.1. Blutparameter 26
1.3.7.2. EROD-Aktivität in der Leber 27
1.3.7.3. Lipidperoxidation in der Muskulatur 28
1.3.8. Reproduktionsbiologische Untersuchungen 30
1.3.8.1. Bachforellen: 30
1.3.8.2. Gründlinge 31
1.3.8.3. Koppe 33
1.3.8.4. Elritzen 34
1.4. Schlussfolgerungen 35
2. Teil Wassertemperaturentwicklung 38
2.1. Einleitung 38
2.2. Material und Methoden 39
2.2.1. Datengrundlage 39
2.2.2. Korrelationsanalysen 40
2.2.3. Mittlere jährliche Temperaturänderung 41
2.2.4. Verschiebung des Tages des Auftretens der höchsten Wassertemperatur im Jahr 41

2.2.5. Analyse der Monatsmaxima 42
2.2.6. Retrospektive und prospektive Analysen....42
2.2.7. Überschreitungen von Wassertemperaturgrenzwerten 43
2.2.8. Prognosemodelle....44
2.2.8.1. Lineare Extrapolation....44
2.2.9. Seehöhenmodell und Fischartengemeinschaft....44
2.3. Resultate und Diskussion 46
2.3.1. Trendanalysen von Wassertemperaturdaten....46
2.3.2. Korrelationskoeffizient nach Pearson 46
2.3.2.1. Korrelationskoeffizient nach Spearman 47
2.3.2.2. Korrelationskoeffizient nach Kendall....47
2.3.2.3. Mittlere jährliche Temperaturänderung....49
2.3.2.4. Zeitpunkt der Temperaturerhöhungen 52
2.3.2.5. Verschiebung des Tages des Auftretens der höchsten Wassertemperatur im Jahr 53
2.3.3. Analyse der Monatsmaxima 54
2.3.4. Retrospektive Analysen....56
2.3.4.1. Krems bei Kremsmünster 56
2.3.4.2. Antiesen bei Haging....59
2.3.4.3. Traun bei Ebelsberg 60
2.3.4.4. Krems bei Kremsdorf....61
2.3.4.5. Enknach bei Österlehen 62
2.3.4.6. Traun bei Obertraun 63
2.3.4.7. Reichramingbach bei Reichraming....65
2.3.4.8. Feldaist bei Kefermarkt....66
2.3.4.9. Große Mühl bei Teufelmühle 67
2.3.4.10. Kleine Mühl bei Koblmühle 68
2.3.4.11. Ager bei Dürnau und bei Raudaschlsäge....69
2.3.4.12. Vöckla bei Timelkam....71
2.3.4.13. Schalchener Brunnbach und Schwemmbach....73
2.3.5. Überschreitungen von Wassertemperaturgrenzwerten 76
2.3.6. Prognosemodelle....81
2.3.6.1. Lineare Regression....81
2.3.6.2. Zusammenhang Luft/Wassertemperatur und Seehöhe (1984-2004) 83
2.3.6.3. Seehöhenmodell....85
2.4. Fazit....93
2.5. Schlussfolgerungen 94

2.6. Vorgeschlagene Maßnahmen 95
2.7. Weiterführende Untersuchungen 97
3. Danksagung 98
4. Literatur 99
5. Tabellenverzeichnis 103
6. Abbildungsverzeichnis 105
7. Anhang 107
7.1. Lineare Regressionsanalysen 122

1. Teil Physiologie

1.1. Einleitung

Fische haben einen optimalen Temperaturbereich, an den sie in Hinblick auf jährliche, saisonale und tägliche Temperaturveränderungen angepasst sind. Wie aus der Literatur bekannt ist, führen langfristige Temperaturveränderungen oder gehäuft auftretende Temperaturextreme zu chronischem Stress (Barton 2002), (2) zu einer Schwächung des Immunsystems (Bly und Clem 1992, Le Morvan et al. 1998), (3) zu Veränderungen oder Störungen in der Fortpflanzung und Entwicklung und (4) letztendlich zum Ausfall verschiedener Körperfunktionen und zum Tod (Wendelaar-Bonga 1997). Eine Änderung der Temperaturverhältnisse durch natürliche oder anthropogene Einflüsse bedingt daher unausweichlich eine Änderung der Artenzusammensetzung. Anzeichen von chronischem Stress und Veränderungen im Immunsystem sind wichtige erste Hinweise auf Veränderungen im Organismus und somit erste Indikatoren für Veränderungen im Ökosystem und in der Fischartenzusammensetzung. Neben den allgemeinen Körperfunktionen wird auch die Fortpflanzung der Fische entscheidend durch die Temperatur beeinflusst (Billard 1986, Bromage und Roberts 1994). Die Produktion der Spermien und Eier, sowie der Ablaichvorgang werden über hormonelle Regelkreise direkt von der Temperatur beeinflusst. Die Embryonalentwicklung der Fische erfolgt in Eiern und steht ebenfalls unter direktem Einfluss der Temperatur. Zusätzlich sind Fischembryonen unbeweglich und sie können suboptimalen Wassertemperaturen daher nicht ausweichen. Eine Erhöhung der Körpertemperatur führt auch zu einer Erhöhung der Stoffwechselrate, wodurch sich der Energieverbrauch und damit der Nahrungsbedarf erhöht. Wenn das Nahrungsangebot – wie unter natürlichen Bedingungen üblich – begrenzt ist, verringern sich Wachstum und Reproduktion zu Gunsten der Aufrechterhaltung der Homeostasis (Wendelaar-Bonga 1997, Elliott und Elliott 1995, Elliott und Hurley 1999).

Störung und Ausfall von Körperfunktionen können im Freiland leicht durch Veränderungen im Verhalten der Fische beobachtet werden. Ebenso ist eine durch Temperaturerhöhung verursachte Mortalität von Fischen relativ leicht festzustellen. Die Initialphasen, wie physiologischer und metabolischer Stress, sowie

Veränderungen im Immunsystem und Fortpflanzungsverhalten sind aber ohne wissenschaftliche Untersuchungsmethoden nicht beobachtbar. Sie geben wichtige erste Hinweise auf Veränderungen im Organismus und sind damit erste Indikatoren für Veränderungen im Ökosystem und in der Fischartenzusammensetzung. Deshalb wurde im vorliegenden Projekt untersucht, wie weit Fische in oberösterreichischen Gewässersystemen mit verschiedenem Temperaturregime tatsächlich durch Temperaturveränderungen beeinflusst sind und welche Parameter verwendet werden können, um diese Beeinflussung zu charakterisieren. Die Untersuchungen werden an ausgewählten Fischarten – typisch für viele oberösterreichische Gewässer - durchgeführt, nämlich an Bachforelle, Elritze, Gründling und Koppe.

1.2. Material und Methoden

1.2.1. Befischungen

Folgende 5 Beprobungsstellen in Oberösterreich wurden ausgewählt: Großer Bach, Rettenbach, Große Mühl, Pram, Ager und Trattnach. Im Zeitraum von Juli 2008 bis Juli 2009 wurden an diesen Gewässern Befischungen durchgeführt (siehe Tab. 1), wobei von jeder Art jeweils 20 Fische abgefischt wurden, ausgenommen zur Laichzeit der jeweiligen Art, zu diesem Termin wurden 40 Fische entnommen.

Tabelle 1 Schema der Befischungen

GEWÄSSER	QUARTAL	DATUM DER PROBENNAHME			
		Elritze	Gründling	Koppe	Bachforelle
TRATTNACH	3. Quartal	10.07.2008	10.07.2008	10.07.2008	-
	4. Quartal	09.10.2008	09.10.2008	09.10.2008	-
	1. Quartal	19.03.2009	19.03.2009	27.03.2009	-
	2. Quartal	09.06.2009	14.07.2009	09.06.2009	-
GROßE MÜHL	3. Quartal	30.07.2008	-	-	30.07.2008
	4. Quartal	13.10.2008	-	-	13.10.2008
	1. Quartal	23.03.2009	-	-	23.03.2009
	2. Quartal	05.06.2009	-	-	05.06.2009
AGER	3. Quartal	29.07.2008	-	29.07.2008	-
	4. Quartal	27.10.2008	-	27.10.2008	-

	1. Quartal	16.03.2009	-	-	-
	2. Quartal	16.06.2009	-	16.06.2009	-
PRAM	3. Quartal	-	16.07.2008	-	-
	4. Quartal	-	09.10.2008	-	-
	1. Quartal	-	18.3.2009	-	-
	2. Quartal	-	11.05.2009	-	-
GROßER BACH	3. Quartal	-	-	17.07.2008	17.07.2008
	4. Quartal	-	-	30.09.2008	22.10.2008
	1. Quartal	-	-	24.03.2009	24.03.2009
	2. Quartal	-	-	08.06.2009	08.06.2009
HINTERER	3. Quartal	-	-	-	17.07.2008
RETTENBACH	4. Quartal	-	-	-	22.10.2008
	1. Quartal	-	-	-	25.03.2009
	2. Quartal	-	-	-	08.06.2009

1.2.2. Fischuntersuchungen

Für die physiologischen Untersuchungen wurden die Fische in ein Labor transportiert und in MS222 getötet. Anschließend wurden 0.5 U/10g Körpergewicht Heparin intraperitoneal injiziert. Körpergewicht und Länge der Tiere wurden ermittelt. Der Konditionsfaktor nach Fulton (CF) wurde mit folgender Formel berechnet: CF = Körpergewicht / Totallänge^3 * 100. Die Untersuchungen erfolgten nach dem in Abbildung 2 dargestellten Schema. Hautabstriche wurden auf Objektträger aufgebracht und der mögliche Befall mit Ektoparasiten wurde im Lichtmikroskop bei 25x Vergrößerung untersucht. Das Perikard wurde geöffnet und 0,2 – 0,5 ml Blut wurden entnommen. 10 µl Blut wurde in 1000 µl 7% Glutaraldehyd in 100 mmol/l Cacodylatpuffer (pH 7.4) fixiert. Vom restlichen Blut wurde das Plasma durch Zentrifugation abgetrennt.

Anschließend wurde die Leibeshöhle geöffnet. Die Organe wurden makroskopisch auf Anormalitäten kontrolliert. Die Milz und die Leber wurden entnommen und abgewogen. Milz- und Leberindex wurden berechnet (Organgewicht / Körpergewicht * 100). Teile der Leber wurden in einer 150 mmol/l Kaliumchloridlösung in 150 mmol/l Kaliumphosphatpuffer gewaschen (pH 7.0) und zur Bestimmung der EROD-Enzymaktivität bei –70°C eingefroren. Von der Leber, vom Gehirn und von der Muskulatur wurden Proben genommen und die Metabolite in 3mol/l Perchlorsäure extrahiert. Hautproben wurden in 100 mmol/l Phosphatpuffer tiefgefroren. Zur Bestimmung der Enzymaktivitäten und der Muskellipidperoxidation wurden Gewebsproben in 100 mmol/l Trispuffer bei –70°C eingefroren.

1.2.3. Analyse der Blutzellen

Die Gesamtzahl der Blutzellen wurde in den fixierten Proben in einer Burker Turk Zählkammer ermittelt. Dann wurden sie in einer Giemsalösung gefärbt und folgende Zelltypen bestimmt: normale Erythrozyten, defekte Erythrozyten, die eine unregelmäßige Gestalt, einen exzentrischen Kern oder 2 Kerne aufwiesen, runde und ovale (fusiforme) Thrombozyten, Lymphozyten und Granulozyten. Im Blutplasma wurden die Proteinkonzentration und die Glukosekonzentration bestimmt.

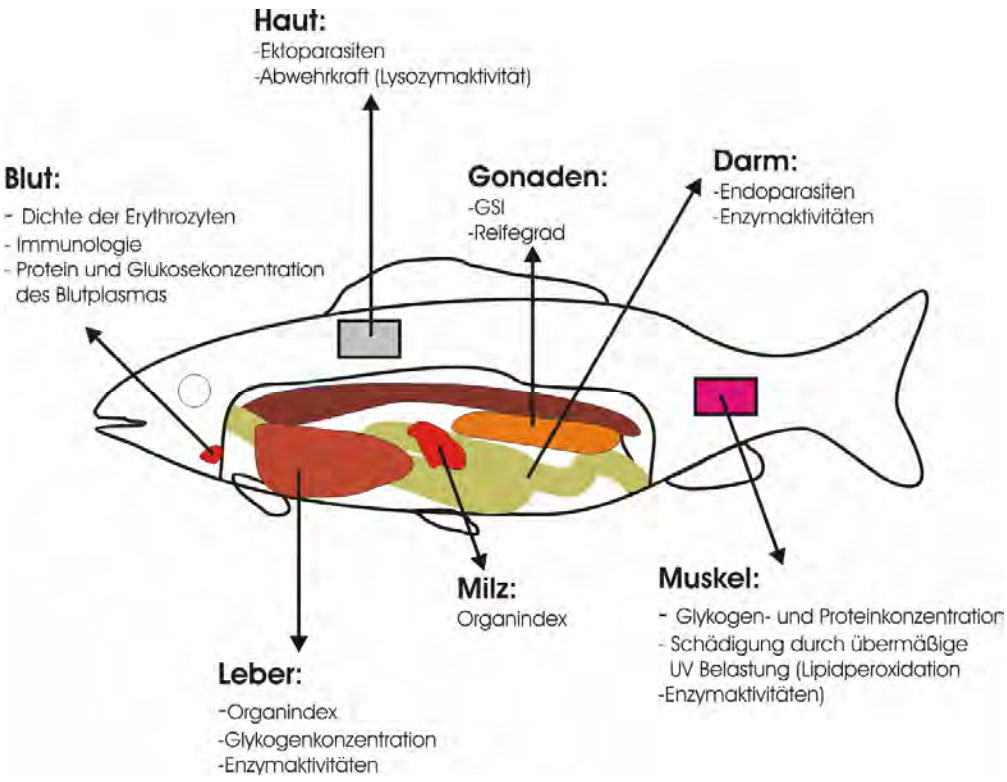

Abbildung 1 Übersicht der beprobten Gewebe

1.2.4. EROD Aktivität und Lipidperoxidation

Zur Messung der Leberethoxyresorufin-O-deethylaseaktivität (EROD) wurden die Proben in 4°C kaltem Phosphatpuffer (pH 7,8) homogenisiert und der Überstand für die Messungen verwendet. Die Bestimmung erfolgte nach der Methode von van den Heuvel et al. (1999), wobei 46 µmol/l Resorufinbenzylether als Substrat und 5,75 mmol/l NADPH als Co-Substrat verwendet wurde. Die Farbreaktion wurde im Fluoreszenzbereich bei einer Exzitation von 530-535 nm und einer Emission von 580-590 nm gemessen. Die Enzymaktivität wurde auf die Proteinkonzentration der Probe bezogen.

Die Lipidperoxidation im Muskel wurde mit der Thiobarbitursäurereaktion nach Aitken et al. (1993) gemessen. In den homogenisierten Proben wurde die Lipidperoxidation mit Eisensulfat und Ascorbatsäure initiiert, dann wurden die Proben 3 h in einem 37°C Wasserbad inkubiert und die Lipidperoxidation in 1 h Intervallen basierend auf einer Farbentwicklung mit Natriumdodecylsulfat, HCl, Phosphotungstensäure, Thiobarbitursäure und Hydroxytoluene in einem Hitachi F-4500 Fluoreszenzspektrophotometer gemessen. Die Details der Methode sind in den Beschreibungen von Aitken et al. (1993) ersichtlich.

1.2.5. Lysozymaktivität

Lysozm wurde aus der Haut selektiv in eine 50 mmol/l bis-(2-ethylhexyl) Natriumsulfosuccinat-trimethylpentanlösung extrahiert, und von dieser in 50 mmol/l Phosphatpuffer (pH 11,2) rückextrahiert. Die Lysozymaktivität wurde mit einem turbidimetrischen Test nach Ellis (1990) bestimmt. Die Lyse des gram-positiven Bakteriums *Micrococcus lysodeikticus* wurde basierend auf der Abnahme der Adsorption bei 530 nm bestimmt. Als Referenzeinheit für die Lysozymaktivität wurde die Sialsäurekonzentration der Probe verwendet, da dieses Molekül spezifisch für die Haut ist. Sialsäure wurde mit einem Verfahren von Skoza und Mohos (1975) gemessen.

1.2.6. Bestimmung von Glukose Glykogen, Protein und freien Aminosäuren

Die Messungen wurden mit Routinemethoden von Bergmeyer (1985) bestimmt. Die Konzentrationen wurden soweit nicht anders angegeben auf das Probengewicht bezogen.

1.2.7. Enzyme

Um verschiedene Enzymaktivitäten in der Leber, im Darm und im Muskel zu messen, wurden Gewebsproben in 4°C kaltem Trispuffer (pH 7,4) homogenisiert und anschließend zentrifugiert. Der Überstand wurde verwendet. Die Methoden basieren auf Routinetests die in Bergmeyer (1985) beschrieben wurden und wurden für das jeweilige Gewebe standardisiert wurden. In der Leber wurden die Aspartat-Aminotransferase, Glutamatdehydrogenase und Katalase gemessen, im Muskel die Mg^{++}-Adenosintriphosphatase und Laktatdehydrogenase und im Darm die Verdauungsenzyme Protease (Caseinprotease, Trypsin), Glukosidase und alkalische Phosphatase. Die Testbedingungen sind in Tabelle 2 dargestellt. Die angeführten Enzymaktivitäten wurden in klimatisierten Räumen bei 10°C, 15°C und 20°C gemessen und die Enzymaktivität auf den Proteingehalt der Proben bezogen.

Tabelle 2 Testbedingungen für die Messungen der Enzymaktivitäten

Organ	Enzym	Substrat	Co-Substrat	pH-Wert
LEBER	Aspartataminotransferase	10 mmol/l 2-Oxoglutarat, 150 mmol/l Aspartat	0.1 mmol/l Pyridoxal-5-phosphat	7,8
	Glutamatdehydrogenase	14 mmol/l 2-Oxoglutartat	100 mmol/l Ammoniumacetat, 0.8 mmol/l ADP	7,8
	Katalase	750 µmol/l H_2O_2		
MUSKEL	Mg^{++}-Adenosintriphosphatase	0.55 mmol/l ATP	4 mmol/l $MgSO_4$	7.6
	Laktatdehydrogenase	0,20 mmol/l Laktat	200 mmol/l NaCl	7,6
DARM	Caseinprotease	0,25% Casein		7,6
	Trypsin	0,88 mmol/l N-α-benzoyl-L-arginine ethyl ester (BAEE),	0,6 mmol/l $CaCl_2$	7,4
	Glukosidase	20 mmol/l Maltose	-	6,0
	alkalische Phosphatase	11 mmol/l p-nitrophenyl phosphate	-	9,8

1.2.8. Reproduktionsbiologische Untersuchungen

Bachforellen, Elritzen, Koppen und Gründlinge wurden circa 2 bis 3 Wochen vor Beginn der Laichzeit aus den untersuchten Gewässern abgefischt. In einwöchigen Intervallen wurde untersucht, ob die Fische bereits laichreif waren. Dazu wurden die Tiere aus den Hälterungsbecken abgefischt. Anschließend wurde durch Abstreifen

untersucht, ob bereits reife Gameten vorhanden waren. Sobald die Tiere laichreif waren, wurde folgendes Beprobungsprotokoll durchgeführt: Bei Bachforellen wurden die laichreifen Weibchen völlig ausgestreift, während von den Männchen der Samen in einwöchigen Intervallen abgestreift wurde, um die Dauer der Laichzeit und die Samenqualität im Verlauf der Laichzeit festzustellen. Bei den übrigen Arten, die nur eine geringe Gametenmenge produzierten, wurden keine Untersuchungen zur Veränderung der Samenlaichzeit im Verlauf der Laichperiode durchgeführt. Die Spermiendichte wurde photometrisch ermittelt, die Spermienmotilität subjektiv im Mikroskop geschätzt. Für die Befruchtungstests wurden jeweils 1 - 10 g Eier verwendet (abhängig von der Art), mit Samen befruchtet und in Brutrahmen bis zum Augenpunktsstadium erbrütet. Zur Bestimmung der Samenqualität wurde ein Samen Eiverhältnis von 1 : 3 x 10^5 verwendet, zur Bestimmung der Eifertilität ein Verhältnis von 1 : 6x 10^6. Das Eigewicht wurde mit einer Analysenwaage vor und nach der Eiquellung ermittelt, abschließend wurde die prozentuelle Gewichtszunahme während der Quellung berechnet.

1.3. Ergebnisse

1.3.1. Wassertemperaturen

Tabelle 3 zeigt die mittleren Wassertemperaturen der untersuchten Gewässer in den Untersuchungsintervallen. Das sommerwärmste Gewässer war im Untersuchungszeitraum die Ager, gefolgt von Pram, Trattnach und Großer Mühl. Großer Bach und hinterer Rettenbach waren sommerkühle Gewässer. Im Winter unterschied sich die Situation. Das winterkälteste Fließgewässer war die Große Mühl gefolgt von der Pram, der Trattnach, und dem Großen Bach, während Ager und Hinterer Rettenbach höhere Temperaturen von > 5°C aufwiesen.

Tabelle 3 Mittlere Wassertemperaturen der untersuchten Gewässer. Daten in Klammer sind Maximum/Minimumwerte für den Untersuchungszeitraum

	1. Quartal (Frühling)	**2. Quartal (Sommer)**	**3. Quartal (Herbst)**	**4.Quartal (Winter)**
Ager	**10,3** (16,6; 4,4)	**17,1** (19,1; 14,8)	**15,5** (19,7; 10,7)	**6,6** (11,5; 3,6)
Großer Bach	**8,4** (13,6; 3,9)	**11,7** (14,4; 9,5)	**9,3** (10,1; 8,2)	**4,3** (10,1; 0,4)
Große Mühl	**9,2** (16,9; 2,2)	**14,1** (16,3; 11,3)	**10,2** (11,9; 9,2)	**2,4** (11,0; 0,1)
Hinterer Rettenbach	**6,0** (6,6; 5,1)	**6,7** (7,6; 6,2)	**6,6** (7,0; 6,2)	**5,8** (7,3; 4,0)
Pram	**12,0** (18,3; 4,1)	**15,9** (18,7; 13,4)	**11,8** (11,9; 11,7)	**3,7** (12,6; 0,1)
Trattnach	**12,2** (18,6; 4,6)	**15,9** (18,7; 13,3)	**11,7** (12,9; 10,2)	**3,8** (11,9; 0,0)

1.3.2. Konditionsfaktor der Fische

Der Konditionsfaktor gibt Rückschlüsse auf den körperlichen Zustand und die Vitalität von Fischen. Gute Kondition äußert sich in einem hohen Konditionsfaktor und umgekehrt. Der Konditionsfaktor wurde nach Fulton mit folgender Formel berechnet: Konditionsfaktor = Körpergewicht / Totallänge^3 * 100.

Der Konditionsfaktor nahm bei allen untersuchten Arten und in allen untersuchten Gewässern vom Winter zum Sommer hin zu und erreichte entweder im Sommer oder Herbst ein Maximum (Abbildung 2).

Die prozentuelle Zunahme im Konditionsfaktor war bei Gründlingen aus Pram und Trattnach (deren Wassertemperatur sehr ähnlich ist) nicht unterschiedlich. Bei den Koppen bestanden dagegen klare Unterschiede. Bei der Population aus dem sommerwärmsten Gewässer, der Ager, war die Zunahme deutlich geringer als bei der Trattnachpopulation (Abbildung 2).

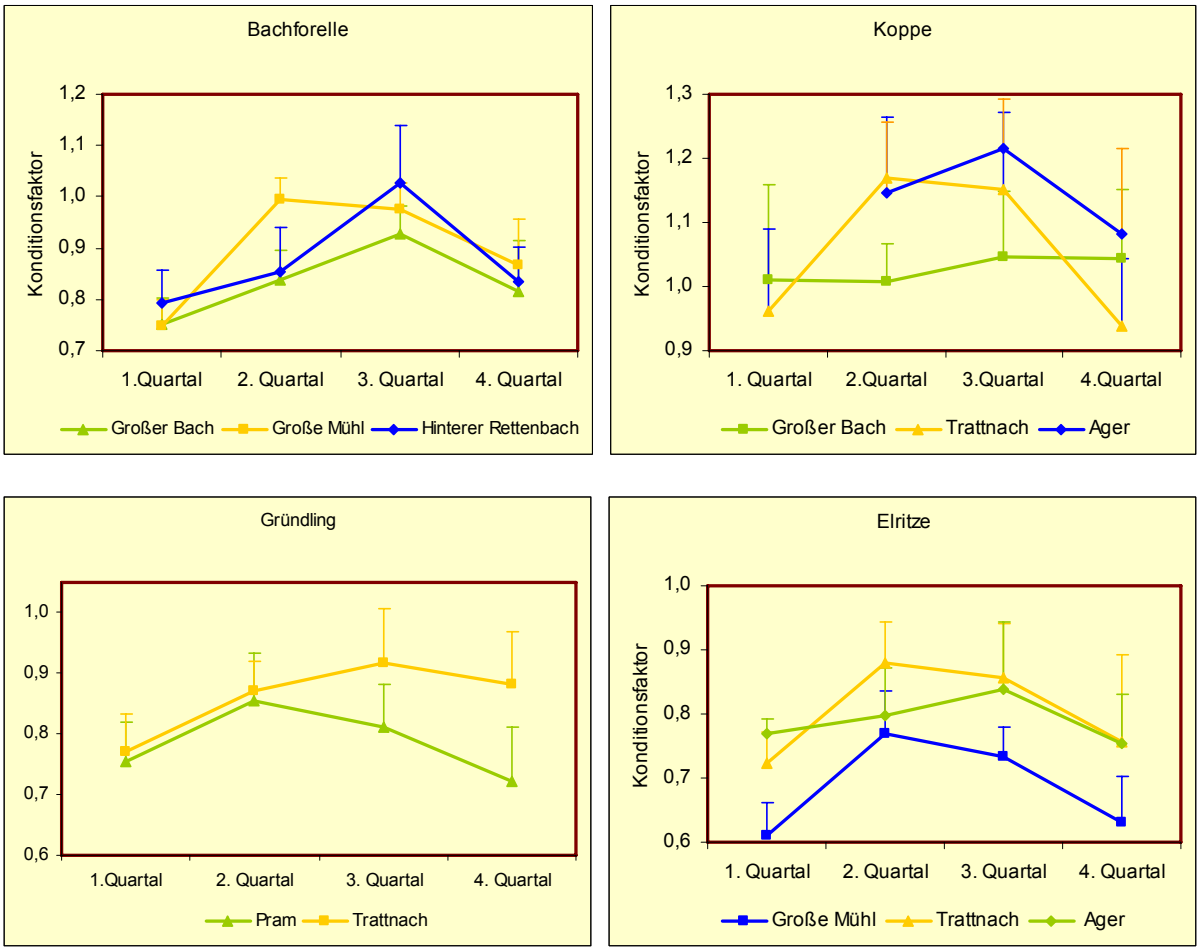

Abbildung 2 Konditionsfaktoren der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

Auch bei Elritzen war die prozentuelle Zunahme im Konditionsfaktor bei Fischen aus der Ager gegenüber Fischen aus sommerkühleren Gewässern wie der Großen Mühl und Trattnach deutlich erniedrigt (Tabelle 4). Bei den untersuchten Bachforellenpopulationen, die alle aus relativ kühlen Gewässern stammten, konnten keine klaren Unterschiede aufgezeigt werden (Tabelle 4). Bachforellen aus dem Großen Bach wiesen - wie auch Koppen aus dem Großen Bach – eine relativ geringe Zunahme im Konditionsfaktor auf. Die Ursachen sind unklar.

Tabelle 4 Prozentuelle Veränderungen im Konditionsfaktor und in den Konzentrationen von Leberglykogen, Hautlysozym und Muskelprotein vom Winter zum Sommer. Werte sind prozentuelle Veränderungen der jeweiligen Mittelwerte

Gewässer	**prozentuelle Veränderungen (%) im**				**mittlere Temperatur (°C) im**	
	Konditions-faktor	**Leber-glykogen**	**Haut-lysozym**	**Muskel-protein**	**Winter**	**Sommer**
Gründling						
Pram	118,2	13,7	116,1	130,3	3,7	15,9
Trattnach	118,8	9,1	121,1	123,4	3,9	15,9
Koppe						
Ager	112,3	19,0	321,1	118,4	6,6	17,1
Trattnach	124,7	64,9	301,7	112,2	3,9	15,9
Großer Bach	115,1	50,8	141,6	197,8	4,3	11,7
Elritze						
Ager	105,8	5,9	1696,0	103,5	6,6	17,1
Trattnach	121,5	54,3	1389,6	128,6	3,9	15,9
Große Mühl	126,3	44,3	171,0	106,2	2,4	14,1
Bachforelle						
Hinterer Rettenbach	129,3	38,9	139,7	133,6	5,7	6,7
Großer Bach	123,1	25,8	216,6	116,3	4,3	11,7
Große Mühl	133,2	2,0	731,1	120,4	2,4	14,1

1.3.3. Leber- und Muskelglykogen

Kohlenhydrate werden im Körper in Form von Glykogen entweder im Muskel oder in der Leber gespeichert. Während das Muskelglykogen nur unter extremen Stresssituationen verwendet und normalerweise konstant gehalten wird, dienen die Leberdepots als Kohlenhydratreserve, die vom Muskel, aber auch von anderen Geweben wie zum Beispiel vom Gehirn in Anspruch genommen werden. Das Leberglykogen dient auch der Aufrechterhaltung der Glukosekonzentration im Blut. Entsprechend des Verbrauchs unterliegen die Glykogendepots in der Leber größeren Schwankungen.

Zur Glykogenbestimmung wurden Leber- und Muskelproben aus den Fischen entnommen, und in Perchlorsäure homogenisiert. Das Protein wurde abgetrennt, die Proben mit Kalilauge neutralisiert und die Glykogenkonzentration mit einer enzymatischen Routinemethode bestimmt. Die Glykogenkonzentration wurde auf das Probengewicht bezogen.

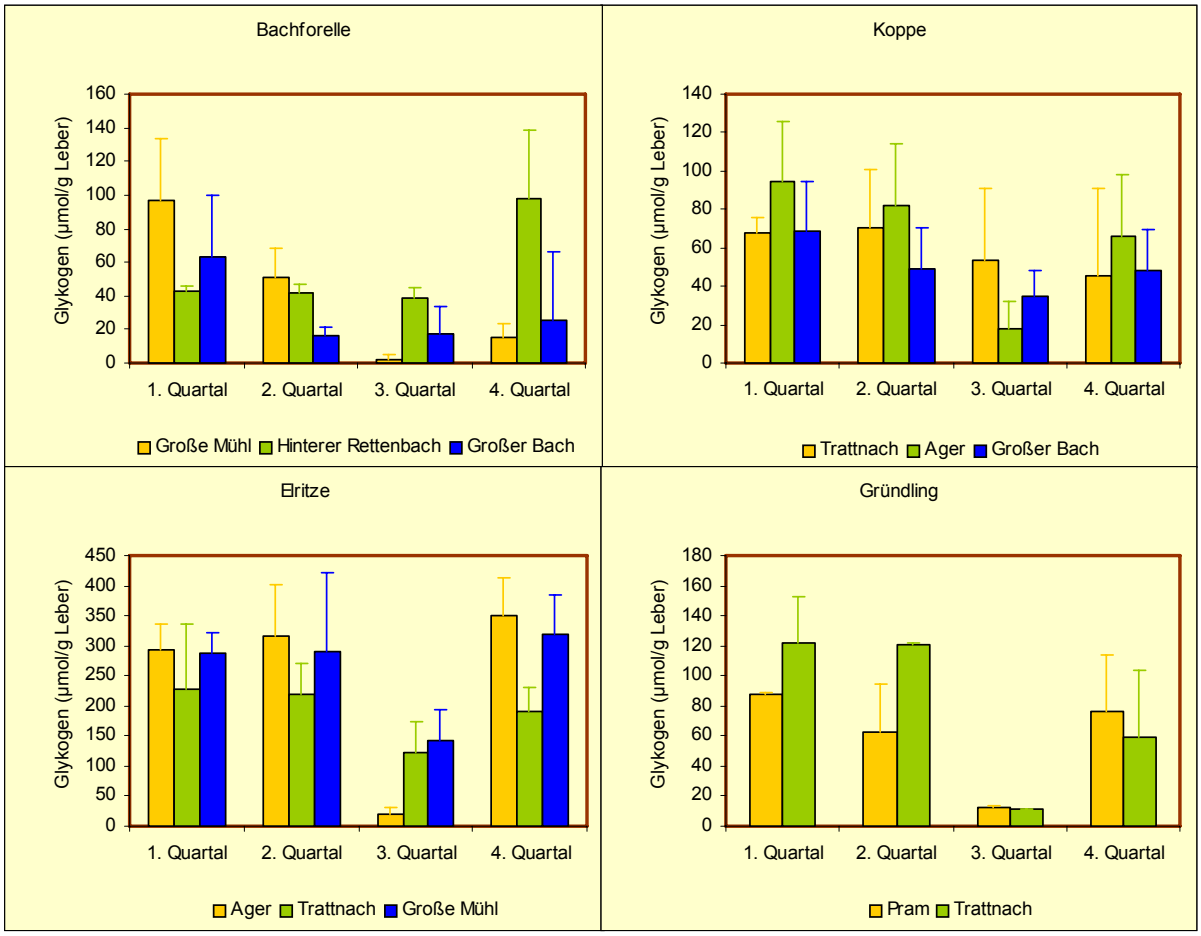

Abbildung 3 Glykogenkonzentration in der Leber der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

Die Analysen zeigten, dass die Muskelglykogenkonzentrationen bei allen untersuchen Fischenarten und Gewässertypen unverändert blieben (Abbildung 4). Dagegen veränderte sich die Glykogenkonzentration in der Leber signifikant. Grundsätzlich war eine Abnahme in der Glykogenkonzentration vom Winter zum Sommer zu beobachten und das Minimum wurde entweder im Sommer oder im Herbst erreicht (Tabelle 4).

Die prozentuelle Abnahme im Leberglykogen war bei Gründlingen aus Pram und Trattnach (deren Wassertemperatur fast ident ist) in etwa gleich (Tabelle 4). Bei der Koppe und der Elritze waren klare Unterschiede zu beobachten. Bei den Populationen aus der Ager, dem sommerwärmsten Gewässer, war die Abnahme deutlich größer als bei Populationen aus sommerkühleren Gewässern (Tabelle 4).

Dieser Trend war auch bei den untersuchten Bachforellenpopulationen beobachtbar. Bei Bachforellen aus der Großen Mühl war die Abnahme im Leberglykogen deutlich stärker als bei Populationen aus dem kühleren Großen Bach (Tabelle 4). Bei Bachforellen aus dem Hinteren Rettenbach war sie am geringsten (Tabelle 4).

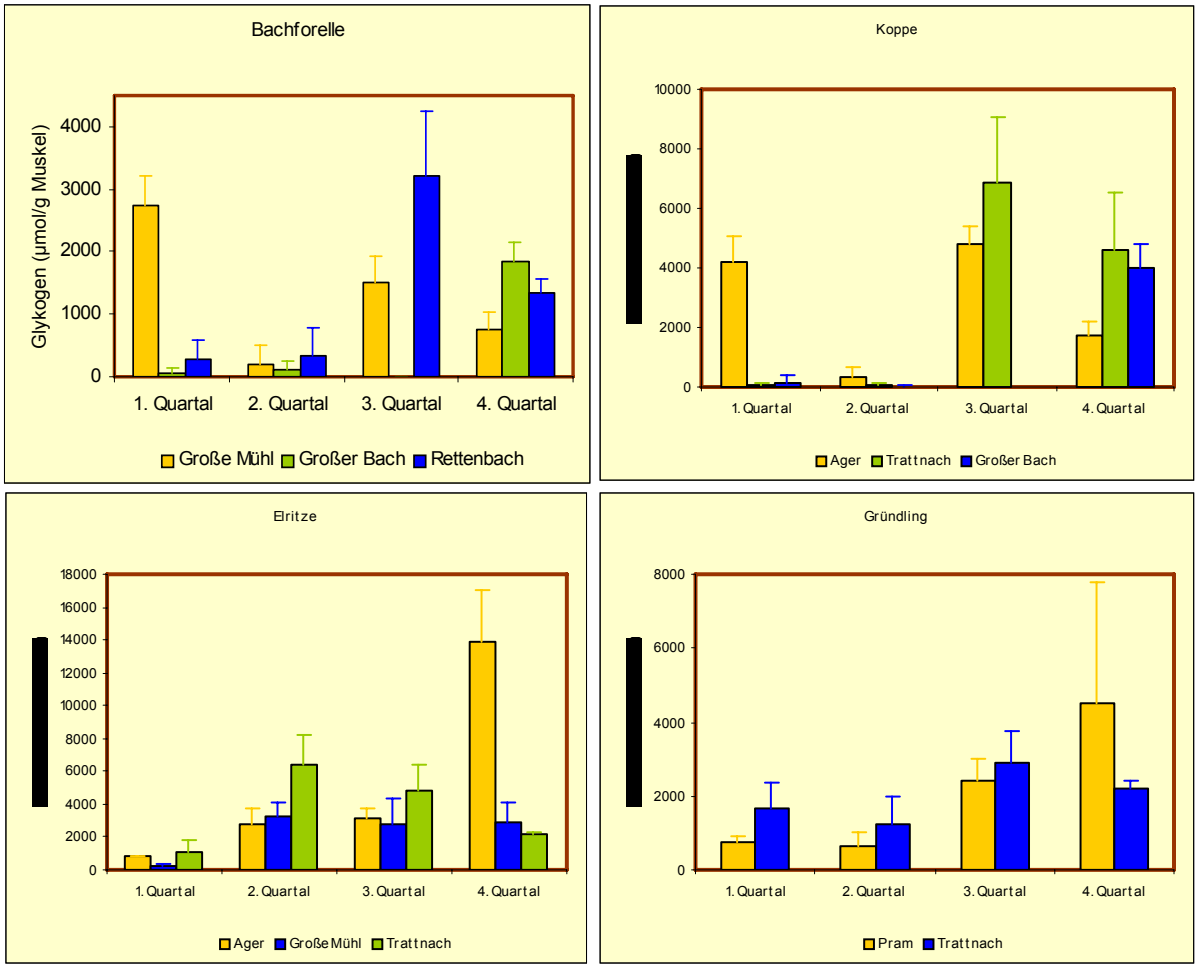

Abbildung 4 Glykogenkonzentration im Muskel der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

1.3.4. Lysozymaktivität in der Haut

Fische besitzen eine Schleimhaut, die direkt mit dem Wasser in Kontakt ist. Die Schleimhaut ist daher das primäre Angriffsziel von verschiedensten Parasiten und anderen Krankheitserregern. Deshalb besitzt die Haut auch spezielle Abwehrmechanismen gegen Pathogene. Lysozym ist ein Enzym, das die Zellwände von Bakterien und anderen Einzellern auflösen kann und damit diese Zellen zerstört. Deshalb ist es wichtig für die Abwehr bakterieller Infektionen.

Lysozym wurde aus Gewebsproben der Haut selektiv in eine Bis-(2-ethylhexyl) Natriumsulfosuccinat-trimethylpentanlösung extrahiert, und von dieser in Phosphatpuffer rückextrahiert. Die Lysozymaktivität wurde mit einem turbidimetrischen Test nach Ellis (1990) basierend auf der Lyse des gram-positiven Bakteriums *Micrococcus lysodeikticus* bestimmt. Die Lysozymaktivität wurde auf die Sialsäurekonzentration der Probe bezogen.

Die Lysozymaktivität der Haut nahm bei den untersuchten Fischpopulationen vom Winter zum Sommer hin zu (Abbildung 5). Dabei war ein deutlicher Trend zu erkennen, nämlich dass die prozentuelle Zunahme in der Lysozymaktivität der Fische in sommerwarmen Gewässern deutlich höher war als in sommerkühlen Gewässern. So zeigten Koppen aus der Ager eine höhere prozentuelle Zunahme der Lysozymaktivität als jene aus der Trattnach und aus dem Großen Bach (Abbildung 5).

Auch bei Elritzen aus der Ager war die prozentuelle Zunahme in der Lysozymaktivität höher als bei jenen aus der Trattnach und aus der Großen Mühl (Abbildung 5). Derselbe Trend war bei Bachforellen erkennbar. Bei Bachforellen aus der Großen Mühl war die Zunahme in der Lysozymaktivität höher als bei Fischen aus dem Großen Bach und aus dem Hinteren Rettenbach (Abbildung 5). Nur für Gründlinge aus der Pram und aus der Trattnach war kein Trend ersichtlich, wahrscheinlich da die beiden Gewässer sehr ähnliche Sommertemperaturen hatten (Abbildung 5).

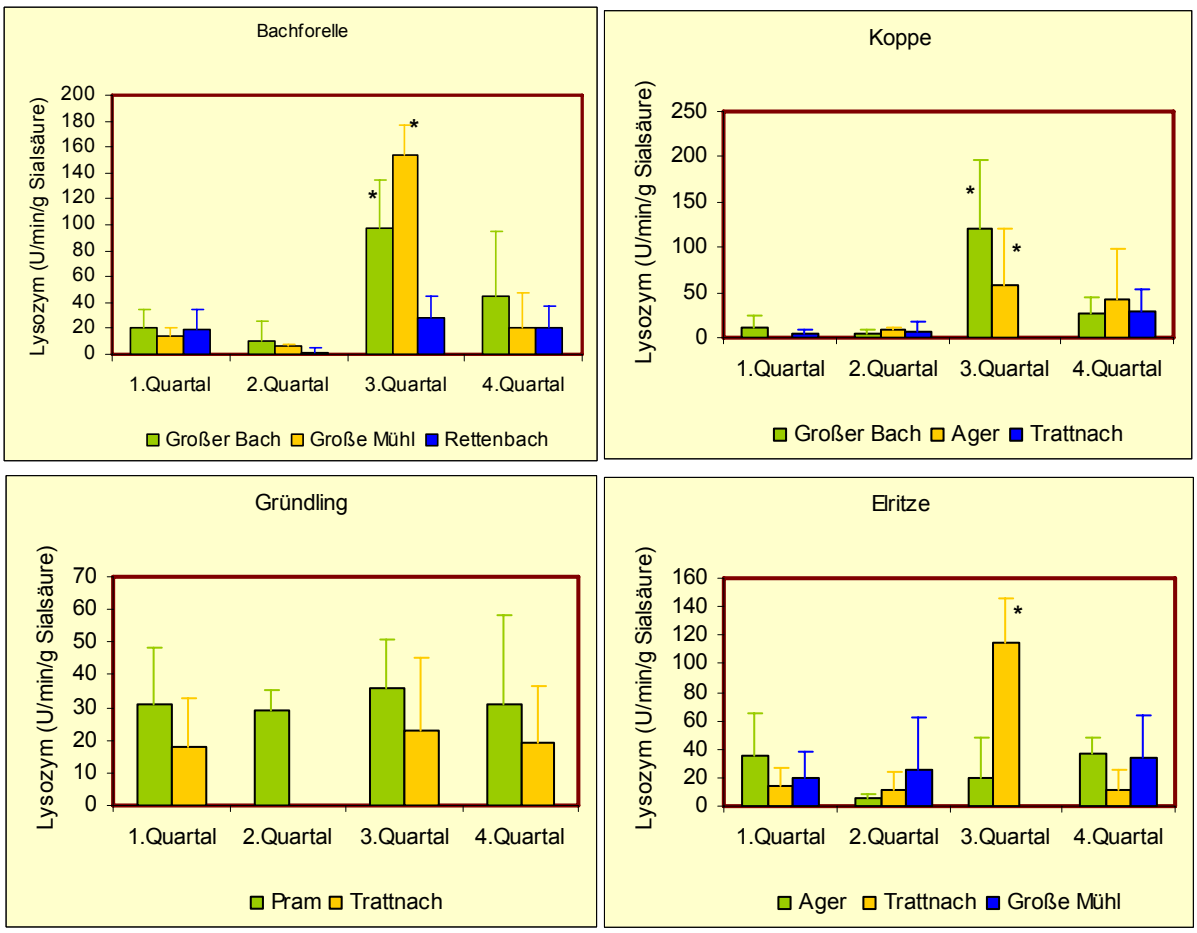

Abbildung 5 Lysozymaktivität in der Haut der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

3.5. Muskelproteine

Proteine stellen den Hauptbestandteil der Muskelmasse dar. Die Proteine der Muskeln (Myosin und Aktin) verändern ihre Form (Konfiguration) und sorgen dadurch für Muskelkontraktion und damit für Bewegung. Im Hungerzustand können Muskelproteine abgebaut und zur Energiegewinnung und Aufrechterhaltung lebensnotwendiger Prozesse genutzt werden. Der Anteil von Protein in der Muskelmasse ist daher ein Indikator für die Fischkonditionen.

Muskelproben wurden entlang der Seitenlinie etwa in Körpermitte entnommen, homogenisiert und das Protein alkalisch gelöst. Die Proteinbestimmung erfolgte mit einer Standardmethode nach Lowry.

Der Proteinanteil der Muskeln nahm vom Winter zum Sommer bei allen untersuchten Fischpopulationen zu, wobei aber kein klarer Trend erkennbar war, der mit der Gewässertemperatur in Verbindung gebracht werden kann (Tabelle 4). Am ehesten war dies noch bei Koppen und Bachforellen möglich. Koppen aus der Ager zeigten eine sehr geringe prozentuelle Zunahme im Proteinanteil der Muskelmasse, während Koppen aus den kühleren Gewässern (Trattnach, Großer Bach) eine stärkere Zunahme zeigten (Tabelle 4). Auch bei Bachforellen aus dem extrem sommerkühlen Hinteren Rettenbach war die prozentuelle Zunahme im Muskelprotein höher als bei Bachforellen aus den wärmeren Gewässern. Bei Elritzen und Gründlingen war kein Zusammenhang zwischen der Konzentration der Muskelproteine und der Temperatur festzustellen (Tabelle 4).

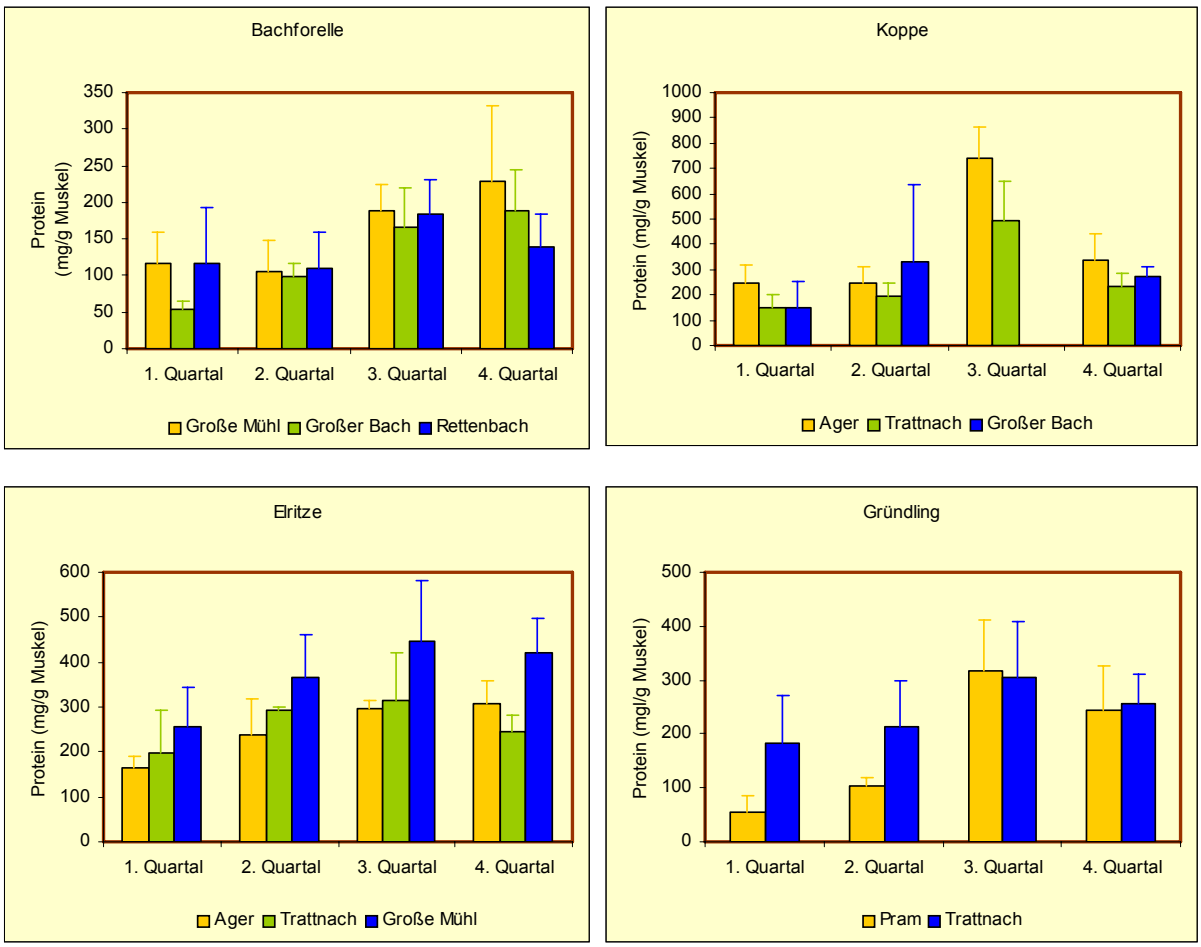

Abbildung 6 Proteingehalt im Muskel der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

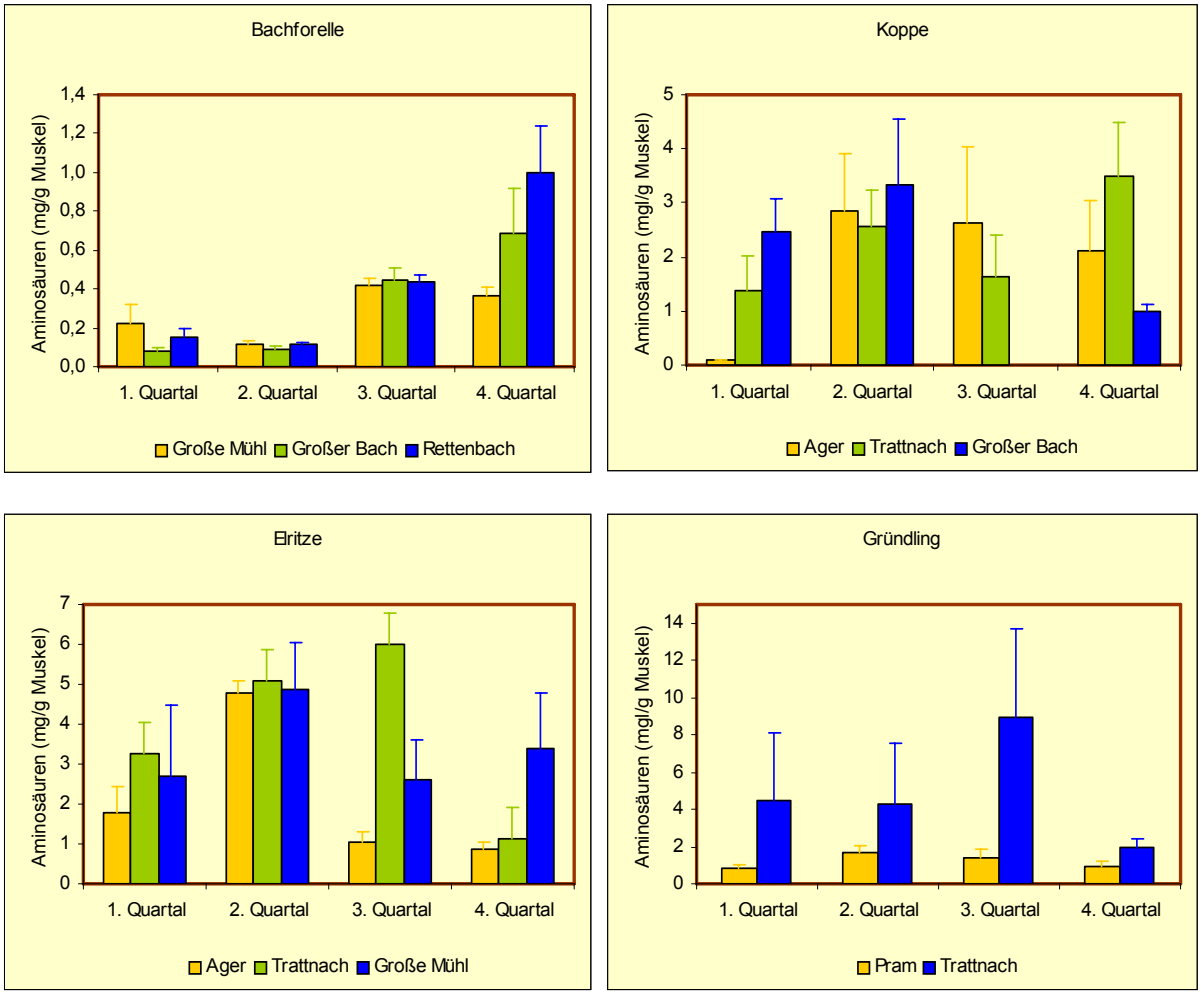

Abbildung 7 Freie (nicht gebundene) Aminosäuren im Muskel der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

1.3.5. Temperaturabhängigkeit von charakteristischen Leitenzymen

Enzyme sind Proteine, die eine biochemische Reaktion ermöglichen oder beschleunigen. Sie sind daher für den Stoffwechsel unbedingt notwendig. Neben anderen Parametern sind Enzyme auch stark von der Temperatur abhängig, wobei Temperaturveränderungen ihre Aktivität sowohl erhöhen als auch erniedrigen können. Deshalb wurden charakteristische Leitenzyme aus verschiedenen Organen von Bachforellen, Elritzen, Gründlingen und Koppen auf ihre Temperaturabhängigkeit untersucht. Dies waren in der Leber die Aspartat-Aminotransferase, Glutamatdehydrogenase und Katalase, im Muskel die Mg^{++}-Adenosintriphosphatase und Laktatdehydrogenase und im Darm Verdauungsenzyme wie Protease, Glukosidase und alkalische Phosphatase.

Aspartat-Aminotransferase ist ein Enzym, das die Umwandlung von α-Ketoglutarat in die Aminosäure Glutaminsäure katalysiert. Ohne diesen Reaktionsschritt wäre die Verwertung von Kohlenhydraten im Stoffwechsel unmöglich.

Katalase ist ein Enzym, das Wasserstoffperoxid zu Sauerstoff und Wasser umsetzt. Wasserstoffperoxid fällt als Nebenprodukt beim Abbau von Purinen und bei der Oxidation von Fettsäuren an und kann zu Zellschädigungen führen.

Glutamatdehydrogenase katalysiert die Reaktion von L-Glutamat, Wasser und $NAD(P)^+$ zu Ammonium, α-Ketoglutarat und NAD(P)H. Damit ist es ein Teil des Stickstoffmetabolismus und für die Fixierung und Freisetzung von Ammonium von zentraler Bedeutung.

Adenosintriphosphatasen spalten Adenosintriphosphat. Im Muskel spielen sie bei der Formveränderung von Myosin und Aktin und damit bei der Muskelbewegung eine zentrale Rolle.

Laktatdehydrogenase ermöglicht die Oxidation von Laktat zu Pyruvat bzw. dessen Rückreaktion und hat in der anaeroben Glykolyse eine wichtige Bedeutung.

Alkalische Phosphatase entfernt Phosphat-Gruppen von vielen Arten von Molekülen, insbesondere von Proteinen und Nukleotiden und spielt damit bei deren Abbau eine wichtige Rolle.

Proteasen sind Enzyme, die Eiweiß in Peptide aufspalten und somit in der Verdauung große Bedeutung haben. Sie können unterschiedliche Substrate haben, also unterschiedliche Proteine spalten.

Glukosidasen wiederum spalten Mehrfachzucker in Einfachzucker auf und haben damit im Abbau und in der Verdauung von Kohlenhydraten eine wichtige Bedeutung.

Zur Untersuchung der Enzyme wurden Gewebsproben entnommen, die Proteine in einem adäquaten Puffersystem homogenisiert und stabilisiert und anschließend wurden die Aktivitäten mit modifizierten Methoden von Bergmeyer (1985) bei 10, 15 und 20°C gemessen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Aktivität der meisten der untersuchten Enzyme von der Temperatur stark beeinflusst wird (Tabelle 5). Grundsätzlich kann nicht gesagt werden, dass die Enzymaktivitäten mit steigender Temperatur zunahmen und umgekehrt mit fallender Temperatur abnahmen, sondern manchen Enzymaktivitäten waren bei niedriger Temperatur erhöht, aber bei hoher Temperatur erniedrigt (z.B. Bachforelle alkalische Phosphatase, Katalase und Laktatdehydrogenase) (Tabelle 5). Zwischen Bachforelle, Elritze, Gründling und Koppe bestanden deutliche Unterschiede in der Temperaturabhängigkeit der Enzyme (Tabelle 5). So konnte bei der einen Art die Enzymaktivtät bei niedriger Temperatur erhöht, bei der anderen Art aber erniedrigt sein (z.B. Glutamatdehydrogenase, alkalische Phosphatase). Manche Enzymaktivitäten blieben von der Temperatur unbeeinflusst (z.B. Katalase, Casein Protease) (Tabelle 5). Zwischen den Populationen aus den verschiedenen, untersuchten Gewässersystemen bestanden keine Unterschiede in den Enzymaktivitäten (Daten nicht gezeigt).

Tabelle 5 Veränderungen von Enzymaktivitäten bei Bachforellen, Koppen, Elritzen und Gründlingen in Abhängigkeit von der Temperatur. Temperaturen von 10, 15 und 20°C wurden untersucht. Die Enzymaktivitäten bei einer Temperatur von 10°C wurden als 100% angenommen und die kumulativen prozentuellen Veränderungen bei 15°C und 20°C sind in der Tabelle dargestellt.

Enzym	**Bachforelle**	**Koppe**	**Elritze**	**Gründling**
BNAP-Protease, Darm	209	291	486	933
alkalische Phosphatase, Darm	32	163	100	100
Glukosidase, Darm	100	100	192	100
Casein-Protease, Darm	140	100	100	100
Mg^{2+}-ATPase, Muskel	5882	1219	5083	16485
Laktatdehydrogenase, Muskel	70	100	100	162
Glutamatdehydrogenase, Leber	1299	30	31	32
Katalase, Leber	54	100	100	160
Aspartataminotransferase, Leber	486	248	18	100

Fasst man die Ergebnisse für die verschiedenen Enzymtypen und für die untersuchten Arten zusammen, kann folgendes ausgesagt werden: Bei der Bachforelle blieben die Aktivitäten von 11% der Enzyme im Temperaturbereich von 10 – 20°C konstant (Tabelle 6), die Aktivitäten von 33% der Enzyme nahmen mit steigender Temperatur ab, und die Aktivitäten von 56% der Enzyme nahmen zu (Tabelle 6). Bei der Koppe waren 22% der Enzymaktivitäten im untersuchten Temperaturbereich konstant, 11% nahmen ab, und 67 % nahmen zu. Bei Elritze und Gründling blieben 44% der Enzyme von der Temperatur unbeeinflusst, 22% nahmen ab und 33% zu (Tabelle 6). Dies zeigt, dass der Stoffwechsel von Bachforelle und Koppe bedeutend empfindlicher auf Temperaturschwankungen reagiert als der Stoffwechsel von Elritze und Gründling. Weiters wird der Stoffwechsel von erhöhter Temperatur stärker beeinflusst (56% der Enzyme bei Bachforelle, 67% der Enzyme bei Koppe) als von erniedrigter (Tabelle 6).

Tabelle 6 Temperaturabhängige Veränderungen von Enzymaktivitäten: Prozentueller Anteil der Enzyme, die mit steigender Temperatur (von 10 auf 20°C) konstant bleiben, abnehmen oder zunehmen. 9 Enzyme aus unterschiedlichen Geweben wurden untersucht

	Bachforelle	**Koppe**	**Elritze**	**Gründling**
Abnahme, %	33	11	22	22
Konstant, %	11	22	44	44
Zunahme, %	56	67	33	33

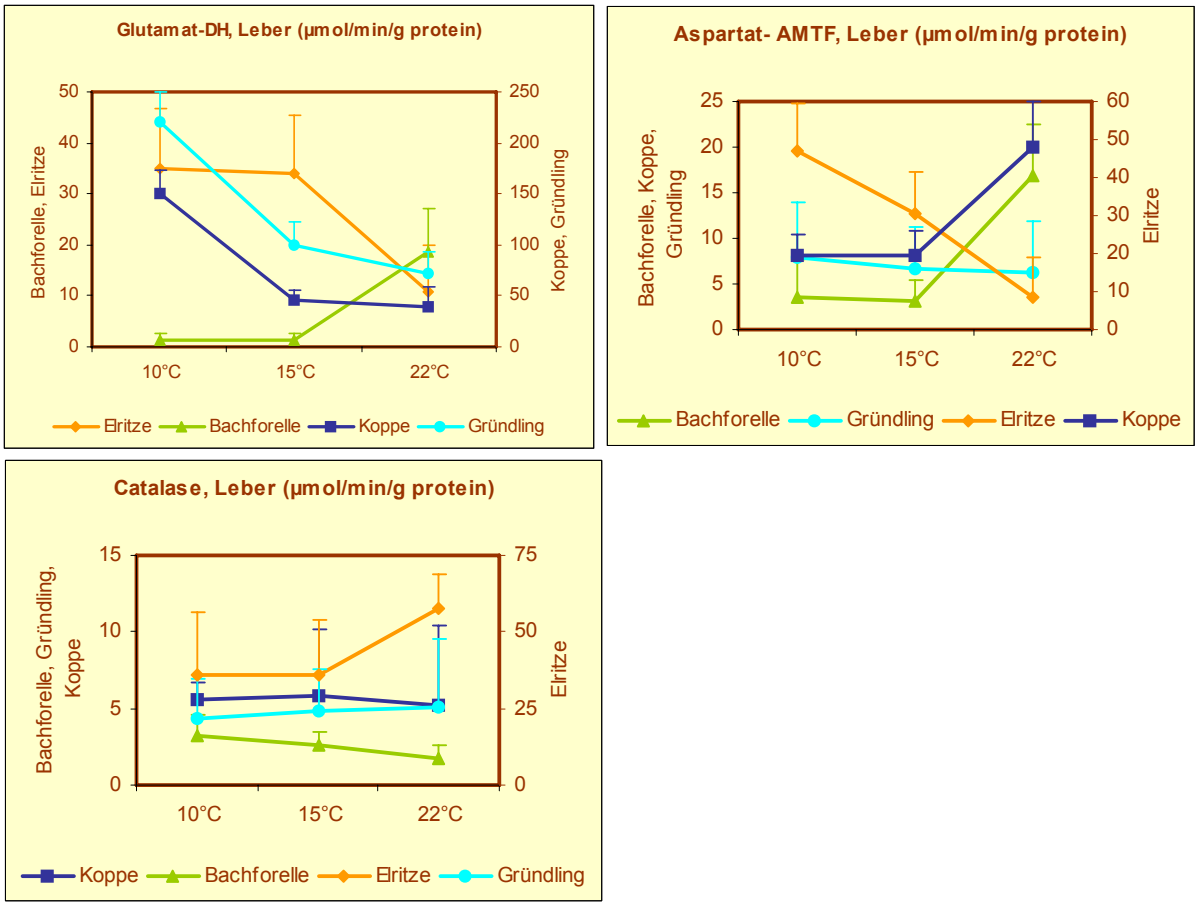

Abbildung 8 Temperaturabhängigkeit der Aktivität von Leberenzymen (Glutamatdehydrogenase, Aspartataminotransferase, Katalase) bei Bachforelle, Elritze, Koppe und Gründling

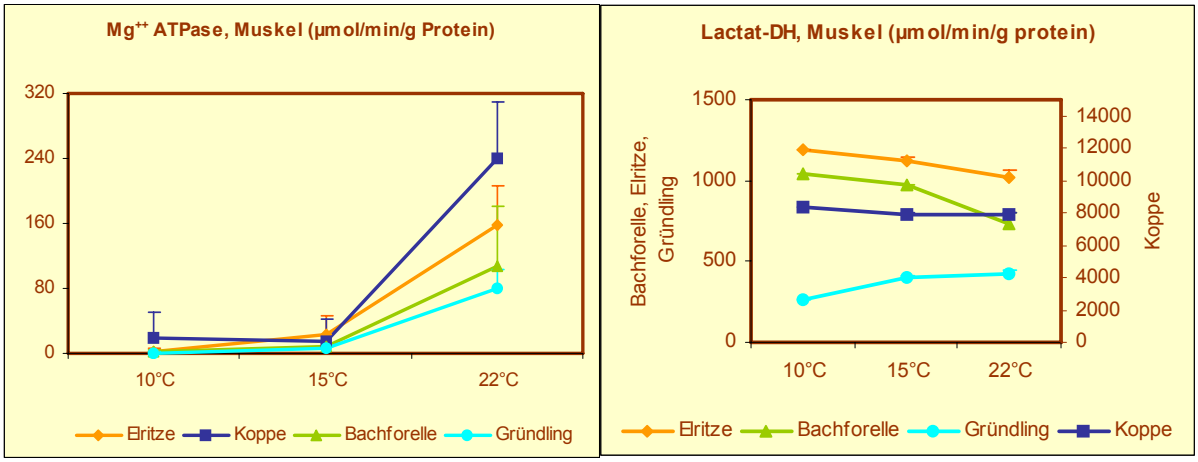

Abbildung 9 Temperaturabhängigkeit der Aktivität von Muskelenzymen (Magnesium-abhängige Adenosintriphosphatase, Laktatdehydrogenase) bei Bachforelle, Elritze, Koppe und Gründling

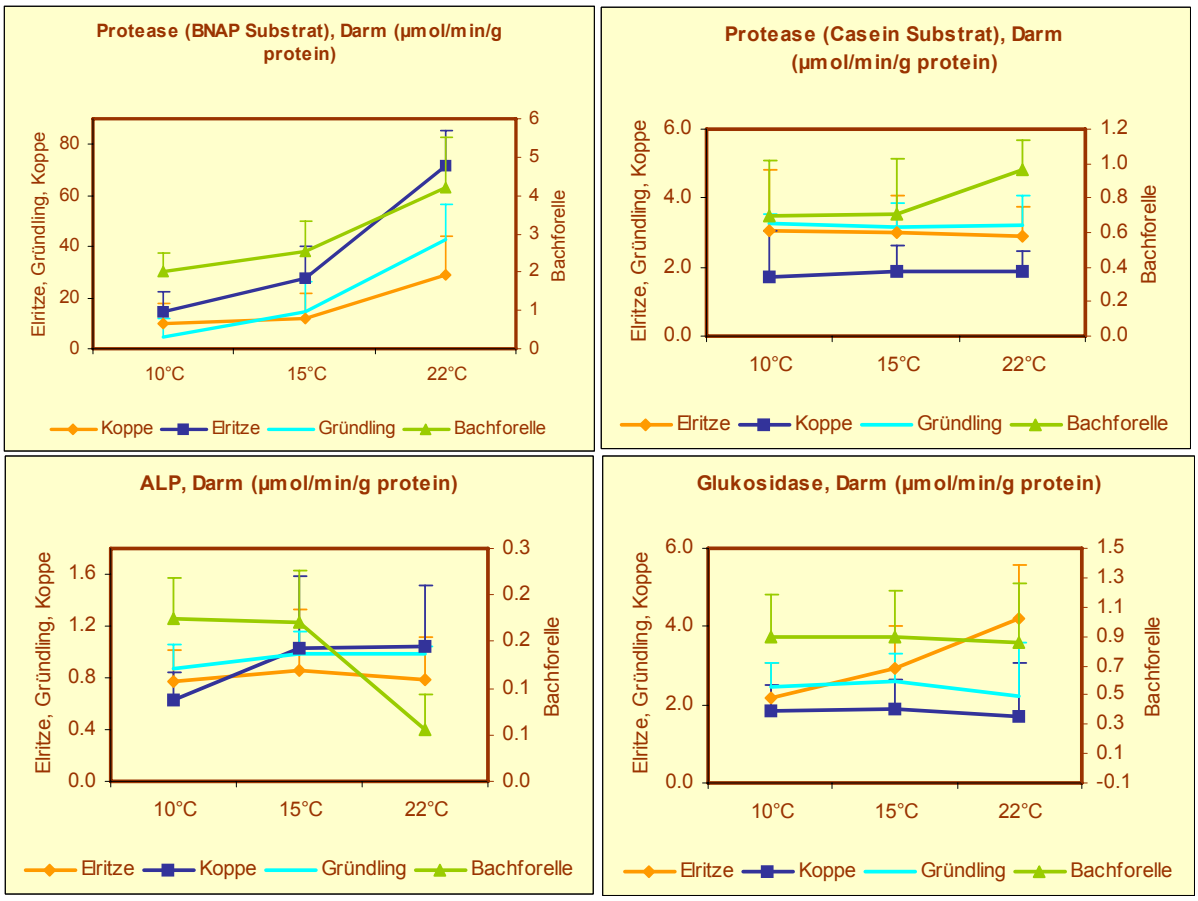

Abbildung 10 Temperaturabhängigkeit der Aktivität von Verdauungsenzymen im Dünndarm (Protease mit BNAP Substrat = Trypsin, Kasein-spaltende Protease, alkalische Phosphatase, Glukosidase) bei Bachforelle, Elritze, Koppe und Gründling

1.3.6. Parasitenbefall

Von den untersuchten Fischen wurden Schleimhautabstriche angefertigt und die Art und Anzahl der im Abstrich vorkommenden Ektoparasiten semiquantitativ erfasst. Weiters wurden Darm- und Eingeweideparasiten erfasst. Das Vorkommen der Parasiten wurde in einen nominalen Zahlencode transformiert und für die statistischen Berechnungen verwendet (Tabelle 7). An den untersuchten Fischen wurden hauptsächlich folgende Arten von Parasiten festgestellt: *Acanthocephala*, *Gyrodactylus* sp., *Apiosoma* sp., *Ichthyophthirius multifiliis*, *Epistylis* sp. und parasitische Nematoden. Dabei waren Bachforellen und Elritzen stärker mit Parasiten befallen als Koppen und Gründlinge. Grundsätzlich trat der Parasitenbefall verstärkt im Frühjahr (1. Quartal) auf und hielt vereinzelt bis in den Sommer an. Der Parasitenbefall war im Herbst und Winter am geringsten (Tabelle 7).

Zwischen Parasitenbefall und Gewässertemperaturen waren keine klaren Trends ersichtlich. So war z.B. der Parasitenbefall von Elritzen aus der Mühl höher als bei jenen aus der wärmeren Ager und Trattnach. Dagegen war bei Koppen der Parasitenbefall bei Fischen aus der Großen Mühl geringer als bei Fischen aus Ager und Trattnach. Bei Gründlingen und Bachforellen waren keine klaren Unterschiede zwischen den Gewässern ersichtlich.

Tabelle 7 Parasitenbefall von Bachforellen, Elritzen, Gründlingen und Koppen aus den untersuchten Gewässern im Frühling (1. Quartal). Der Befall wurde auf einer nominalen Skala von 0 (kein Befall) bis 4 (sehr starker Befall) kodiert.

Fischart	**Gewässer**	**Parasitenbefall**
Gründling	Pram	0,60 ± 0,02
	Trattnach	0,00
Koppe	Ager	0,17 ±0,21
	Trattnach	0,15 ±0,34
	Großer Bach	0,00
Elritze	Ager	0,55 ± 0,51
	Trattnach	0,30 ± 0,47
	Große Mühl	1,06 ± 0,47
Bachforelle	Hinterer Rettenbach	1,10 ± 0,42
	Großer Bach	0,83 ± 0,51
	Große Mühl	2,00 ± 0,48

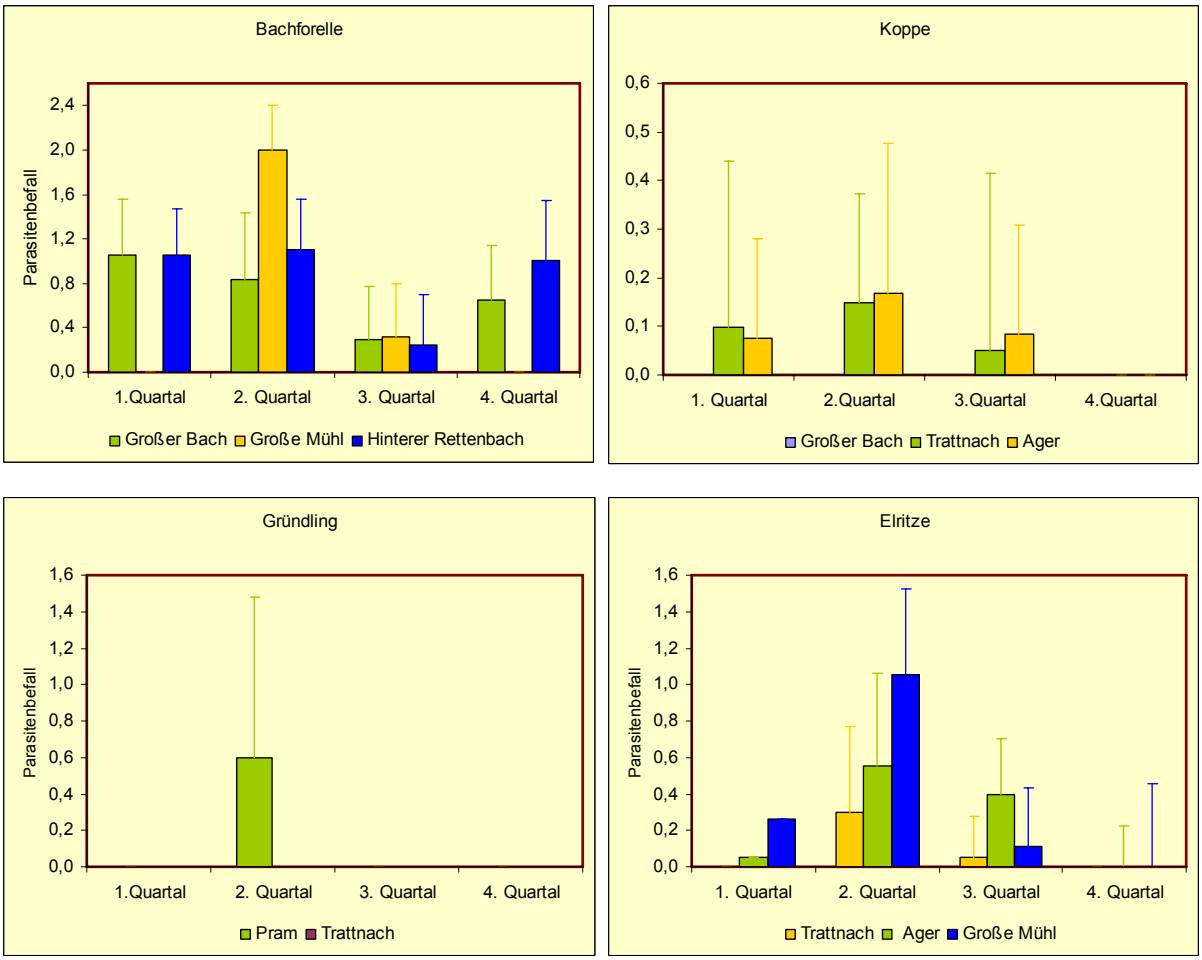

Abbildung 11 Parasitenbefall der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

1.3.7. Konstante Parameter

Mehrere der analysierten Parameter waren konstant, d.h. sie veränderten sich weder im Verlauf der Jahreszeiten noch zeigten sie bei Fischen aus unterschiedlichen Gewässern Unterschiede. Dies waren:

1.3.7.1. Blutparameter

Blut enthält unterschiedliche Zellen. Die Erythrozyten (rote Blutkörperchen) werden zum Sauerstofftransport benötigt, die Thrombozyten sind für die Blutgerinnung wichtig und die Lymphozyten, Granulozyten und Makrophagen für Abwehr- und Immunreaktionen.

Die zelluläre Zusammensetzung des Bluts wies bei den untersuchten Arten keine signifikanten Unterschiede in Abhängigkeit vom Gewässertyp und vom

Probenzeitpunkt auf. Die gepoolten Ergebnisse für die untersuchten Fischarten sind in Tabelle 8 dargestellt. Ebenso zeigten sich in der biochemischen Zusammensetzung des Bluts (Proteinkonzentration, Glukosekonzentration) keine Unterschiede.

Tabelle 8 Zelluläre und biochemische Zusammensetzung des Blutes von Elritze, Gründling, Koppe und Bachforelle. Daten sind Mittelwert ± Standardabweichung, n = 120

	Elritze	**Gründling**	**Koppe**	**Bachforelle**
Zelluläre Komponenten				
Erythrozyten, 10^6 Zellen/ml	1048 ± 543	818 ± 359	733 ± 296	891 ± 469
Erythroblasten, 10^3 Zellen/ml	13 ± 18	3 ± 7	6 ± 9	9 ± 8
aberante Erythrozyten, 10^3 Zellen/ml	5760 ± 7633	13155 ± 11674	7302 ± 10512	4841 ± 11219
runde Thrombozyten, 10^3 Zellen/ml	3956 ± 4368	9207 ± 9894	4994 ± 7960	4220 ± 7187
ovale Thrombozyten, 10^3 Zellen/ml	5456 ± 10269	3458 ± 6476	4553 ± 5718	8858 ± 8859
Thrombozyten, gesamt, 10^3 Zellen/ml	9412 ± 11504	12666 ± 11104	9546 ± 8584	12358 ± 12868
Lymphozyten, 10^3 Zellen/ml	16461 ± 13950	16108 ± 13999	7116 ± 8051	14175 ± 13716
Granulozyten, 10^3 Zellen/ml	8941 ± 8659	6878 ± 7554	8997 ± 11127	7143 ± 7296
Leukozyten, gesamt, 10^3 Zellen/ml	25401 ± 18951	22985 ± 17195	16113 ± 16884	24211 ± 19531
Makrophagen, 10^3 Zellen/ml	643 ± 346	525 ± 2185	1847 ± 4904	868 ± 3109
Biochemische Komponenten				
Hämoglobin, mg/ml	65 ± 18	61 ± 33	45 ± 20	52 ± 32
Protein, mg/ml	14.09 ± 2.91	21.7 ± 0.92	19.9 ± 2.91	20.52 ± 2.60
Glukose, nmol/ml	29.06 ± 4.76	35.7 ± 2.42	17.4 ± 1.86	25.15 ± 3.68

1.3.7.2. EROD-Aktivität in der Leber

Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) ist ein Enzym, das in der Leber vorkommt. Dieses Enzym ist ein Indikator für Umweltgifte, da dessen Aktivität in Gegenwart von polychlorierten Biphenylen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffverbindungen und polyhalogenierten Dibenzodioxine erhöht ist. Die EROD-Aktivität der Leber war bei allen untersuchten Arten und an allen Beprobungsstellen gering oder Null und zeigte keine signifikanten Unterschiede (Tabelle 9).

Tabelle 9 Ethoxyresorufin-O-deethylaseaktivität (EROD) (µmol/min/g Protein) der Leber bei Bachforelle, Elritze, Gründling und Koppe aus den untersuchten Gewässern. Daten sind Mittelwert ± Standardabweichung, n = 40

Art	**Gewässer**	**EROD-Aktivität (µmol/min/g Protein)**
Elritze	Pram	0,00 ± 0,00
	Trattnach	0,00 ± 0,00
Gründling	Pram	0,00 ± 0,00
	Trattnach	0,00 ± 0,00
Bachforelle	Großer Bach	0,02 ± 0,04
	Rettenbach	0,00 ± 0,00
	Große Mühl	0,00 ± 0,00
Koppe	Trattnach	0,00 ± 0,00
	Großer Bach	0,01 ± 0,01
	Ager	0,01 ± 0,01

1.3.7.3. Lipidperoxidation in der Muskulatur

Die Messung der Lipidperoxidation in der Muskulatur liefert Informationen über mögliche Gewebsschädigungen und Gewebsveränderungen durch erhöhe UV-Belastung aufgrund der natürlichen Sonneneinstrahlung. Dies hat Bedeutung, da UV-Belastung verschiedene Körperfunktionen wie z.B. das Immunsystem beeinflussen kann (Salo et al 2000). Da sich die Konzentrationen der Thiobarbitursäure-reaktiven Substanzen (die ein Maß für die Lipidperoxidation darstellen) zwischen den Sommerproben und Winterproben nicht unterschieden (Tabelle 10), ist eine erhöhte UV-Belastung auszuschließen.

Tabelle 10 Lipidperoxidation (AUCC - area under the curve concentration) im Muskelgewebe (Bereich Körpermitte, Seitenlinie) der untersuchten Fischarten ausgedrückt als Konzentration der Thiobarbitursäure-reaktiven Substanzen. Daten sind Mittelwert ± Standardabweichung (n = 30 für Bachforelle, Elritze und Koppe, n = 20 für Gründling) für die Sommerproben (3. Quartal 2009)

Art	**µmol TBARS/g Muskelgewebe**	
	Sommerproben	**Winterproben**
Elritze	28,44 ± 2,21	26,83 ± 3,09
Gründling	26,32 ± 9,11	26,32 ± 7,28
Bachforelle	17,78 ± 11,94	22,34 ± 9,86
Koppe	23,00 ± 19,01	16,74 ± 13,45

1.3.8. Reproduktionsbiologische Untersuchungen

1.3.8.1. Bachforellen:

Bachforellen wurden in den Untersuchungsgewässern mit höherer Temperatur (Große Mühl, Großer Bach) früher reif als in Gewässern mit niedriger Temperatur (Abbildung 12, Tabelle 11). Dies ist aus den saisonalen Veränderungen im gonadosomatischen Index ersichtlich und ebenso aus den Diagrammen, die die Zeitdauer der Gametenproduktion beschreiben.

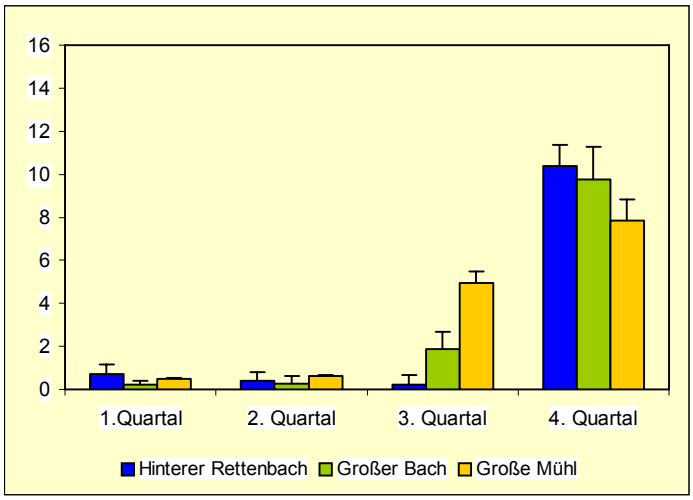

Abbildung 12 Gonadosomatischer Index der untersuchten Bachforellen in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

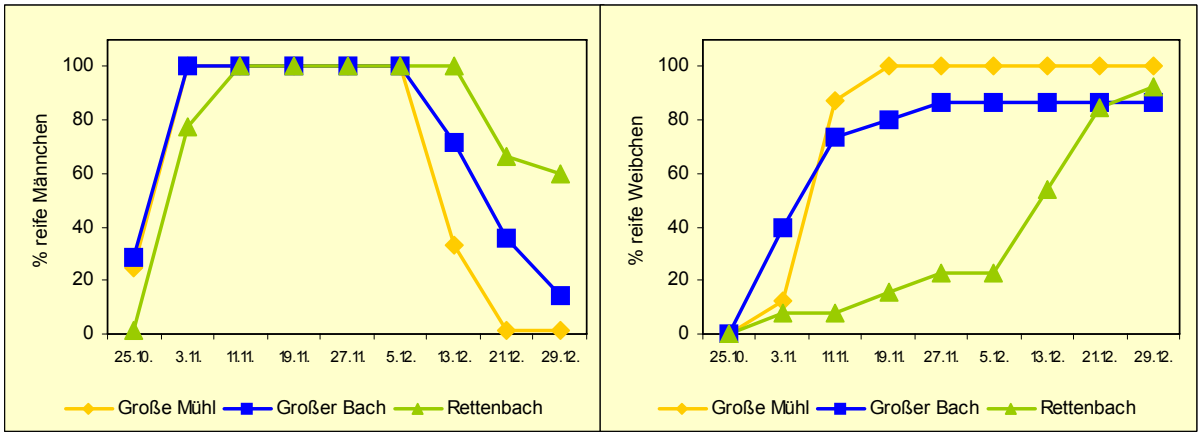

Abbildung 13 Laichzeiten der Bachforellen aus Großer Mühl, Großem Bach und Hinterem Rettenbach. Linkes Diagramm: % der Männchen, die Samen produzieren; rechtes Diagramm: % (kumulativer Prozentsatz) an Weibchen mit reifen Eiern

Die Samen- und die Eiqualität unterschied sich zwischen Bachforellen aus der Großen Mühl und aus dem Großen Bach nicht. Dagegen waren im Vergleich zu Bachforellen aus dem Hinteren Rettenbach signifikante Unterschiede festzustellen. Bei Bachforellen aus dem Hinteren Rettenbach war die produzierte Samenmenge signifikant geringer als bei Bachforellen aus dem Großen Bach und der Großen Mühl, auch die Samendichte war geringer (Tab. 11). Bachforellen aus dem Hinteren Rettenbach produzierten Eier mit geringerer Größe als Bachforellen aus der Großen Mühl und aus dem Großen Bach. Daher war bei Bachforellen aus dem Rettenbach auch die Eizahl pro Fisch und die Eizahl pro kg Fisch signifikant erhöht (Tab. 11).

Tabelle 11 Gametenqualität der Bachforellen aus Großer Mühl, Großem Bach und Rettenbach

	Große Mühl	**Großer Bach**	**Rettenbach**
Samen			
Samenmenge, ml	1,04 ± 0,89[a]	1,17 ± 0,47[a]	0,59 ± 0,24[b]
Samendichte, 10^9 Spermien/ml	9,76 ± 0,95[a,b]	10,10 ±1,48[a]	8,20 ± 0,37[b]
Fertilität, %	83,9 ± 25,1[a]	66,8 ± 34,8[a]	70,2 ± 35,0[a]
Motilität	71,0 ± 29,0[a]	60,0 ± 28,0[a]	64,0 ± 22,0[a]
Eier			
Eimenge (g)	36,9 ± 8,4[a]	34,7 ± 12,0[a]	46,2 ± 27,8[a]
Eigewicht, ungequollen, mg	77,2 ± 15,4[a]	76,7 ± 16,7[a]	55,0 ± 14,0[b]
Eigewicht, gequollen, mg	85,7 ± 17,6[a]	86,5 ± 20,7[a]	63,3 ± 18,6[b]
Gewichtszunahme, %	10,9 ± 2,3[a]	12,5 ± 6,8[a]	14,6 ± 8,2[a]
Fertilität, %	78,0 ± 15,7[a]	87,8 ± 14,6[a]	87,3 ± 7,4[a]
Eizahl pro Fisch	490 ± 144[a]	464 ± 185[a]	888 ± 518[b]
Eizahl pro kg Fisch	3609 ± 1057[a]	4108 ± 1641[a]	12508 ± 7289[b]

1.3.8.2. Gründlinge

Gründlinge aus den untersuchten Gewässern laichten im Jahr 2009 Ende April und Anfang Mai ab (Abbildung 14). Zwischen den Populationen aus der Pram und aus der Trattnach konnten keine Unterschiede im Ablaichzeitpunkt sowie in der Gametenqualität festgestellt werden (Tabelle 12).

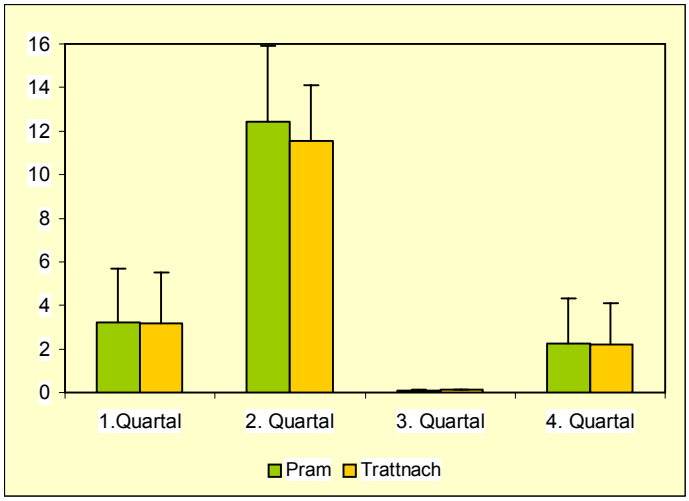

Abbildung 14 Gonadosomatischer Index der untersuchten Gründlinge in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

Tabelle 12 Zeitpunkt der Laichreife und Gametenproduktion bei Gründlingen aus der Trattnach und Pram. Die Untersuchungen wurden vom 20. - 26. 04.2009 durchgeführt.

Untersuchungsparameter	**Pram**	**Trattnach**
% reife Milchner	78	65
% reife Rogner	71	62
Samenmenge, µl	20 ± 5	19 ± 6
Eimenge, g	1,8 ± 0,8	2,1 ± 0,9
Gesamtanzahl der Eier	562 ± 250	656 ± 281
Eizahl/g Körpergewicht	69 ± 21	86 ± 31

1.3.8.3. Koppe

Koppen laichten Mitte März bis Mitte April (Abbildung 15). Wie bei der Bachforelle konnte auch bei der Koppe festgestellt werden, dass Fische aus wärmeren Gewässern (Trattnach) früher ablaichten, als jene aus kälteren Gewässern (Großer Bach) (Tabelle 13). Ebenso konnten keine Unterschiede in der Gametenqualität festgestellt werden (Tabelle 13).

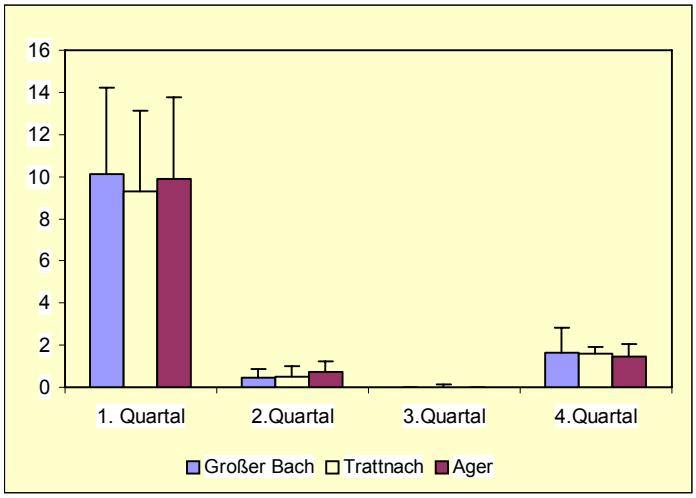

Abbildung 15 Gonadosomatischer Index der untersuchten Koppen in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

Tabelle 13 Zeitpunkt der Laichreife und Gametenproduktion bei Koppen aus der Trattnach und dem Großen Bach

Untersuchungsparameter	**Großer Bach**	**Trattnach**
Dauer der Ablaichphase	8.04. – 14.04.09	21.04.- 23.04.09
Samenmenge, µl	90 ± 23	85 ± 27
Spermienmotilität, %	58 ± 14	47 ± 13
Gesamtanzahl der Eier	403 ±118	201 ±155
Eizahl/g Körpergewicht	31 ± 6	42 ± 14

1.3.8.4. Elritzen

Elritzen sind Portionslaicher, deren Reproduktionsaktivität im Frühjahr ihr Maximum erreicht. Dies spiegelt sich in den hohen GSI Werten während ganzen Jahres mit einem Maximum im 2. Quartal wieder (Abbelle 16). Hier nicht näher beschriebene Versuche haben gezeigt, dass ein Temperaturanstieg auf >15°C das Ablaichen induziert. Da das Ablaichen mehrmalig und in Abhängigkeit von kurzfristigen Gewässertemperaturschwankungen erfolgt, konnten bei Elritzen keine Unterschiede in der Fortpflanzungsphase zwischen Gewässern unterschiedlicher Temperatur festgestellt werden (Tabelle 14). Auch die Gametenproduktion und Gametenqualität unterschied sich nicht zwischen Fischen aus den unterschiedlichen Populationen (Tabelle 14).

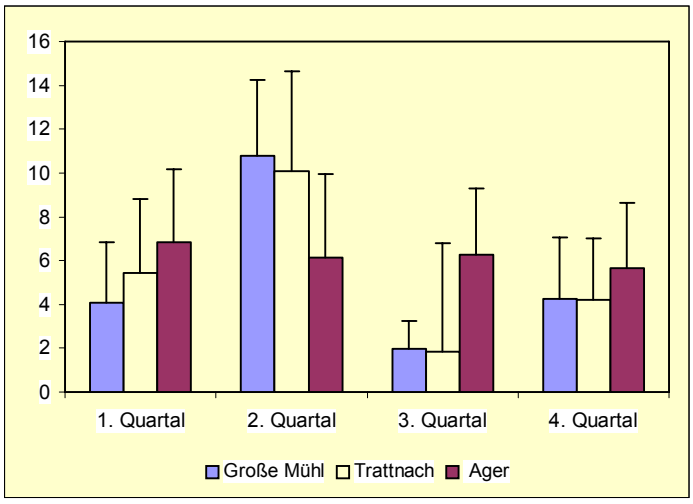

Abbildung 16 Gonadosomatischer Index der untersuchten Elritzen in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit

Tabelle 14 Gametenproduktion und Gametenqualität bei Koppen aus der Trattnach und dem Großen Bach.

Untersuchungsparameter	**Ager**	**Große Mühl**	**Trattnach**
Samenmenge, µl	120 ± 25	160 ± 35	140 ± 70
Spermienmotilität, %	75 ± 15	73 ± 12	68 ± 14
Gesamtanzahl der Eier	422 ±133	427 ± 130	851 ±198
Eizahl/g Körpergewicht	137 ± 48	130 ± 27	179 ± 39

1.4. Schlussfolgerungen

Basierend auf den Messungen von Enzymaktivitäten bei verschiedenen Temperaturen konnte gezeigt werden, dass der Stoffwechsel von Fischen stark temperaturabhängig ist. Dabei kann aber nicht generell ausgesagt werden, dass die Stoffwechselrate bei niedrigen Temperaturen erniedrigt und bei hohen Temperaturen erhöht ist, da bestimmte Enzyme genau umgekehrt reagieren. Die unterschiedlichen und gegensätzlichen Reaktionen von Enzymaktivitäten und damit von ganzen Stoffwechselwegen auf Temperaturveränderungen können somit die einzelnen Stoffwechselwege des Organismus aus dem Gleichgewicht bringen, was wiederum zu hohem physiologischen Stress führen wird. Die durchgeführten Messungen zeigten auch sehr deutlich, dass der Stoffwechsel von Bachforelle und Koppe, also von kaltadaptierten Arten, bedeutend empfindlicher auf Temperaturschwankungen reagiert als der Stoffwechsel von warmadaptierten Arten wie Elritze und Gründling. Deshalb werden diese Arten durch Temperaturveränderungen und insbesondere durch Erhöhungen der Gewässertemperaturen bedeutend stärker beeinflusst, als Arten deren Stoffwechsel weniger temperaturabhängig reagiert.

Basierend auf unseren Untersuchungen konnten verschiedene Kenngrößen ermittelt werden, die als aussagekräftig erachtet werden, um thermischen Stress bei Fischen zu charakterisieren. Dies sind der Glykogengehalt der Leber, die Lysozymaktivität in der Haut und der Konditionsfaktor.

Glykogen ist eine Kohlenhydratreserve und wird im Körper in der Leber oder im Muskel gespeichert. Leberglykogendepots dienen als Kohlenhydratreserve, die vom Muskel, aber auch von anderen Geweben wie zum Beispiel vom Gehirn in Anspruch genommen werden. Das Leberglykogen dient auch der Aufrechterhaltung der Glukosekonzentration im Blut. Muskelglykogen wird dagegen nur in starken Stresssituationen abgebaut. Die Untersuchungen zeigen klar, dass die Glykogendepots in der Leber, wichtige Kohlenhydratspeicher des Organismus, während der wärmeren Jahreszeiten (insbesondere im Sommer) abnehmen, wobei in sommerwarmen Gewässern die Abnahme höher ist als in sommerkühlen. Unterschreiten die Glykogenkonzentrationen der Leber kritische Minimalwerte (z.B. die Glykogenwerte der Leber waren bei manchen Fischen aus der Ager Null!), bedeutet dies, dass die Leber nur vermindert oder keine Glukose bereitstellen kann und diese über andere Stoffwechselwege bezogen werden muss, wie zum Beispiel durch Abbau von Fettdepots, Muskelproteinen oder Muskelglykogen. Dies hat einen

metabolischen Stress und somit eine Schwächung des Organismus zur Folge, der sich z.B. in verringerten Wachstumsraten oder erhöhter Krankheitsanfälligkeit äußern kann.

Lysozym ist ein Enzym, das die Zellwände von Bakterien und anderen Einzellern auflöst und diese Zellen zerstört. Da die Schleimhaut von Fischen das primäre Angriffsziel von verschiedensten Pathogenen ist, hat das Hautlysozym eine wichtige Abwehrfunktion. Die Lysozymaktivität in der Haut erhöhte sich in der wärmeren Jahreszeit drastisch, wobei die Lysozymaktivität bei Fischen aus sommerwarmen Gewässern deutlich stärker zunahm, als bei Fischen aus sommerkühlen Gewässern. Es ist sinnvoll anzunehmen, dass hohe Wassertemperaturen die Vermehrung und Ausbreitung von Pathogenen bedingen und damit vom Organismus auch ein hoher Aufwand betrieben werden muss, um Infektionen zu verhindern. Es ist denkbar, dass neben der Lysozymaktivität auch andere Immunkomponenten in der Haut wie Immunglobuline, alkalische und saure Phosphatase oder ß-Glucuronidase erhöht sind. Für diese These spricht auch, dass der Parasitenbefall zwischen Fischen aus Gewässern mit unterschiedlichen Temperaturen relativ gleich ist. Dagegen konnten in der zellulären Immunabwehr im Blut keine Veränderungen in Abhängigkeit von der Temperatur nachgewiesen werden. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass dieser Teil des Immunsystems „nicht vorbeugend“, sondern erst auf den akuten Eintritt einer Infektion reagiert.

Der Konditionsfaktor gibt Rückschlüsse auf den körperlichen Zustand und die Vitalität von Fischen. Auch der Konditionsfaktor der untersuchten Fischarten veränderte sich in Abhängigkeit von der Temperatur. Generell steigt der Konditionsfaktor der Fische in der wärmeren Jahreszeit an, wobei die Zunahme im Konditionsfaktor von der Sommertemperatur des Gewässers abhängig ist. Bei Fischen aus warmen Gewässern ist die Zunahme im Konditionsfaktor geringer als bei Fischen aus kühleren Gewässern. Dies stimmt gut mit den oben geschilderten Ergebnissen überein. In warmen Gewässern sind die Glykogendepots und damit bestimmte Energiereserven der Fische vermindert, während energieverbrauchende Prozesse wie z.B. Komponenten der Immunabwehr erhöht sind. Diese und weitere in der vorliegenden Untersuchung nicht erfasste Parameter können zu der beobachten Veränderung im Konditionsfaktor führen.

Fische der gemäßigten Breiten haben eine Laichsaison, die je nach Fischart in den Herbst oder Frühling fällt (Munro et al., 1990). Die Bildung der Spermien und

Eier (dieser Vorgang wird Gametogenese genannt) wird durch innere physiologische Zyklen bestimmt, aber auch durch äußere Faktoren, insbesondere die Photoperiode (Hell-Dunkel-Rhythmus) (Peter and Crim, 1979). Die Temperatur hat gemäß den existierenden Untersuchungen unterschiedlichen Einfluss auf die Fortpflanzung, nämlich nur einen geringen bei Salmoniden aber einen großen bei den Cypriniden (Peter and Crim, 1979). Beim Karpfen beschleunigt hohe Temperatur die Eireifung und umgekehrt wird sie bei niedriger Temperatur verlangsamt. Bei der Elritze *Phoxinus laevis*, der Schleie *Tinca tinca* (Horoszewicz et al. 1981) und beim Goldfisch, *Carassius auratus* wird die Eireife anscheinend hauptsächlich über die Temperatur gesteuert, während die Photoperiode nur einen geringen Einfluss hat. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen klar, dass bei Bachforellen, Koppen und Elritzen in Gewässern mit höheren Temperaturen die Reproduktion früher stattfindet, als in Gewässern mit kälterer Temperatur. Dagegen konnten keine klaren Hinweise gefunden werden, dass sich die Gametenqualität in Abhängigkeit von der Gewässertemperatur unterscheidet. Daraus kann letztendlich gefolgert werden, dass es aufgrund einer Temperaturerhöhung der Gewässer zu einer Verschiebung der Laichzeit kommen kann, während das Reproduktionspotential an sich nicht beeinflusst wird. Bei Gründlingen konnten keine klaren Aussagen getroffen werden, wahrscheinlich weil die Temperatur der untersuchten Gewässer (Pram, Trattnach) sehr ähnlich war.

2. Teil Wassertemperaturentwicklung

2.1. Einleitung

Das Ziel dieses Teiles des Forschungsprojektes war es, die Veränderung der Temperatur in oberösterreichischen Fließgewässern festzustellen und deren Auswirkung auf ausgewählte Arten der heimischen Fischfauna mittels physiologischen Untersuchungsparametern zu belegen. In weiterer Folge sollen diese Erkenntnisse Aufschluss über die Veränderung von Fischartengemeinschaften und die mögliche Verschiebung von Fischregionen aufgrund veränderter Wassertemperaturen geben.

Die Wassertemperatur ist einer der wichtigsten Faktoren für den aquatischen Lebensraum und dessen Bewohner. Mit der Wassertemperatur wird, neben chemischen und physikalischen Eigenschaften des Wassers, auch der Ablauf der Lebensvorgänge von Fischen entscheidend beeinflusst.
Fische als wechselwarme (poikilotherme) Organismen reagieren besonders sensibel auf Veränderungen der Wassertemperatur.
Dies zeigt sich unter anderem beim Laichverhalten, das bei ganz bestimmten Temperaturen stattfindet, bei Wachstum, Stoffwechsel, bis hin zur Entwicklungsdauer und zum Schlüpferfolg der Eier. Außerhalb eines optimalen Temperaturbereiches, welcher für verschiedene Fischarten charakteristisch ist, folgen Bereiche, in denen die Fische physiologischem Stress ausgesetzt sind. Auswirkungen dieses Stresses reichen von Verhaltensänderungen bis hin zum Tod bei nicht tolerierbaren Temperaturänderungen.

Weltweit kann eine Veränderung von Temperaturen festgestellt werden, laut Untersuchungen für Österreich ist mit einem Temperaturanstieg von bis zu 4 °C im Jahresmittel bis zum Ende dieses Jahrhunderts zu rechnen (Nachtnebel 2008). Untersuchungen für die Schweiz ergaben einen Temperaturanstieg zwischen 0,4 und 1,6°C innerhalb der letzten 25 Jahre als Folge des Klimawandels und eine Verschiebung der Lebensräume von Bachforellen in 100-200m höhere Regionen (Fischnetz 2004).

2.2. Material und Methoden

2.2.1. Datengrundlage

Gegenstand der Untersuchungen waren Luft- und Wassertemperaturdaten von Messstellen in Oberösterreich, siehe Übersichtskarte Abbildung 17.

Daten von 76 Wassertemperaturmessstellen mit dem Aktualitätsstand Juni 2007 wurden vom Hydrographischen Zentralbüro (HZB Wien, Abteilung Wasserhaushalt im BMLFUW) (siehe Tabelle 27 im Anhang) zur Verfügung gestellt. Zu diesen 76 Stellen liegen Wassertemperaturdaten für den Zeitraum von 1984 bis 2004 vor.

Daten von 36 Lufttemperaturmessstellen wurden bereitgestellt von der Zentral Anstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) Wien, für den Zeitraum von maximal 1876 bis 2007.

Die Messwerte lagen in Form von Tagesmittelwerten vor, Daten zu den Messstellen umfassten den Namen der Messstelle, Koordinaten, Seehöhe und Zeitraum der Messreihen.
Diese Temperaturdaten wurden nach einer Plausibilitätsprüfung in eine Microsoft Access Datenbank zur weiteren Bearbeitung übertragen.

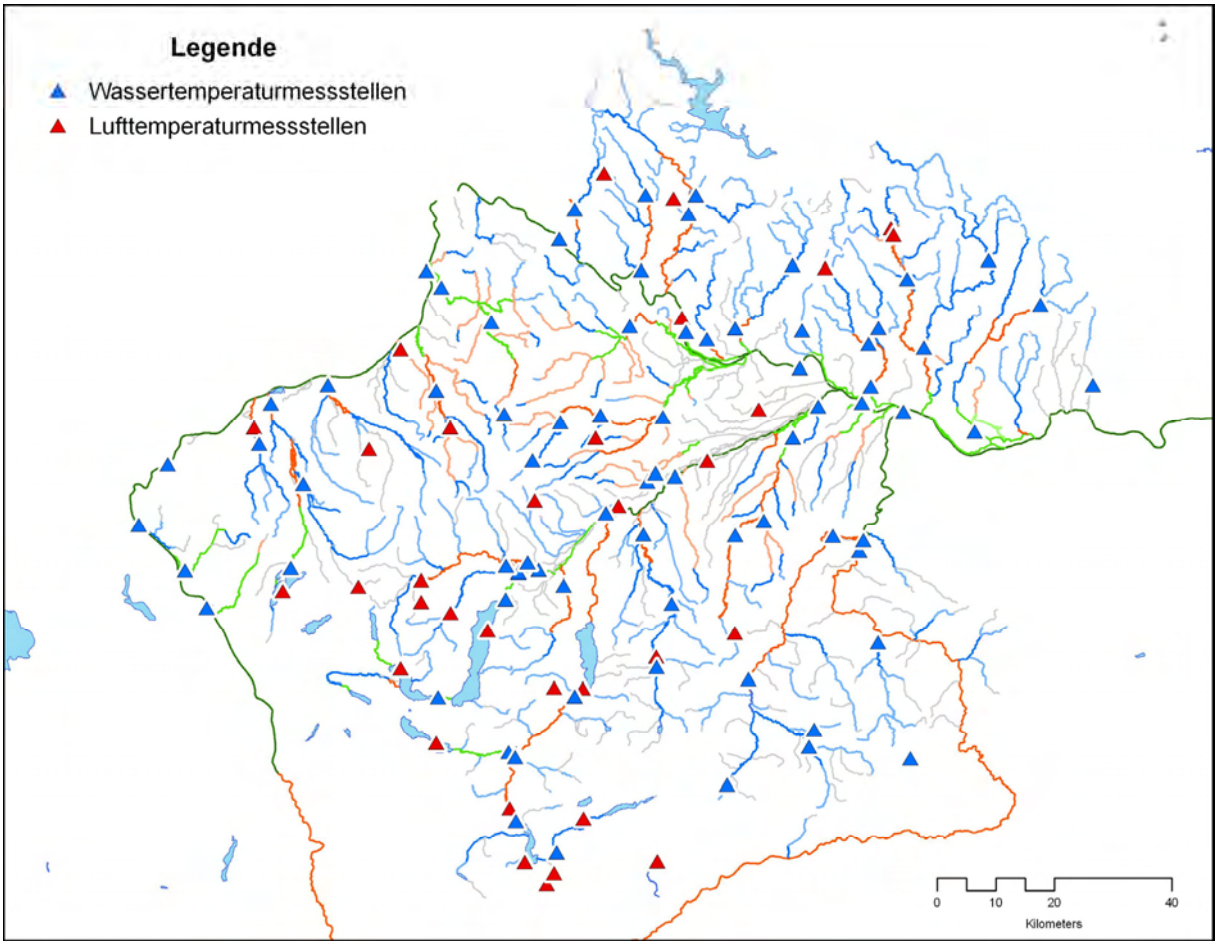

Abbildung 17 Übersichtskarte über Wasser- und Lufttemperaturmessstellen in Oberösterreich, im Hintergrund das Gewässernetz mit Fischregionseinteilungen (BMLFUW 2009)

2.2.2. Korrelationsanalysen

Die Entwicklung der Wassertemperatur wurde mittels Korrelationsanalyse nach Pearsons r, Spearmans rho und Kendalls tau untersucht (siehe Abb. 3). Basis der Untersuchung waren Jahresmittelwerte und saisonale Mittelwerte (Winter, Sommer).

Der Pearson'sche Maßkorrelationskoeffizient beschreibt Korrelationen auf metrischem Skalenniveau (Untersteiner 2005). Als Vorraussetzung für die Anwendbarkeit des Pearson'schen Maßkorrelationskoeffizienten wird eine lineare Beziehung beider Parameter und eine zweidimensionalen Normalverteilung der Daten angenommen.

Ergänzend zu den Analysen nach Pearson wurden Korrelationsanalysen nach Spearman und Kendall durchgeführt, Spearmans Rangkorrelationskoeffizient und Kendalls tau. Spearmans Rangkorrelationskoeffizient ist ein parameterfreies Maß für

Korrelationen und benötigt im Gegensatz zu Pearsons Korrelationskoeffizienten nicht die Annahme, dass die Beziehung zwischen den Variablen linear ist.
Kendalls tau ist wie Spearmans rho ein nichtparametrischer Rangkorrelationskoeffizient, welcher den Zusammenhang zwischen zwei Variablen beschreibt, ohne Annahmen über die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Variablen zu machen.

2.2.3. Mittlere jährliche Temperaturänderung

Auf Basis von Jahresmittelwerten von 76 Messstellen wurde die mittlere jährliche Temperaturänderung berechnet.
Diese Mittelwerte wurden für eine lineare Regressionsanalyse verwendet. Die daraus resultierende Konstante ist mit dem Anfangswert 1984 gleichzusetzen. Der Endwert wurde aus der negativen Steigung abgeleitet. Anhand dieser Mittelwerte wurde die Geradengleichung der Ausgleichsgeraden berechnet, so wie ihr Anfangs- und Endpunkt auf der Ordinate.

2.2.4. Verschiebung des Tages des Auftretens der höchsten Wassertemperatur im Jahr

Für diese Analyse wurde für die vorliegenden Wassertemperaturmessstellen berechnet, ob der Tag mit der höchsten Wassertemperatur eines Jahres am Beginn des Beobachtungszeitraumes (1984) zu einem anderen Zeitpunkt auftritt als am Ende des Beobachtungszeitraumes (2004). Dazu wurde gezählt, an welchem Tag im Jahr der höchste Tagesmittelwert auftrat. Diese Zahlen wurden über alle Messstellen für jedes Jahr gemittelt und die Differenz und Standardabweichung zwischen den Werten von 1984 und 2004 errechnet.

2.2.5. Analyse der Monatsmaxima

Anhand von sommerlichen Höchstwerten soll ein möglicher Trend von Temperaturänderungen in Fließgewässern festgestellt und untersucht werden. Dazu werden von den Messstellen pro Jahr Maximalwerte der Tagesmittelwerte mit einer MS Access Datenbankabfrage festgestellt und mit einer Darstellung der Werte, geordnet nach Fischregionen und Seehöhe, mit Box-Whisker Diagrammen in SigmaPlot V10 dargestellt und analysiert.

2.2.6. Retrospektive und prospektive Analysen

Basis für die Berechnung der retro- und prospektiven Analysen waren Jahressummengrade. Dazu wurden die Tagesmittelwerte der Wassertemperaturen für jedes Jahr, welches mehr als 340 Messwerte aufwies, summiert. Jahre mit weniger als 340 Messwerten wurden nicht in die Berechnung aufgenommen.
Daraufhin wurden die Korrelationen zwischen den Lufttemperatur- und Wassertemperaturmessstellen analysiert. Für den Zeitraum von 1984 bis 2004 lagen für die meisten Stationen Luft- und Wassertemperaturdaten gemeinsam vor. Lufttemperaturdaten lagen bis maximal 1876 zurückreichend vor. Auf Basis der Korrelationsanalyse konnte anhand der Geradengleichung über die Lufttemperatur die Wassertemperatur errechnet werden.
Zur graphischen Darstellung wurde ein gleitender Mittelwert über 10 Jahre verwendet, um kurzfristige Temperaturschwankungen zu glätten und den langfristigen Trend deutlich zu zeigen.

Lineare Regression, ANOVA und Normalverteilung

Die Daten für die retrospektiven Analysen wurden statistischen Tests unterzogen.
Dazu wurden die gemeinsam vorliegenden Zeitreihen in Form von Jahressummengraden mit SigmaPlot V10 dem statistischen Test für lineare Korrelation unterzogen. Dieser umfasst folgende Parameter: Test auf Normalverteilung (Kolmogorov-Smirnow), einfaktorielle ANOVA, Korrelationskoeffizient R, Bestimmtheitsmaß R^2, Standard Error of Estimate (SEE), Standardfehler.
Die Ergebnisse der Tests finden sich im Anhang.

2.2.7. Überschreitungen von Wassertemperaturgrenzwerten

Für diesen Punkt wurden Überschreitungen der im Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemein physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern gemäß WRRL (Deutsch et al. 2008) festgelegten Temperaturgrenzwerte für jede Fischregion Österreichs und die Grenzen zwischen den Zuständen sehr gut – gut und gut – mäßig pro Jahr des Beobachtungszeitraumes analysiert. Es wurden Überschreitungen der Grenzen mittels Datenbankabfragen gezählt und umgerechnet auf Überschreitungen der Tagesmittelwerte pro Jahr und Gewässer bzw. pro Jahr und Prozent der Messwerte.

In Tabelle 15 sind die Grenzwerte des Leitfadens für jede Fischregion aufgelistet. Für die Fischregionen Epipotamal klein und Metapotamal lagen keine Temperaturwerte vor.

Tabelle 15 Temperaturgrenzwerte laut Leitfaden nach Fischregionen

Fischregion	sehr gut - gut	gut - mäßig
Epirhithral	15 °C	20 °C
Metarhithral	17 °C	20 °C
Hyporhithral klein	19 °C	21,5 °C
Hyporhithral groß	19 °C	21,5 °C
Epipotamal klein	23 °C	26 °C
Epipotamal mittel	22 °C	26 °C
Epipotamal groß	23 °C	26 °C
Metapotamal	25 °C	28 °C

2.2.8. Prognosemodelle

2.2.8.1. Lineare Extrapolation

Für dieses Prognosemodell wurde die Annahme verwendet, dass sich der Temperaturverlauf außerhalb des ursprünglichen Messbereiches gleich verhält wie im ursprünglichen Messbereich, also dass dieselbe lineare Beziehung zwischen den Parametern vorliegen. Um diese Annahme nicht zu überstrapazieren wurde eine Verlängerung der Zeitreihe nur bis ins Jahr 2020 verwendet.

Zur Durchführung der Extrapolation wurden die mittleren jährlichen Temperaturveränderungen, basierend auf Jahresmittelwerten und Jahressummengraden, für die Zeiträume zwischen 1984 und 2004, sowie für auf Basis von Lufttemperaturen berechnete Wassertemperaturdaten des Zeitraumes von maximal bis 1876 zurückreichend und bis 1984 berechnet. Mit diesen mittleren jährlichen Temperaturveränderungen wurde durch die Fortsetzung der Zeitachse bis ins Jahr 2020 die Prognose erstellt.

2.2.9. Seehöhenmodell und Fischartengemeinschaft

Zur Ermittlung des Zusammenhanges zwischen Seehöhe und Luft/Wassertemperatur in ausgewählten Bioregionen (Schotzko et al. 2009) wurden die mittleren Jahressummengrade (1984-2004) den Seehöhen der Luft/Wassertemperaturstellen (alle Daten vom HZB) gegenübergestellt. Die höchste Güte wies eine Potenz- bzw. lineare Funktion auf. Weiters wurde anhand der stärksten Temperaturzunahme (linear) von 1994 bis 2004 eine Prognose für den Zusammenhang Jahrestemperaturgrade und Seehöhe durchgeführt. Dies erfolgte ebenfalls mittels Potenzfunktion, deren Güte mittels ANOVA und Korrelationskoeffizient festgestellt wurde.

Ausgewählte Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet größer 100km² wurden herangezogen und die Grenzen der Fischregionen seehöhenmäßig und bezüglich ihres Flusskilometers ermittelt. Verwendet wurde dazu das Berichtsgewässernetz V6 des Bundes, welches die Fischleitzönosen beinhaltet. Dabei lag die Annahme zugrunde, dass diese bestehende Fischregionseinteilung, die die historische

Situation berücksichtigt, bis zum Anstieg Anfang der 1990er Jahre unbeeinflusst von Temperaturänderungen blieb.

Die Veränderung der Fischregionen und damit der Fischartenzusammensetzung zwischen 1984 und 2020 wurde für ausgewählte Fischregionen pro Bioregion separat durchgeführt. Dabei wurde ein durchschnittliches Gefälle pro Fisch- und Bioregion aus der FDA (Sasano et al. 2009) errechnet und so die Veränderung der Jahressummengrade aus dem Seehöhenmodell bezüglich Seehöhe und dem Flusskilometer an der Grenze zweier Fischregionen ermittelt.

Die Verschiebung der Fischregionen wurde für den Flusskilometer und die Seehöhe als Minimalwert und Durchschnittswert+-95%-iger Vertrauensgrenzen (bootstrap, Stichprobengröße gleich Anzahl Originalgröße) für alle 3 Bioregionen separat ausgedrückt. Die Berechnungen wurden mittels Simstat 1.31 Provalis Research 1999 durchgeführt.

2.3. Resultate und Diskussion

2.3.1. Trendanalysen von Wassertemperaturdaten

Die Trendanalyse der 76 Wassertemperaturmessstellen in Oberösterreich ergab, dass bei 55% der Gewässer (42 Messstellen) ein signifikanter Trend mit starker Wassertemperaturzunahme von 1984 bis 2004 vorherrscht.

2.3.2. Korrelationskoeffizient nach Pearson

Die Korrelationsanalyse nach Pearson ergibt einen signifikanten Trend in positiver Richtung für 40 der 76 Stellen und einen signifikant negativen Trend für 5 von 76 Stellen, 31 Stellen weisen keinen signifikanten Trend auf ($p < 0.05$)

Von den Stellen mit signifikant positivem Trend (steigende Wassertemperatur über den Beobachtungszeitraum) weisen 4 einen höchst signifikanten Trend auf ($p < 0.0001$); dies sind die Stellen Ach bei Mamling, Krems bei Kremsmünster, Salzach bei Ach und Traun bei Obertraun; weitere 8 Stellen haben einen sehr signifikanten Trend mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 1% ($p < 0.01$).

Tabelle 16 Trendanalyse mit Pearsons r, Zusammenfassung

Pearsons r		n=76			
signifikant				nicht signifikant	
positiv		negativ		pos. oder neg.	
Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
40	52.6	5	6.6	31	40.8

Zu den 5 Stellen mit signifikantem Trend zu sinkender Wassertemperatur: 4 der 5 Stellen sind in ihrem Temperaturregime anthropogen beeinflusst (Vöckla bei Timelkam, Vöckla bei Vöcklabruck, Ager bei Schalchham, Schalchener Brunnbach bei Furth). Für die letzte Stelle mit negativem Trend (Steyr bei Dietlgut) konnte noch keine Erklärung gefunden werden.

Separate Analysen von Winter und Sommertemperaturen ergaben an manchen Stellen Trends zu steigender Temperatur während der Sommermonate (Juni bis September) und Trends zu sinkenden Temperaturen während der Wintermonate

(Dezember bis Februar), jedoch sind an den meisten Stellen im Winter wie im Sommer steigende Temperaturen zu verzeichnen.

2.3.2.1. Korrelationskoeffizient nach Spearman

Die Korrelationsanalysen nach Spearman ergaben ein sehr ähnliches Bild wie die Analysen mit Pearsons Korrelationskoeffizienten: 41 Stellen mit signifikant positivem Trend, 3 Stellen mit signifikant negativem Trend.

Tabelle 17 Trendanalyse mit Spearmans rho, Zusammenfassung

Spearmans rho		n=76			
signifikant				nicht signifikant	
positiv		negativ		pos. oder neg.	
Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
41	53.9	3	3.9	32	42.1

2.3.2.2. Korrelationskoeffizient nach Kendall

Auch hier sind die Ergebnisse ähnlich, allerdings weist nur mehr der Schalchener Brunnbach einen signifikant negativen Trend auf (siehe Abbildung 18).

Tabelle 18 Trendanalyse mit Kendalls tau, Zusammenfassung

Kendalls tau		n=76			
signifikant				nicht signifikant	
positiv		negativ		pos. oder neg.	
Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%
42	55.3	1	1.3	33	43.4

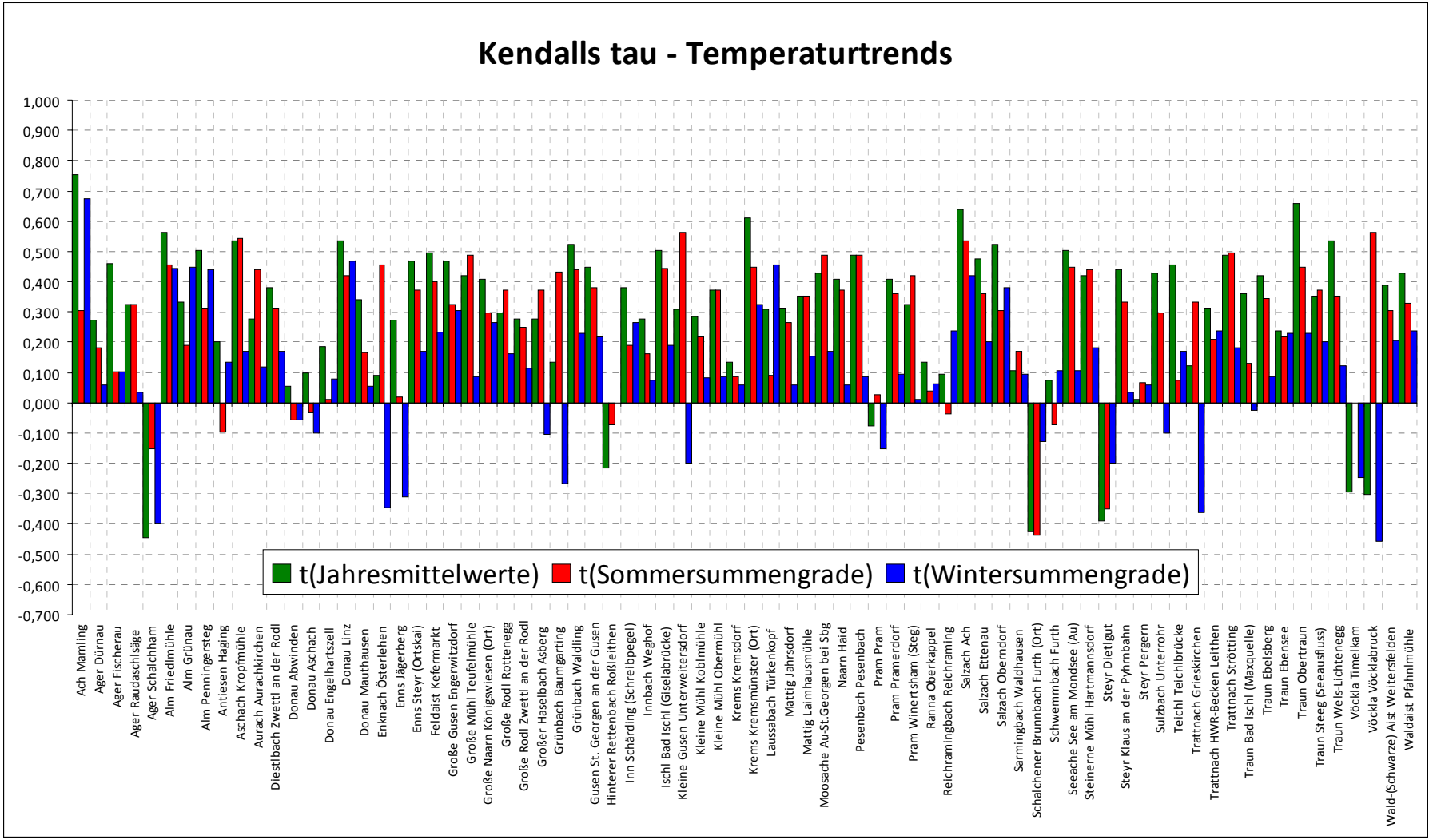

Abbildung 18 Kendalls tau für den Temperaturverlauf an 76 Messstellen in Oberösterreich für die Jahre 1984 bis 2004

2.3.2.3. Mittlere jährliche Temperaturänderung

Die Berechnung der mittleren jährlichen Temperaturänderung von 1984 bis 2004 ergaben Änderungen von bis zu 0,12°C des Jahresmittelwertes pro Jahr. Der Mittelwert über alle Messstellen ergibt einen Temperaturanstieg von **0.041 °C pro Jahr** (Seeausrinne und offensichtlich anthropogen thermisch beeinträchtigte Messstellen wurden für diese Berechnung nicht berücksichtigt).

Die Mittelwerte für die Bioregionen ergeben folgende Werte:

Tabelle 19 Temperaturanstiege der Bioregionen von 1984 bis 2004 in °C ohne anthropogen beeinträchtigte Stellen und Seeausrinne.

Bioregion	**Temperaturanstieg von 1984 bis 2004**
Alpenvorland und Flysch	0.801
Kalkvoralpen	0.539
Granit- und Gneisgebiet	0.879

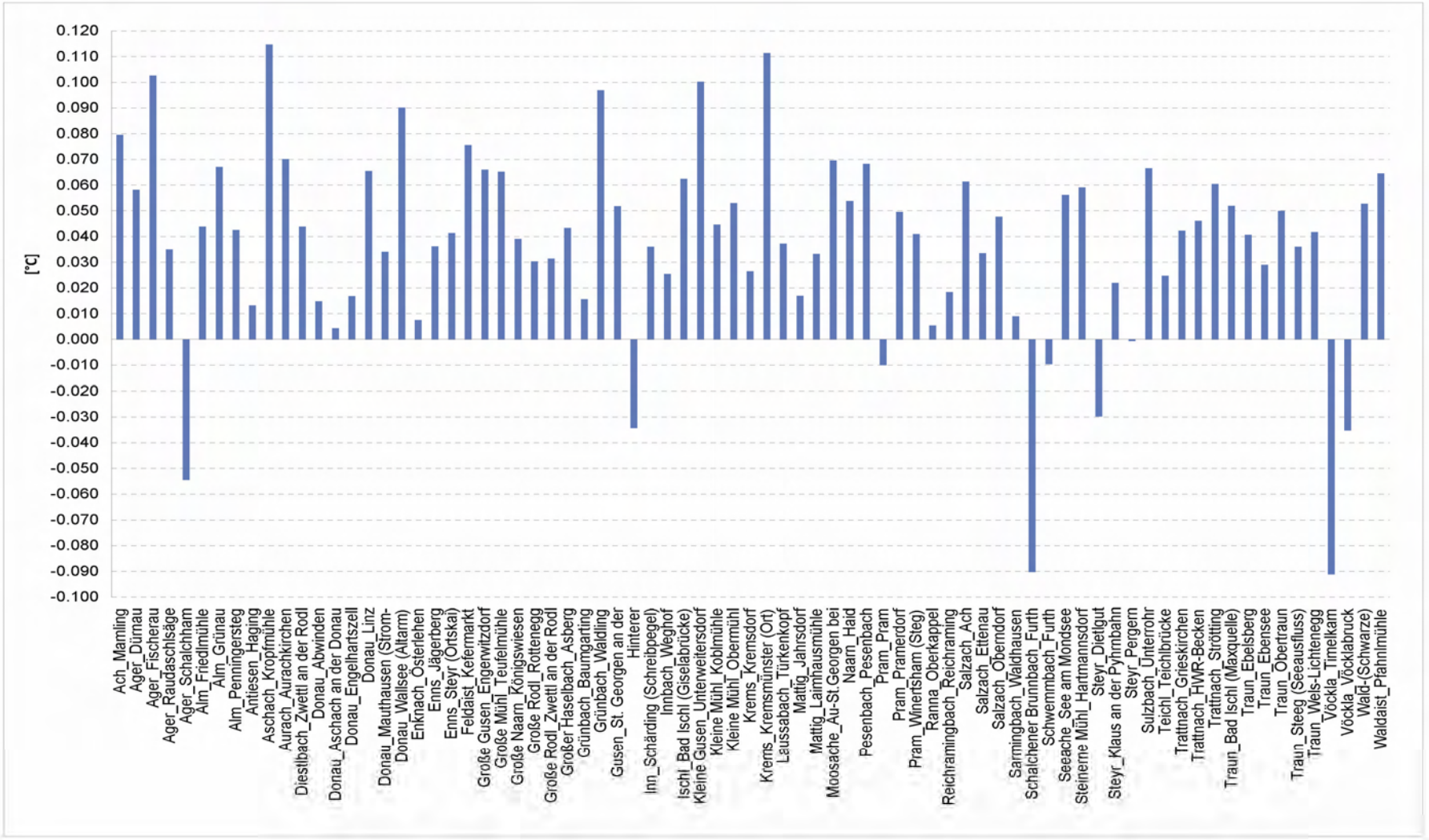

Abbildung 19 Jährliche Wassertemperaturveränderungen an den Messstellen, Abweichung vom Jahresmittel der Wassertemperatur

Ordnet man die Messstellen deren Fischregionen zu, ergibt sich der höchste Temperaturanstieg für die Fischregionen Epipotamal mittel mit 0.053 °C und Hyporhithral groß mit 0,049 °C. Der Wert für das Hyporhithral klein mit 0.06 °C wird durch eine zu geringe Stichprobenanzahl belegt (siehe Tabelle 20). Der mittlere Temperaturanstieg ist für das Epirhithral deutlich geringer als bei den übrigen Fischregionen.

Tabelle 20 Temperaturanstieg pro Jahr nach Fischregion

Fischregion	Epirhithral	Metarhithral	Hyporhithral klein	Hyporhithral groß	Epipotamal mittel	Epipotamal groß
n	6	18	3	24	11	12
Temperaturanstieg pro Jahr [°C]	0.011	0.032	0.060	0.049	0.053	0.041

Schlüsselt man die Temperaturerhöhungen nach Bioregionen auf, ist zu erkennen, dass das Granit und Gneisgebiet deutlich stärker von der Temperaturänderung betroffen ist:

Alpenvorland und Flysch (J) 0,036 °C
Kalkalpen (M) 0,029 °C
Granit- und Gneisgebiet (K) 0,05 °C

Die Schätzung der Temperaturerhöhung von 2004 bis 2020 ergibt folgende Werte für die Bioregionen in Oberösterreich:

Alpenvorland und Flysch (J) 0,58 °C
Kalkalpen (M) 0,47 °C
Granit- und Gneisgebiet (K) 0,81 °C

Die Analysen der Temperaturänderungen ergaben für den Beobachtungszeitraum von 1984 bis 2004 bereits einen deutlichen Temperaturanstieg an vielen Stellen. Die Mittelwerte für die Bioregionen ergeben folgende Werte:

Tabelle 21 Temperaturanstiege der Bioregionen von 1984 bis 2004 in °C ohne anthropogen beeinträchtigte Stellen und Seeausrinne

Bioregion	Temperaturanstieg von 1984 bis 2004
Alpenvorland und Flysch	0.801
Kalkvoralpen	0.539
Granit- und Gneisgebiet	0.879

2.3.2.4. Zeitpunkt der Temperaturerhöhungen

Die beobachtete Temperaturerhöhung verteilt sich nicht gleichmäßig auf das ganze Jahr. Analysen der Anstiege ergaben, dass in den 2. und 3. Quartalen (Monate April bis August) die Temperaturzunahmen von 1984 bis 2004 stärker waren (siehe Abbildung 20).

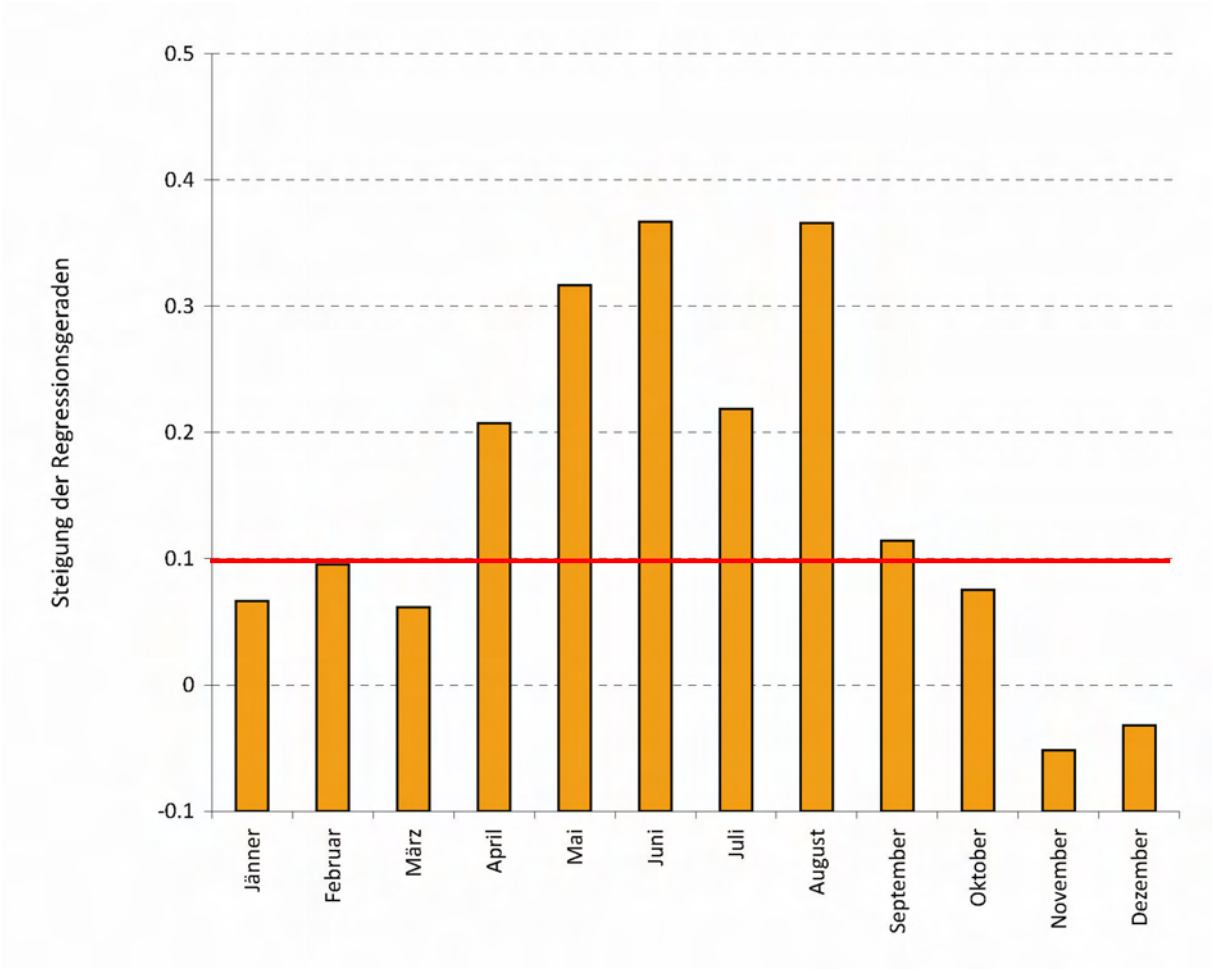

Abbildung 20 Steigungen der Regressionsgeraden zu den Werten der Temperaturänderung 1984-2004

2.3.2.5. Verschiebung des Tages des Auftretens der höchsten Wassertemperatur im Jahr

Im Mittel tritt der Tag mit der höchsten Wassertemperatur 2004 um 4,7 Tage früher ein als 1984. Dieser Wert korreliert gut mit ähnlichen Untersuchungen in der Schweiz (5 bis 6 Tage Verschiebung zwischen den Perioden 1978-1987 und 1988-2002) (Fischnetz, 2004).

Durch die bei diesem Parameter auftretenden starken Schwankungen (Standardabweichung 16d) ist es kaum sinnvoll hier weitere Berechnungen anzustellen.

2.3.3. Analyse der Monatsmaxima

Betrachtet man die Temperaturmaxima bzw. den sommerlichen Höchstwert (basierend auf Tagesmittelwerten), so kann kein deutlicher Trend für die Abfolge der Fischregionen in der Bioregion Granit und Gneis festgestellt werden (siehe Abbildung 21).

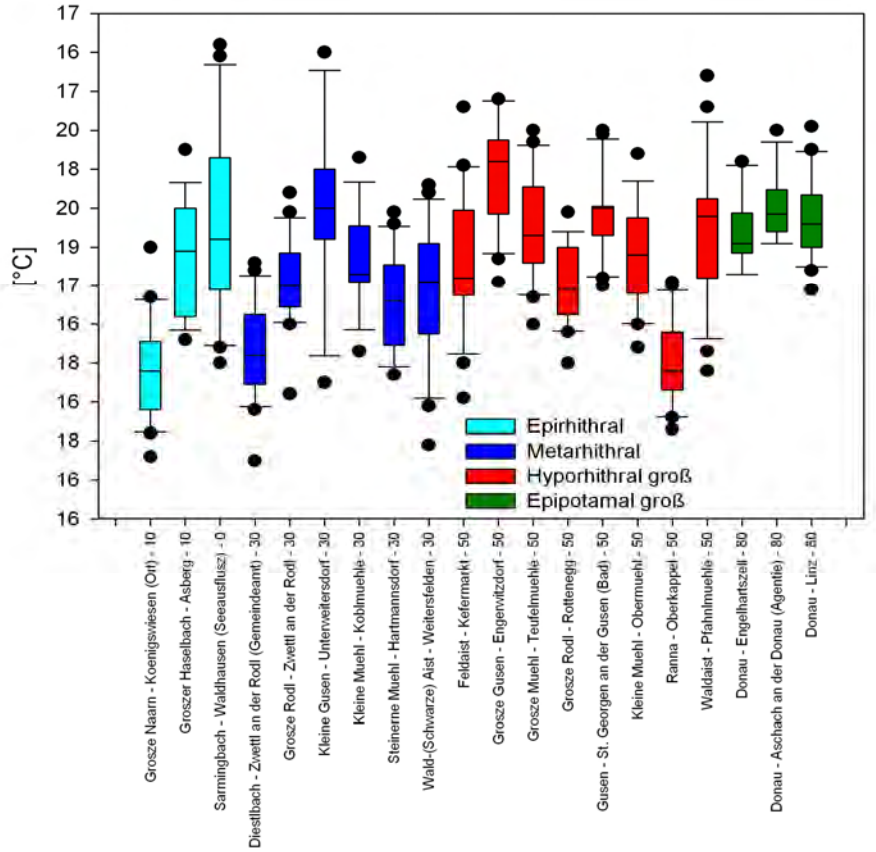

Abbildung 21 Boxplot der jährlichen Temperaturmaxima in der Bioregion Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse, nach Fischregionen geordnet

Zieht man für diese Betrachtung die Sommersummengrade heran (Tagesmittelwerte der Monate Juni, Juli und August summiert für jedes Jahr), so zeigt sich ein deutlicher Trend (siehe Abbildung 22).

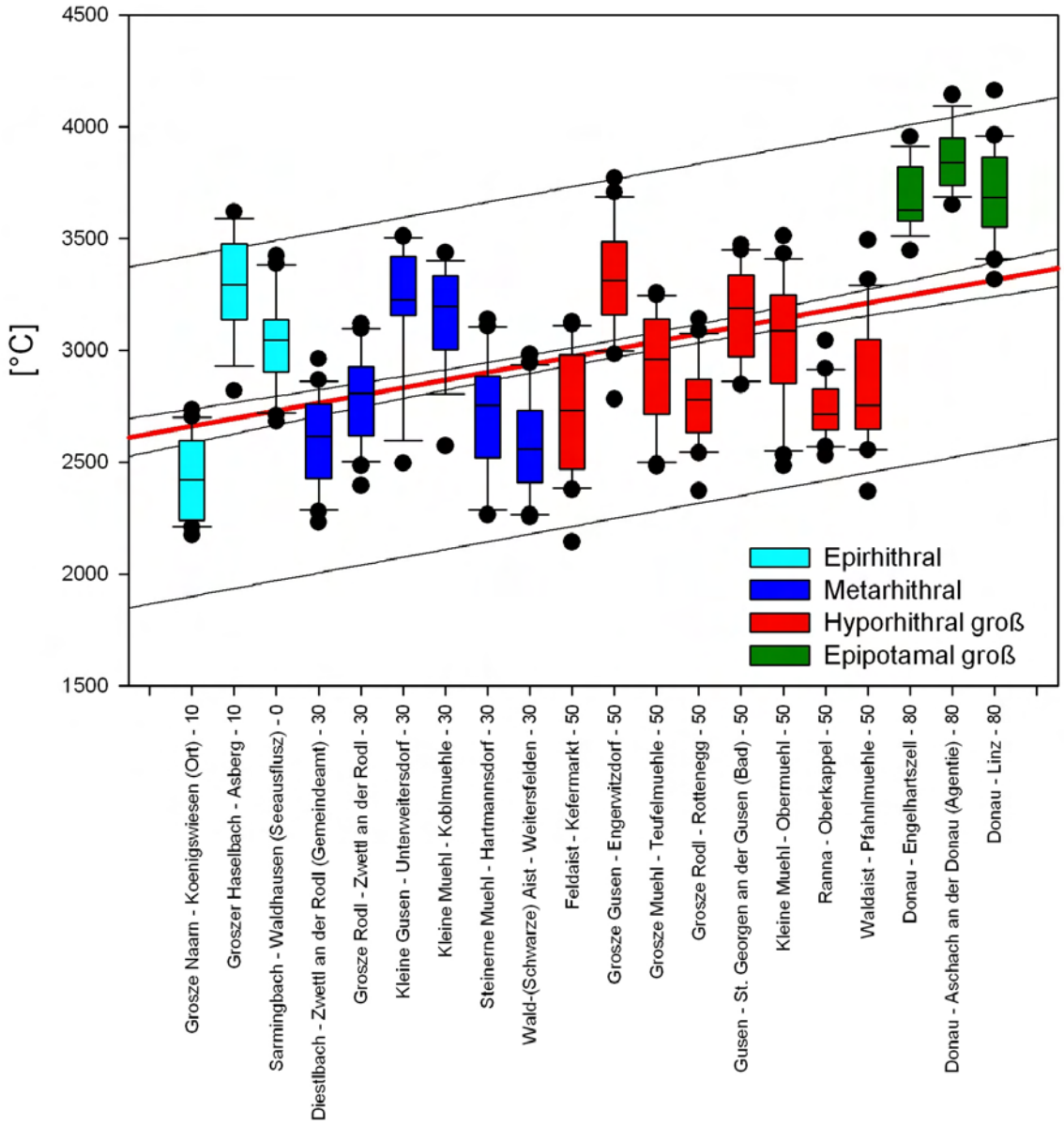

Abbildung 22 Sommersummengrade (1984-2004) für Fließgewässer der Bioregion Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse, geordnet nach Fischregionen; mit abgebildet sind der Mittelwert (rote Linie), der Konfidenz- (enge schwarze Linien) und der Prognosebereich (weitere schwarze Linien).

2.3.4. Retrospektive Analysen

In der Regel war das Bestimmtheitsmaß (R^2) zwischen Wasser- und Lufttemperaturdaten sehr gut (0,7 bis >0,9) und erlaubte die Berechnung der Wassertemperaturjahresgrade anhand der vorhandenen Lufttemperaturwerte. In Ausnahmefällen, meist stark durch Seen geprägte Flüsse (Seeausrinne), wies das Bestimmtheitsmaß einen geringeren Wert auf.

Aufgrund der retrospektiven Untersuchungen konnte ein konstanter, fast gleich bleibender Temperaturverlauf bei Zeitreihen zwischen maximal rückreichend bis 1885 und 1984 belegt werden; der durchschnittliche Temperaturanstieg der Jahresmittelwerte pro Jahr beträgt **0,002°C**.

Zwischen den Jahren 1984 bis 2004 wurde hingegen ein starker Anstieg bei der Mehrzahl der untersuchten Stellen gefunden; hier beträgt der mittlere Temperaturanstieg **0,041°C**.

2.3.4.1. Krems bei Kremsmünster

Die Darstellung der Berechnungen zeigt Abbildung 23. Der grün markierte Bereich umfasst den Zeitraum von 1984 bis 2004, für den Luft- und Wassertemperaturdaten gemeinsam vorliegen. Deutlich kann ein gleichförmiger, relativ neutraler Trend für den Zeitraum bis etwa 1986 erkannt werden. Ab 1987 schließt sich ein stark steigender Trend an, welcher bis 2007 anhält. Zwischen 1885 und 1986 gab es weder einen solch starken Temperaturanstieg noch einen Temperaturtrend von vergleichbarer Länge.

Für die Erstellung einer Prognose ergeben sich so zwei Varianten: eine Prognose basierend auf den Temperaturreihen von 1885 bis 1984 (siehe Abbildung 24) und eine zweite von 1984 bis 2004 (siehe Abbildung 25) zeigen jeweils eine „optimistische“ und eine „pessimistische“ Schätzung.

Dieses Muster der zwei unterschiedlichen Temperaturtrends zeigte sich bei vielen weiteren retrospekiven Untersuchungen. Aufgrund dieser Erkenntnisse wurden zwei Varianten an Prognosen berechnet, ein „best case scenario“ und ein „worst case scenario“, mehr dazu unter Punkt 3.2.6, Prognosemodelle.

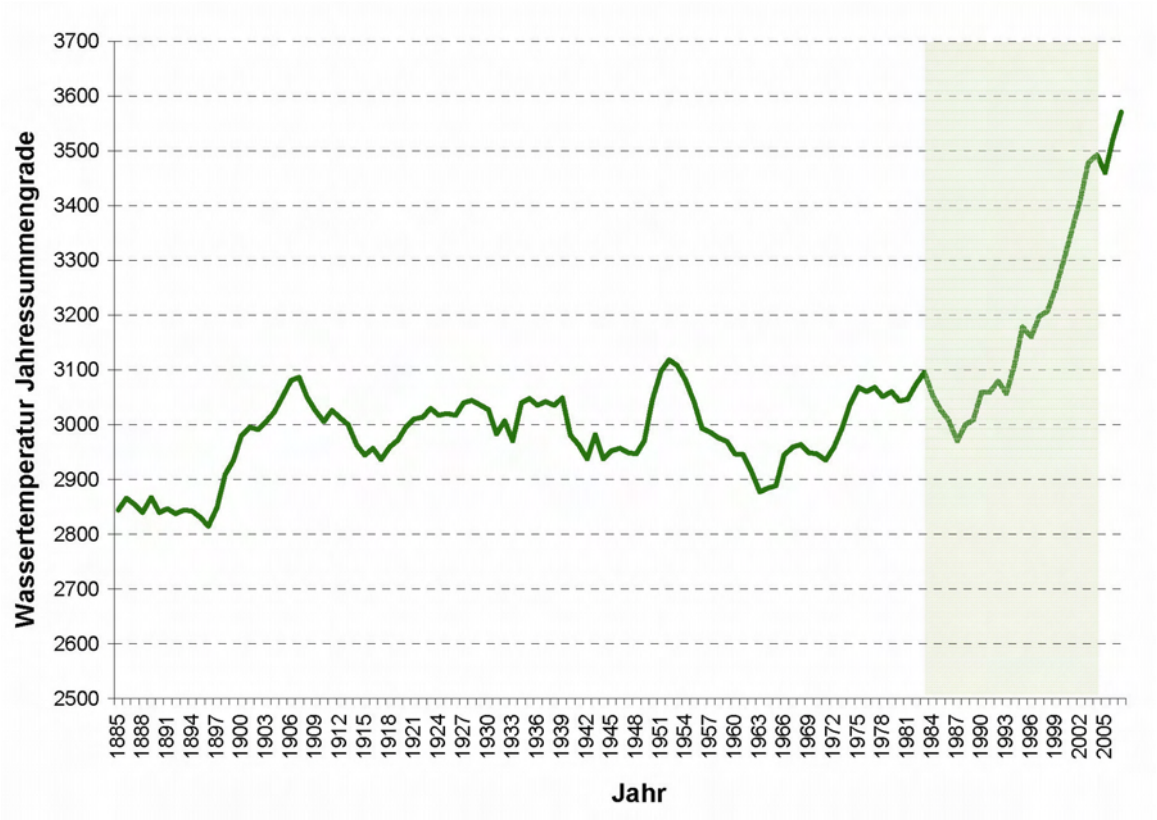

Abbildung 23 Wassertemperaturen der Krems bei Kremsmünster, Jahressummengrade; grüner Bereich: gemeinsames Vorliegen von Wasser- und Lufttemperaturdaten

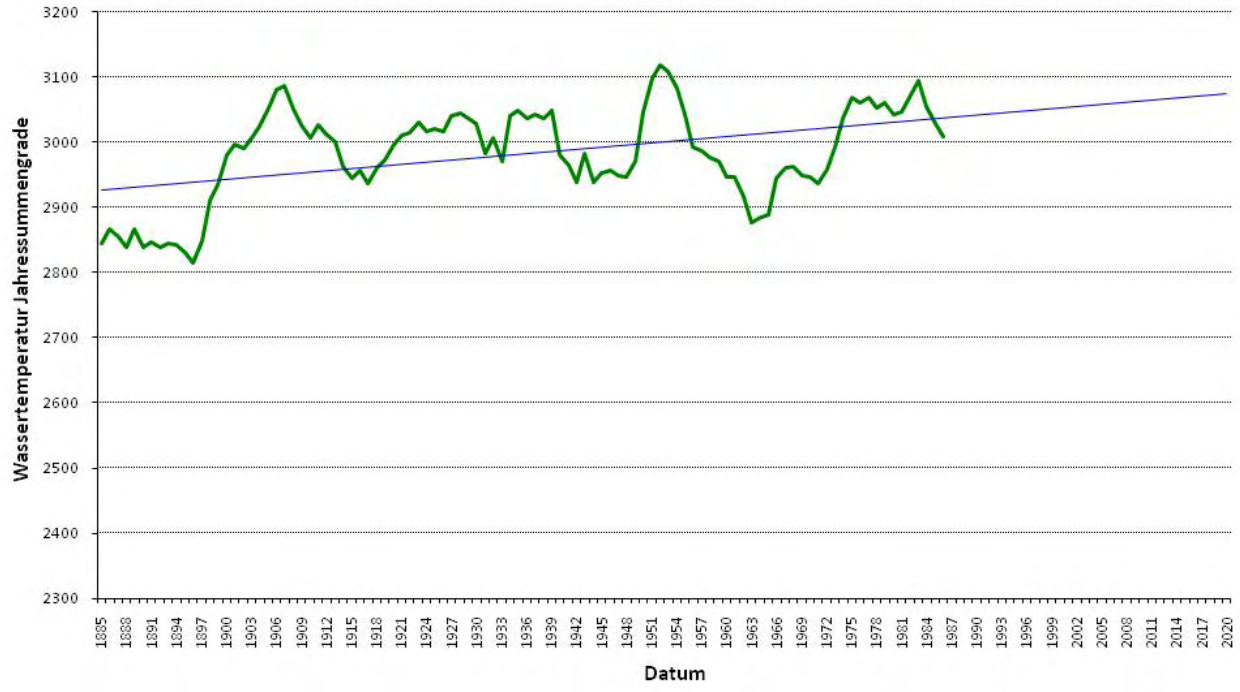

Abbildung 24 Krems bei Kremsmünster, Prognose des Wassertemperaturanstieges bis 2020 basierend auf Daten von 1885 bis 1986

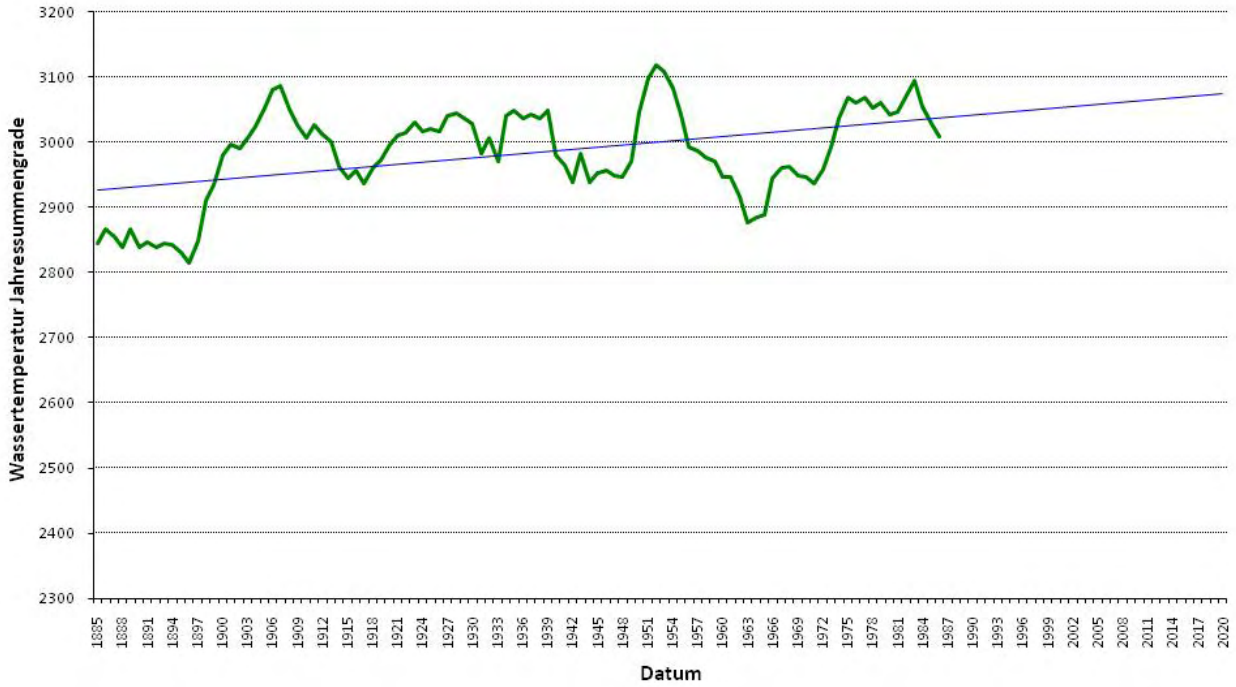

Abbildung 25 Krems bei Kremsmünster, Prognose des Wassertemperaturanstieges bis 2020 basierend auf Daten von 1987 bis 2007

2.3.4.2. Antiesen bei Haging

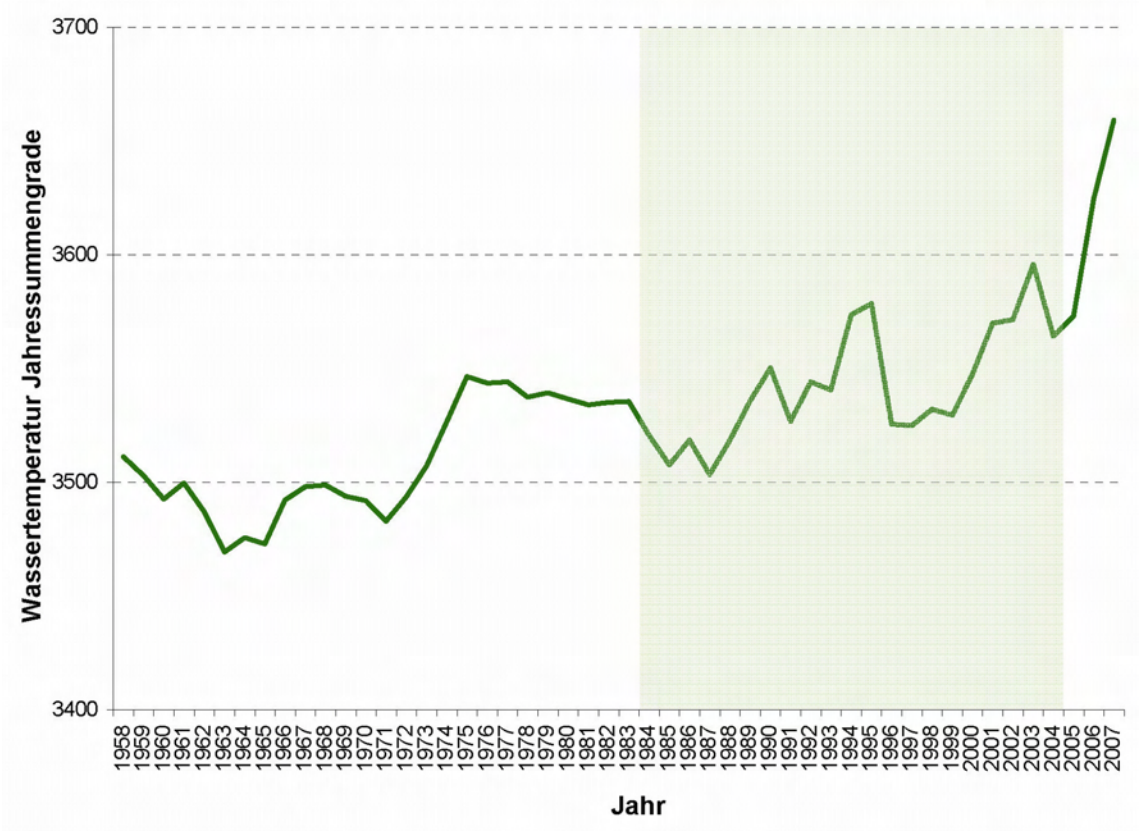

Abbildung 26 Wassertemperaturverlauf der Antiesen bei Haging, Jahressummengrade

Auch für die Antiesen bei Haging liegen Wasser- und Lufttemperaturdaten von 1984 bis 2004 gemeinsam vor. Lufttemperaturdaten sind von 1958 bis 2007 vorhanden.
Die retrospektive Betrachtung der Wassertemperaturen zeigt hier einen stärkeren Temperaturanstieg ab dem Jahr 2000, im Bereich von 1958 bis 1999 ist zwar auch ein steigender Trend zu sehen, dieser hat aber einen weniger starken Anstieg als der Trend ab 2000.

2.3.4.3. Traun bei Ebelsberg

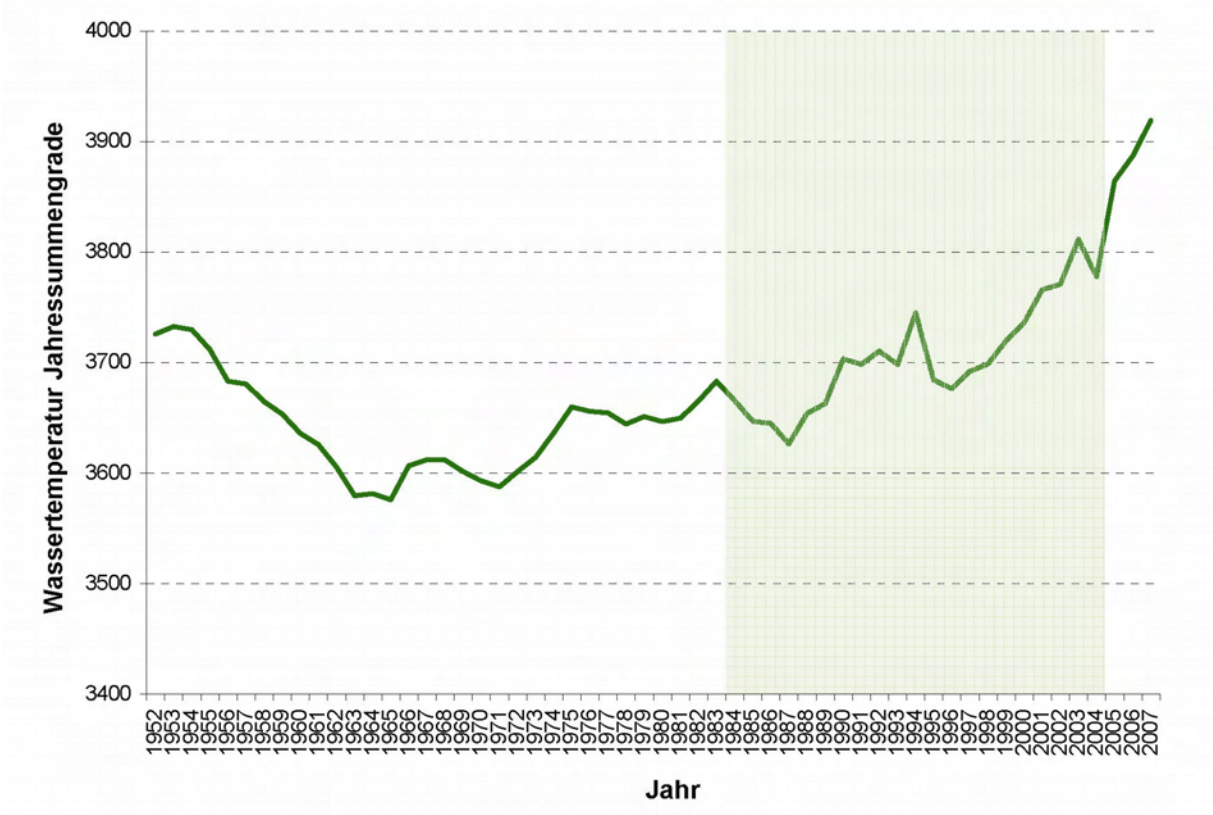

Abbildung 27 Wassertemperaturverlauf der Traun bei Ebelsberg, Jahressummengrade

Der Temperaturtrend der Traun bei Ebelsberg weist ab dem Jahr 1988 einen stark steigenden Trend auf, für die Jahre 1952 bis 1988 hat der Trend einen nahezu neutralen Verlauf.

2.3.4.4. Krems bei Kremsdorf

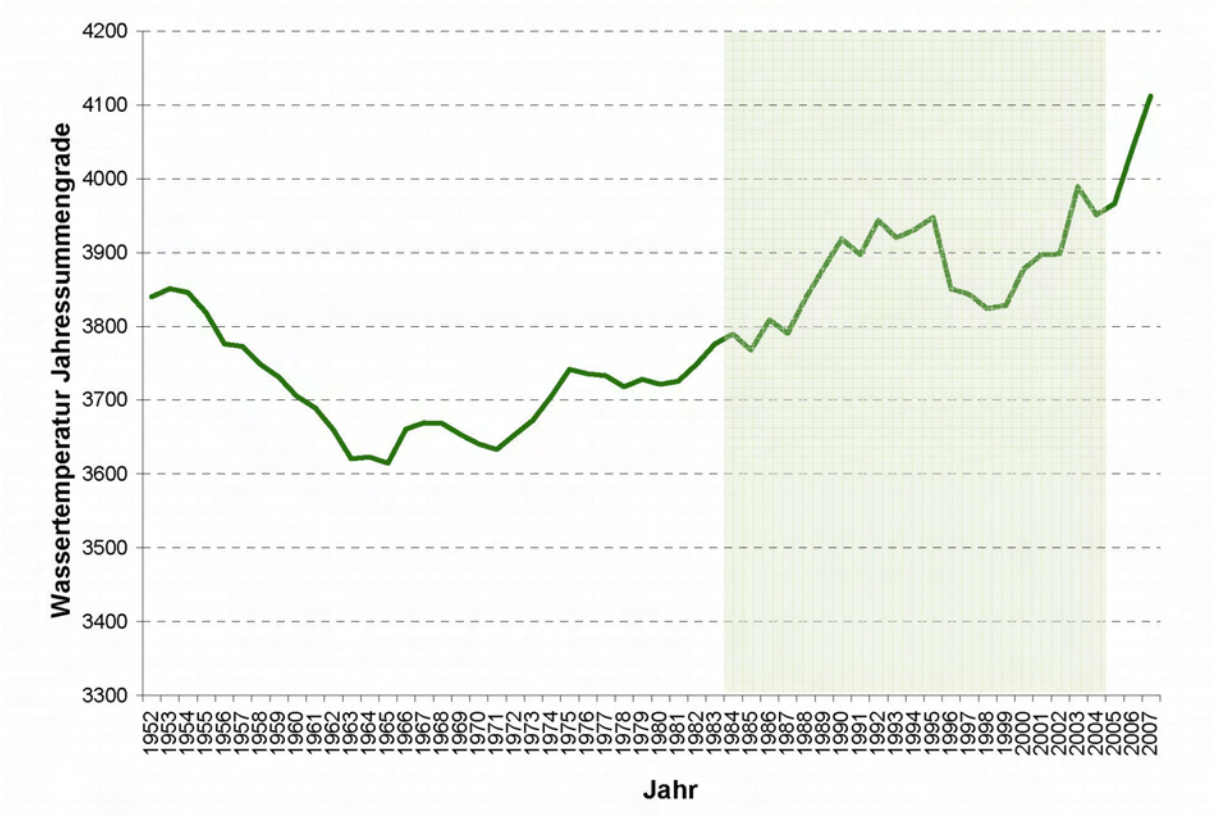

Abbildung 28 Wassertemperaturverlauf der Krems bei Kremsdorf, Jahressummengrade

Die Krems bei Kremsdorf zeigt für die Jahre 1952 bis etwa 1987 einen in Summe neutralen Verlauf mit einem sinkenden Trend von 1952 bis 1963, einem neutralen Trend von 1964 bis 1972 und einem steigenden Trend von 1973 bis 2007. Dieser letzte Bereich weist eine Unterbrechung von 1995 bis 1999 auf und setzt sich ab 2000 mit größerer Steigung fort.

2.3.4.5. Enknach bei Österlehen

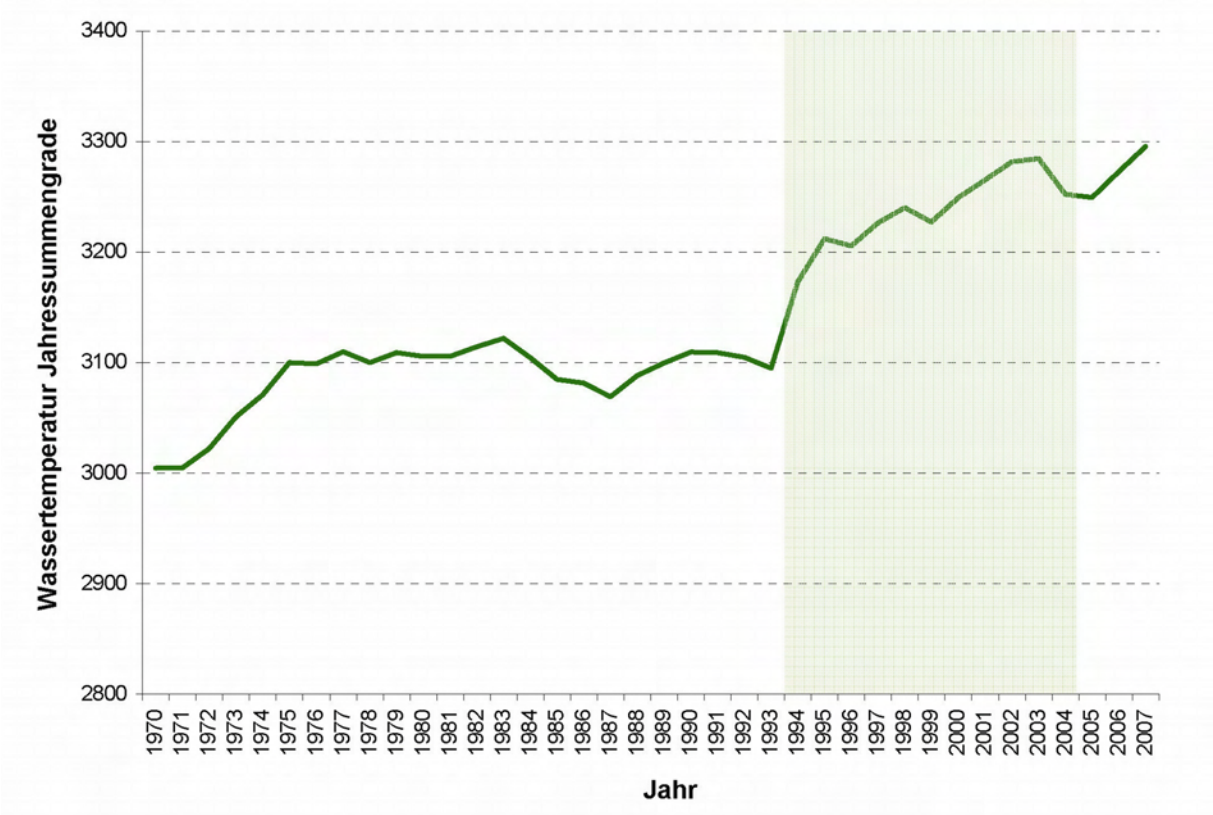

Abbildung 29 Wassertemperaturverlauf der Enknach bei Österlehen, Jahressummengrade

Die Enknach bei Österlehen zeigt einen den anderen Messstellen vergleichbaren Temperaturverlauf. Auf einen relativ neutralen Temperaturtrend von 1970 bis 1993 folgt von 1994 bis 2007 ein starker Temperaturanstieg.

2.3.4.6. Traun bei Obertraun

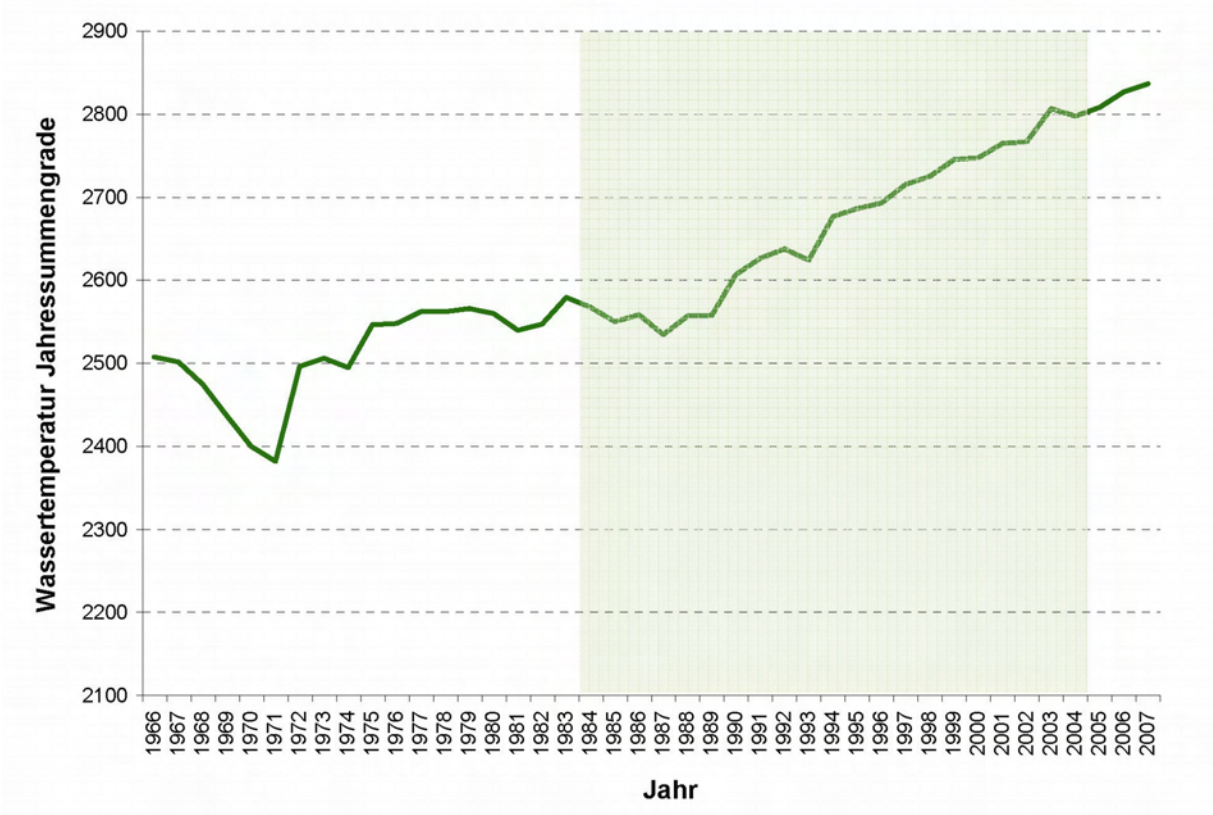

Abbildung 30 Wassertemperaturverlauf der Traun bei Obertraun, Jahressummengrade

Die Traun bei Obertraun (Abbildung 32) weicht in ihrem Temperaturverlauf von den anderen beobachteten Messstellen ab, sie zeigt ab 1970 einen fast gleichmäßig steigenden Temperaturtrend bis 2007. Bei genauerer Betrachtung kann ein etwas flacherer Verlauf von 1970 bis 1989 und ein steilerer Verlauf von 1990 bis 2007 erkannt werden. Das Temperaturregime der Traun wird in deren gesamten Verlauf durch mehrere Seen geprägt, an der Messstelle Obertraun, kurz oberhalb des Hallstättersees, ist die Traun schon Seeausfluss des Grundlsees, des Altausseer Sees und des Toplitzsees.

Vergleicht man eine Messstelle kurz unterhalb des Hallstättersees (Abbildung 33) mit dieser Stelle, erkennt man einen recht ähnlichen Temperaturverlauf, was zum einen daran liegt, dass die Basis für die Berechnung der Wassertemperaturwerte dieselben Lufttemperaturwerte der Station Krippenstein sind, zum anderen sind diese beiden Wassertemperaturmessstationen nur durch den Hallstättersee voneinander getrennt.

Dementsprechend ist der Trend bei beiden Stellen gleich, die Station unterhalb des Hallstättersees weist jedoch höhere Jahressummengrade auf, was an der puffernden Wirkung des Sees liegt.

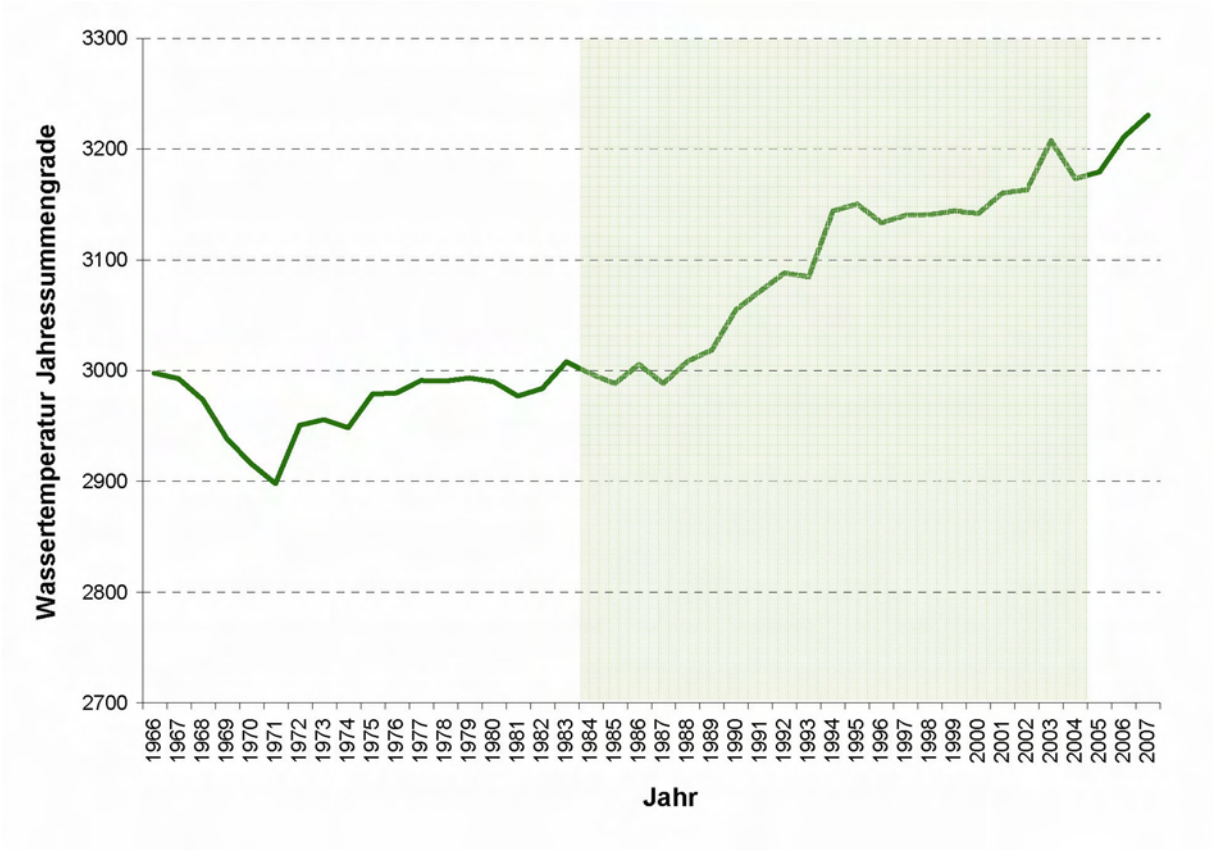

Abbildung 31 Wassertemperaturverlauf der Traun bei Steeg (Seeausfluss), Jahressummengrade

2.3.4.7. Reichramingbach bei Reichraming

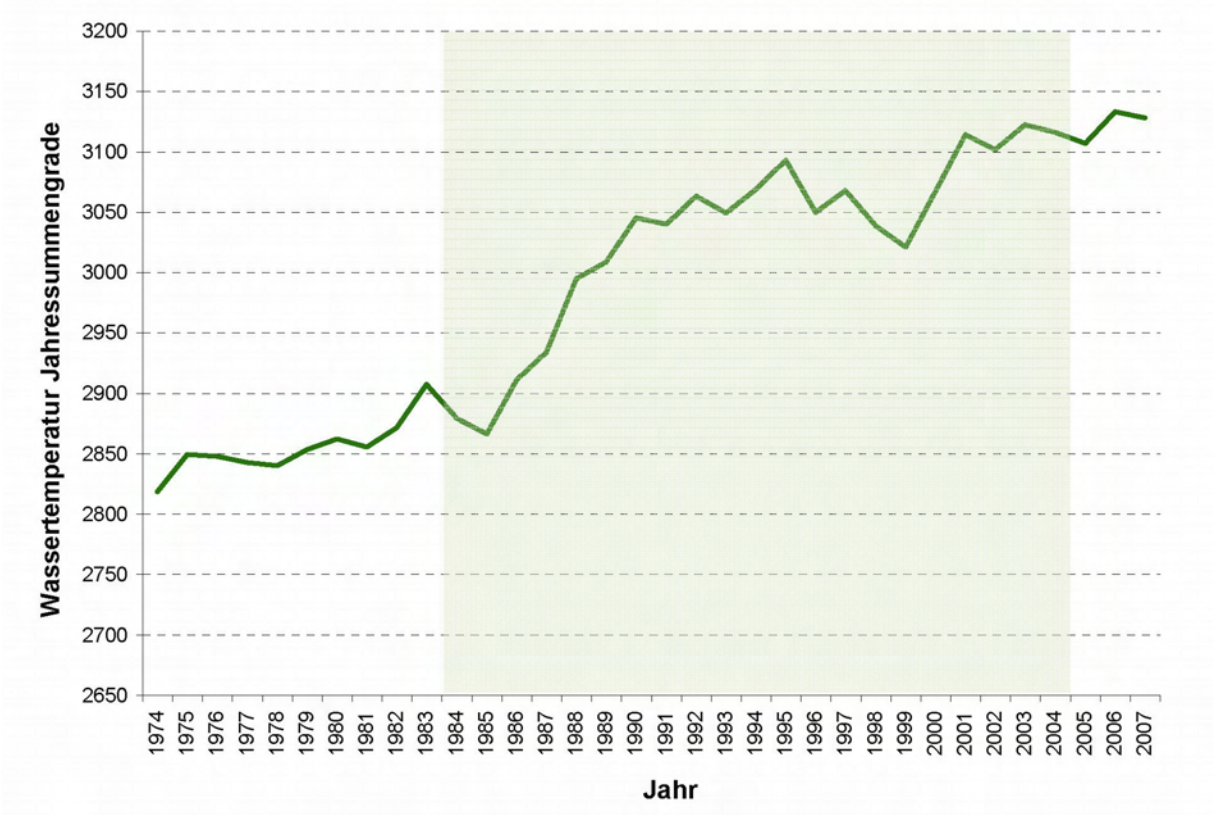

Abbildung 32 Wassertemperaturverlauf des Reichramingbaches (Großer Bach) bei Reichraming, Jahressummengrade

Der Reichramingbach liegt in der Bioregion Kalkalpen und ist ein stark quellbeeinflusstes Gewässer mit einem winterwarmen und sommerkalten Temperaturregime. Als solches ist er über die Jahreszeiten recht stabil in seinem Temperaturverlauf, zeigt aber ebenso einen stark steigenden Temperaturtrend von 1985 bis 2007. Im Zeitraum von 1974 bis 1984 ist ein schwächerer Temperaturanstieg zu erkennen.

2.3.4.8. Feldaist bei Kefermarkt

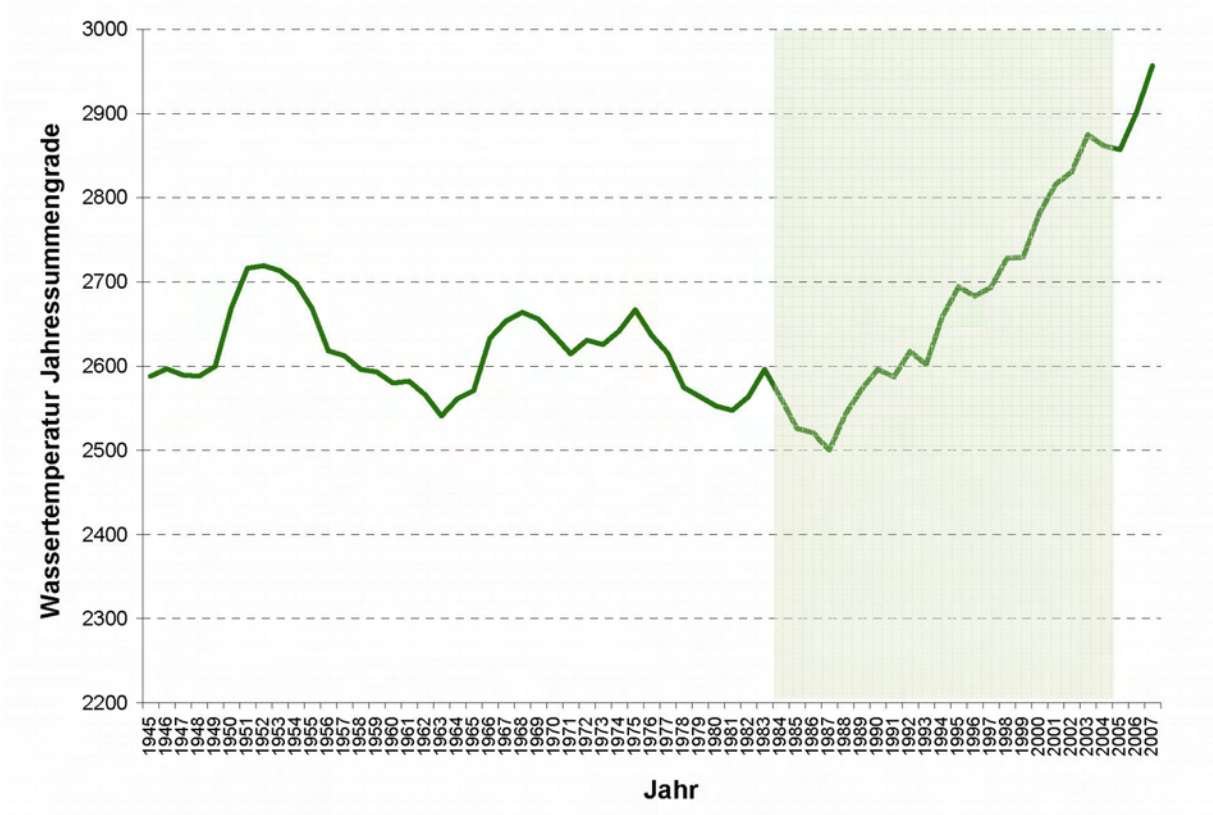

Abbildung 33 Wassertemperaturverlauf der Feldaist bei Kefermarkt, Jahressummengrade

Die Feldaist bei Kefermarkt hat von 1945 bis 1987 einen sinkenden Temperaturtrend. Ab dem Jahr 1988 hingegen zeigt sich ein sehr stark steigender Temperaturtrend.

2.3.4.9. Große Mühl bei Teufelmühle

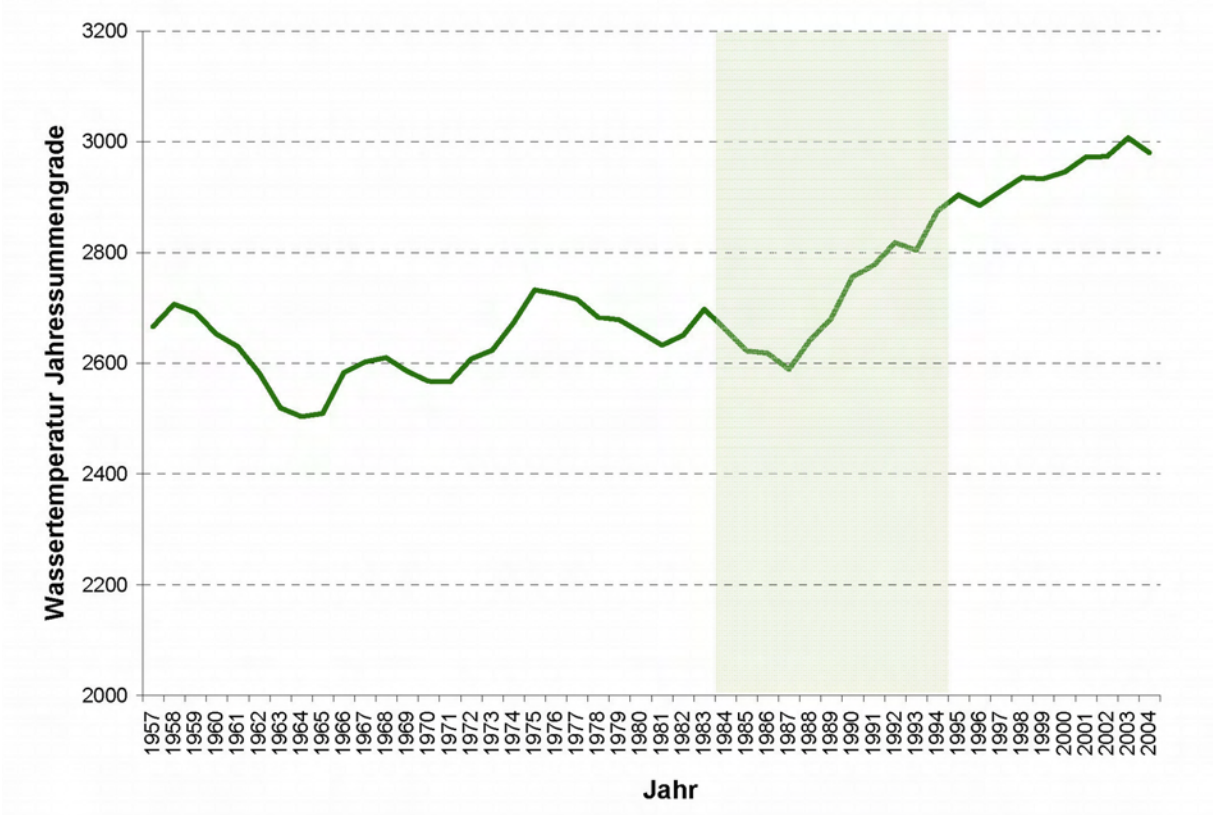

Abbildung 34 Wassertemperaturverlauf der Großen Mühl bei Teufelmühle, Jahressummengrade

Die Große Mühl liegt in der Bioregion Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse und ist als Gewässer des Kristallin kaum von Quellen beeinflusst. Ihr Temperaturverlauf innerhalb eines Jahres zeigt sich typischerweise als winterkalt und sommerwarm, im Gegensatz zu quellbeeinflussten Flüssen der Kalkalpen (siehe Reichramingbach, 2.3.4.8) oder des Alpenvorlandes. Im Winter kann an diesen Urgesteinsgewässern Grundeisbildung beobachtet werden.

Der Temperaturtrend der Großen Mühl bei Teufelmühle zeigt sich von 1957 bis 1987 mit einem leichten Anstieg, von 1988 bis 2004 ist wiederum ein starker Anstieg zu erkennen.

2.3.4.10. Kleine Mühl bei Koblmühle

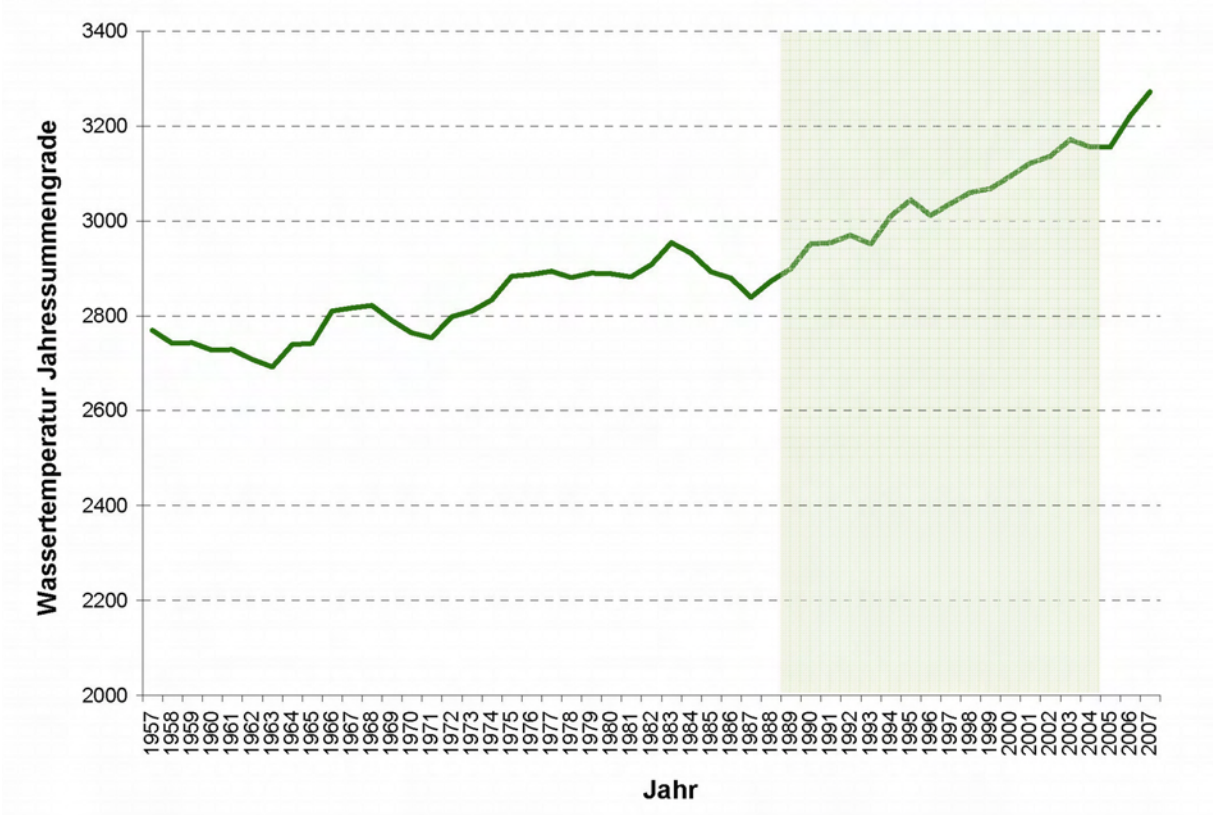

Abbildung 35 Wassertemperaturverlauf der Kleinen Mühl bei Koblmühle, Jahressummengrade

Wie die Große Mühl ist auch die Kleine Mühl ein Gewässer des Kristallin. Auch an der Kleinen Mühl bei Koblmühle ist ebenso wie an der Großen Mühl ein leichter Anstieg von 1957 bis 1987 zu sehen und ein stärkerer Anstieg von 1988 bis 2007.

2.3.4.11. Ager bei Dürnau und bei Raudaschlsäge

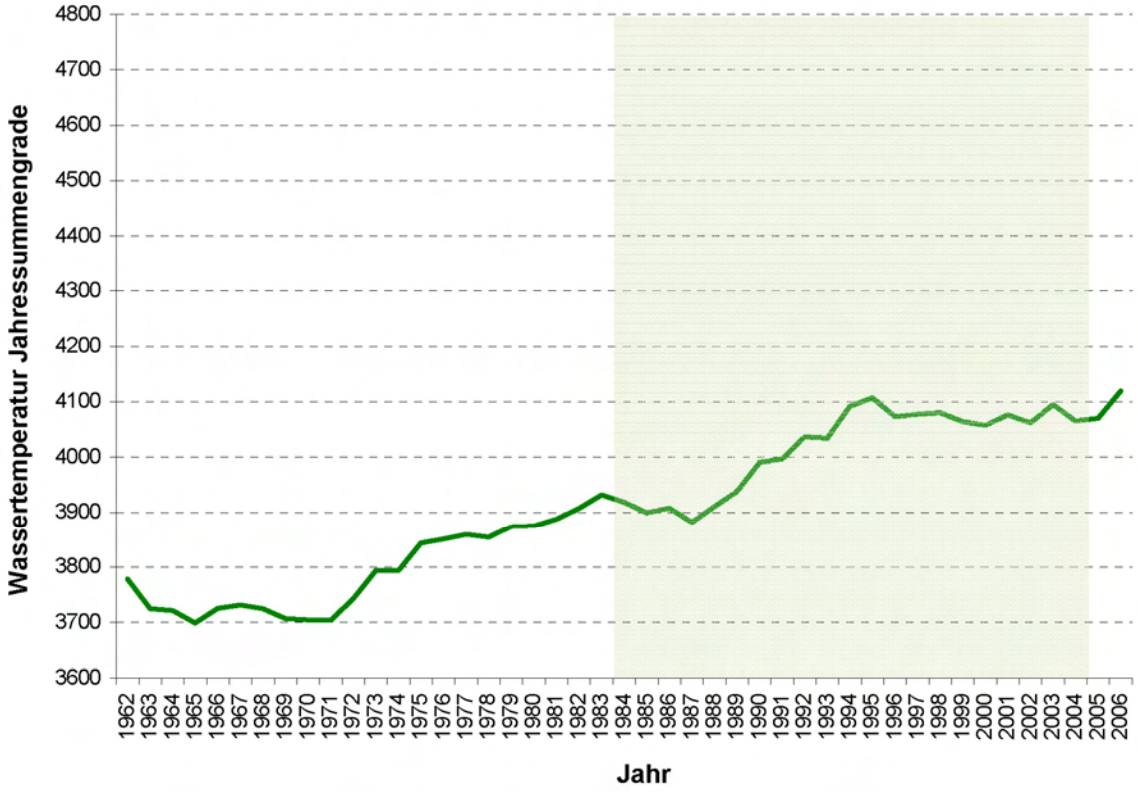

Abbildung 36 Wassertemperaturverlauf der Ager bei Raudaschlsäge, Jahressummengrade

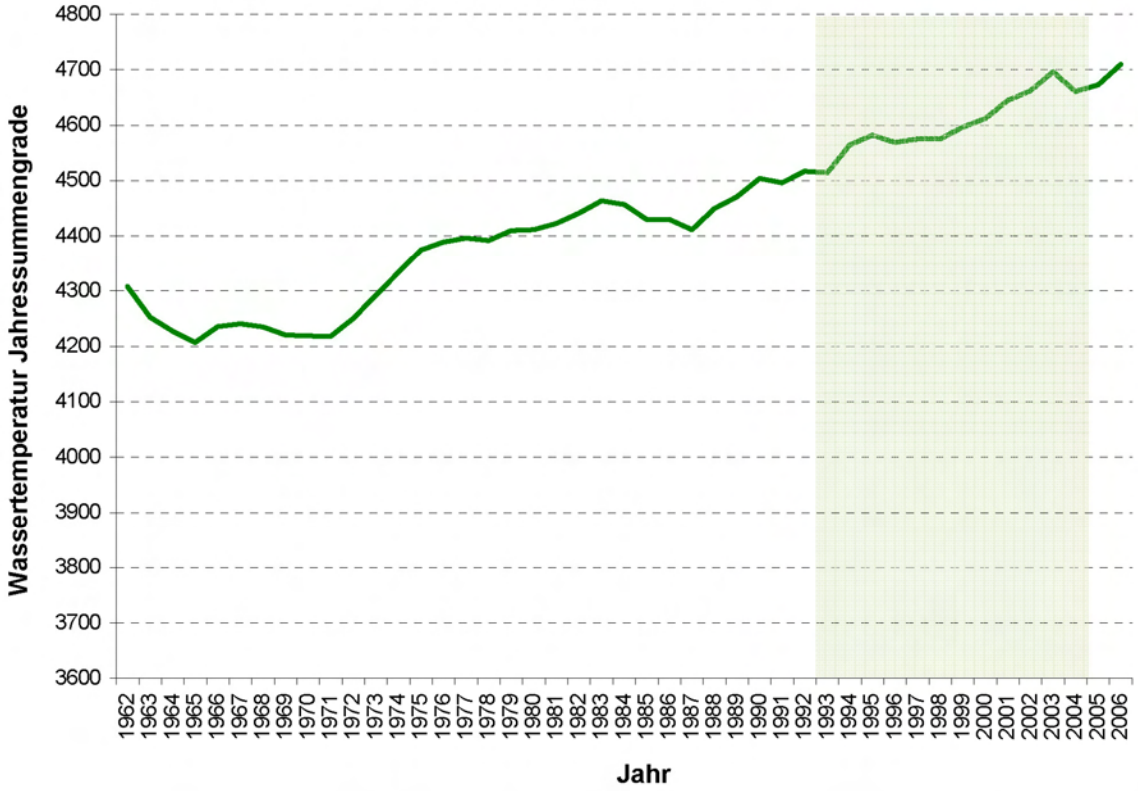

Abbildung 37 Wassertemperaturverlauf der Ager bei Dürnau, Jahressummengrade

Die Ager ist ein Fluss mit einigen thermischen Besonderheiten, zum einen ist sie als Seeausrinn von mehreren Seen beeinflusst: Attersee, Mondsee, Irrsee und Fuschlsee entwässern in die Ager; zum anderen wird sie in ihrem Temperaturverlauf auch durch die Nutzung als Kühlwasser im Bereich Lenzing anthropogen beeinflusst.
Die Messstelle Dürnau, welche sich oberhalb der Einmündung der Vöckla in die Ager befindet, zeigt neben der Beeinflussung durch Seen auch die der anthropogenen Nutzung als Kühlwasserspender an. Zur besseren Vergleichbarkeit mit der nicht anthropogen beeinflussten Messstelle Raudaschlsäge wurde für beide Grafiken die gleiche Skalierung der Ordinate (Jahressummengrade) und der Abszisse (Jahre).
Die Messstelle Raudaschlsäge, welche sich kurz nach dem Seeausrinn am Attersee und flussaufwärts der Lenzing AG befindet, zeigt einen deutlich steigenden Temperaturverlauf. Einer neutralen Phase von 1962 bis 1971 folgt ab 1972 bis 1995 ein stärkerer Anstieg, ab 1996 gefolgt von einer weiteren neutralen Phase bis 2006. Dieser Verlauf unterscheidet sich von den anderen untersuchten Messstellen, der Grund dafür liegt an einem stark durch Seen geprägten Temperaturregime.
Die Messstelle bei Dürnau zeigt einen sehr ähnlichen Temperaturverlauf. Eine deutliche Änderung des Temperaturverlaufes ist ab dem Jahr 1996 zu erkennen, bei der Messstelle Raudaschlsäge ist hier ein neutraler Temperaturverlauf gegeben, bei Dürnau geht der Temperaturanstieg gleichförmig weiter.
Neben dem Anstieg des Temperaturverlaufes ist auch der insgesamt höhere Bereich der Jahressummengrade hervorzuheben, Dürnau hat rund 500 Jahressummengrade mehr als Raudaschlsäge, eine beachtliche Mehrbelastung.
Seit 1991 gab es zwar etliche Änderungen im Ausmaß und in der Art der Nutzung der Ager als Kühlwasserspender (siehe Kutschera et al., 2004), diese Maßnahmen scheinen aber keine Trendwende im Temperaturverlauf der Ager zu bewirken.

2.3.4.12. Vöckla bei Timelkam

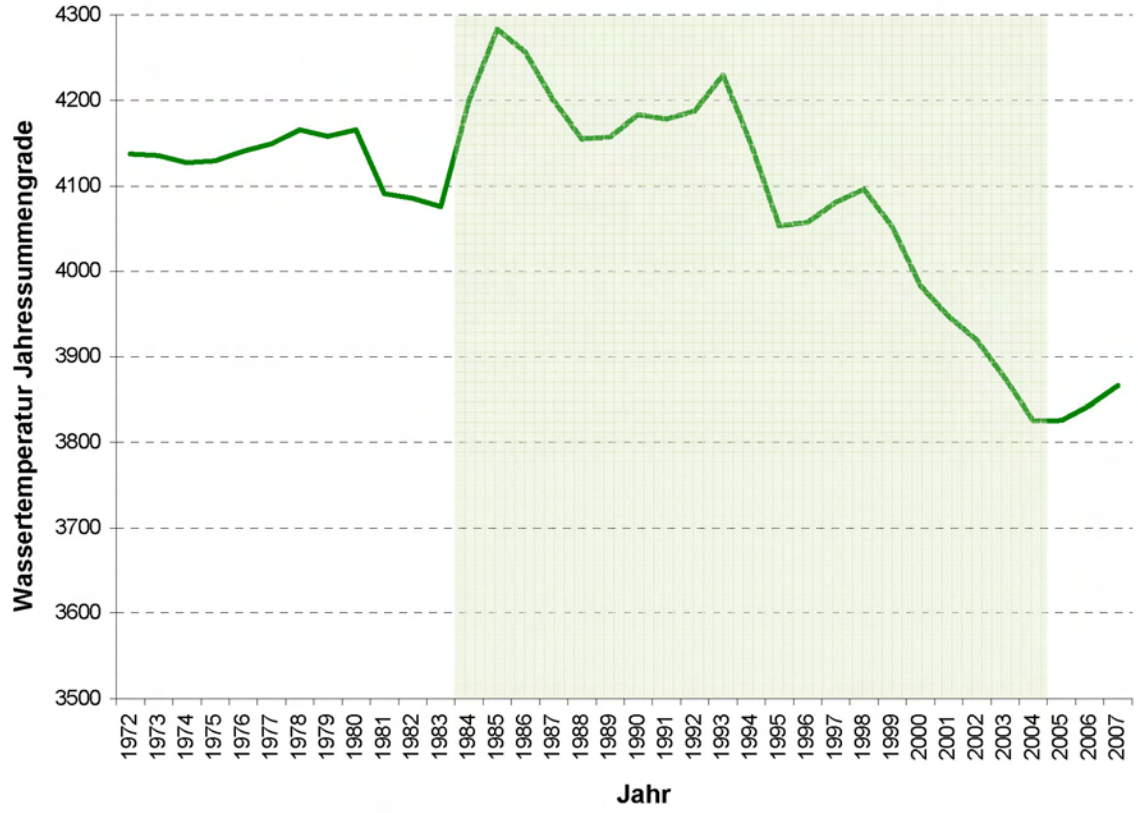

Abbildung 38 Wassertemperaturverlauf der Vöckla bei Timelkam, Jahressummengrade

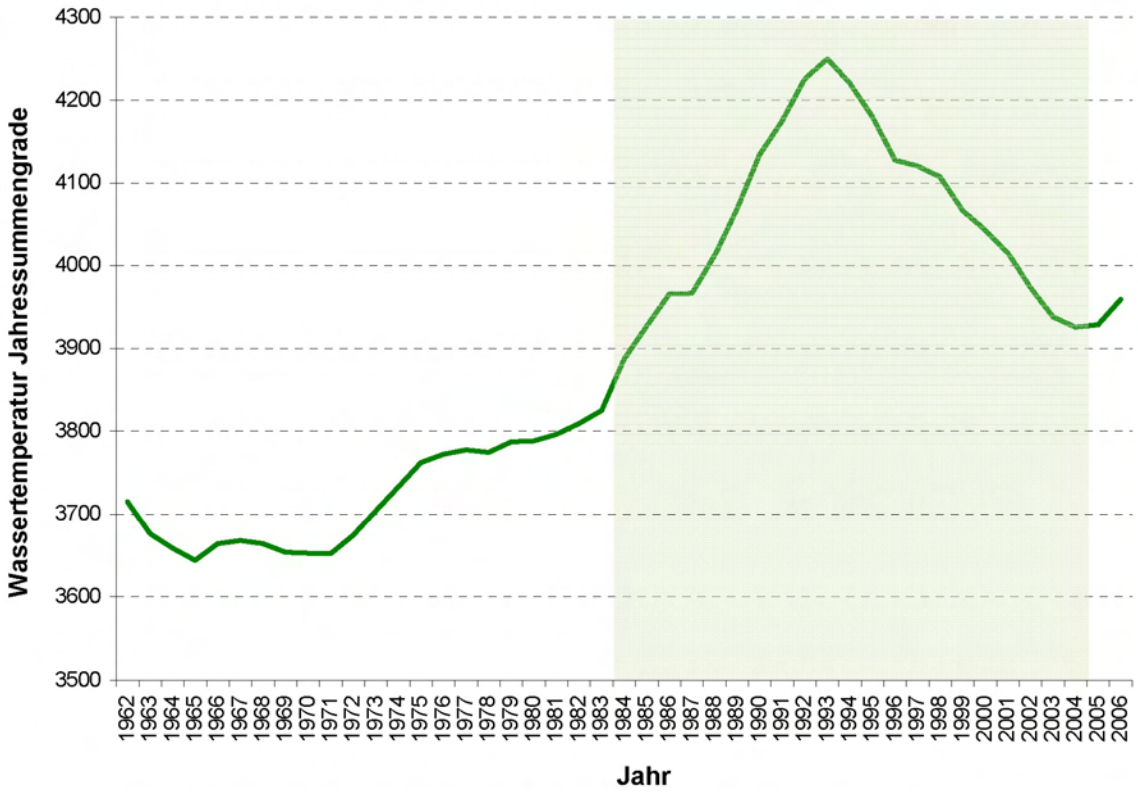

Abbildung 39 Wassertemperaturverlauf der Ager bei Schalchham, Jahressummengrade

Nach der retrospektiven Betrachtung der Ager bei Schalchham, einem anthropogen in seinem Temperaturregime beeinflussten Gewässer, welches in den Prognoseberechnungen einen negativen Trend aufwies, ist das Interesse gewachsen ein weiteres Beispiel eines anthropogen beeinträchtigten Temperaturregimes zu betrachten. Als weiteres Beispiel wurde die Vöckla bei Timelkam ausgewählt, welche ebenso wie die Ager zu Kühlzwecken genutzt wird. Dazu werden aus der Vöckla maximal 3,5 m³/s Wasser entnommen. Im Vergleich dazu beträgt der Jahresmittelwert des Abflusses der Jahre 2001 bis 2005 20,1 m³/s (Hydrographisches Jahrbuch 2006).

An der graphischen Darstellung (Abbildung 38) ist ab 1986 ein sinkender Trend zu erkennen, vor diesem ist von 1972 bis 1985 ein neutraler Bereich vorhanden. Im Jahr 1986 wurde ein alter Wärmekraftwerksblock in Timelkam stillgelegt, womit der sinkende Trend zu erklären ist. Diese Änderung in der Nutzung der Vöckla als Kühlwasser ist auch dramatisch im Temperaturverlauf der Ager bei Schalchham zu sehen (Abb. 39). Die Messstelle Schalchham liegt etwa 1 km unterhalb der Einmündung der Vöckla. Ab 1994 kommt es zu einer radikalen Trendwende, welche sicherlich mit dem sinkenden Trend der Vöckla zusammenhängt, der starke und im Vergleich zur Vöckla später eintretende Abfall ist jedoch überraschend.

2.3.4.13. Schalchener Brunnbach und Schwemmbach

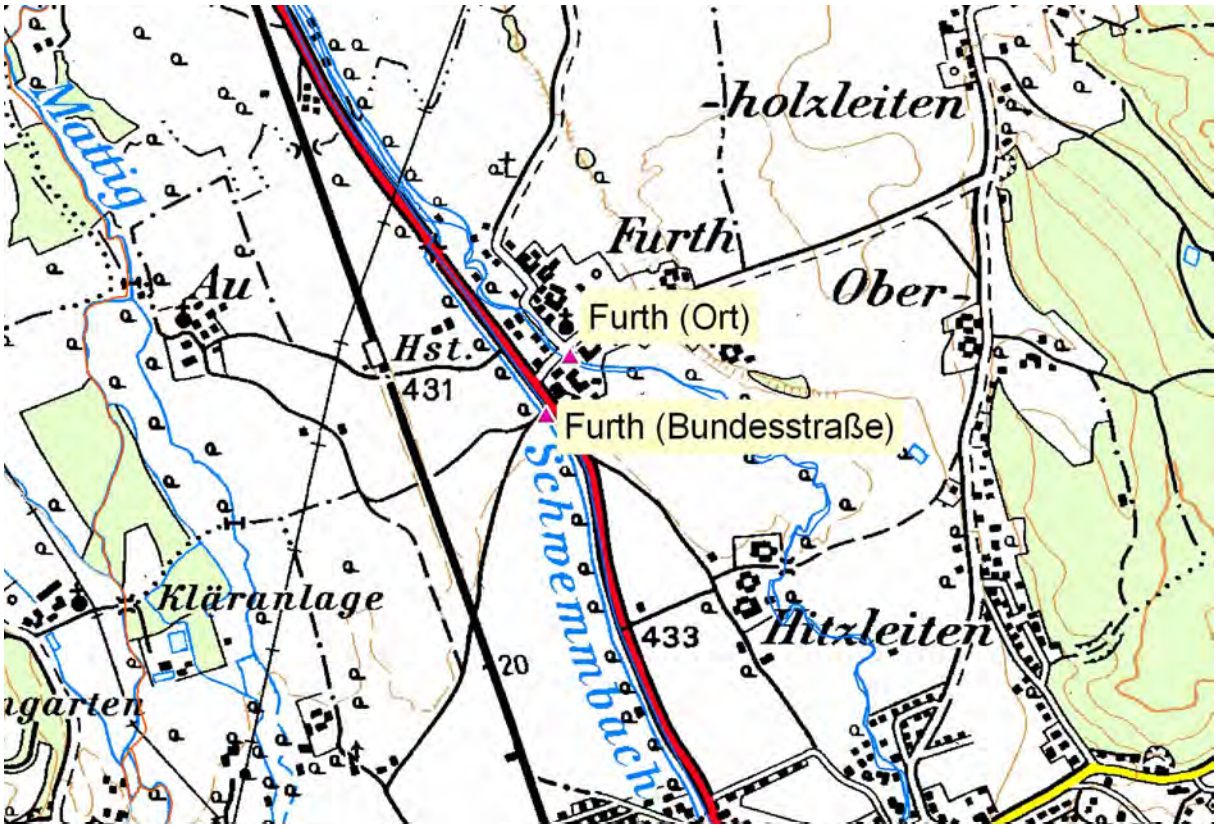

Abbildung 40 Übersichtskarte der Messstellen Schalchener Brunnbach.

Neben der Messstelle Schalchener Brunnbach bei Furth (Ort) findet sich noch eine nahe gelegene Messstelle am Schwemmbach bei Furth (Bundesstraße) (siehe Übersichtskarte Abb. 40), beide wurden für einen Vergleich herangezogen.

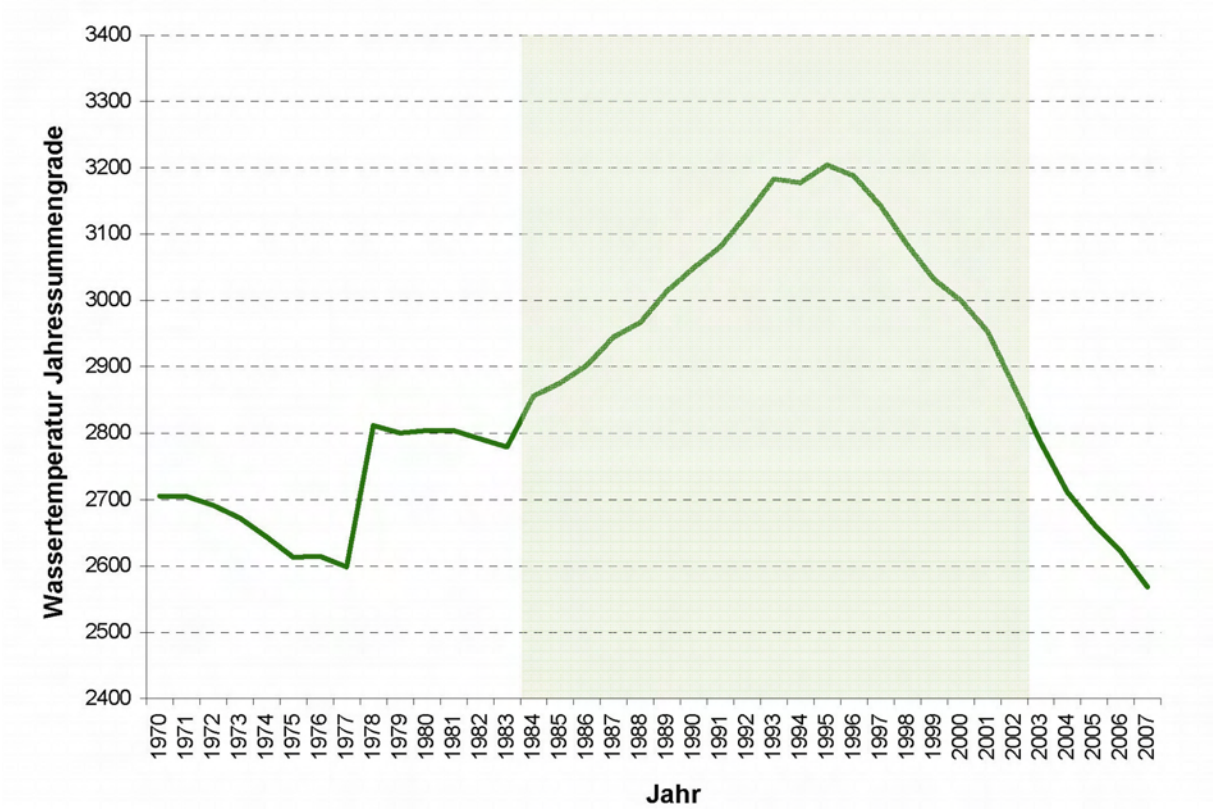

Abbildung 41 Wassertemperaturverlauf des Schalchener Brunnbaches bei Furth (Ort), Jahressummengrade

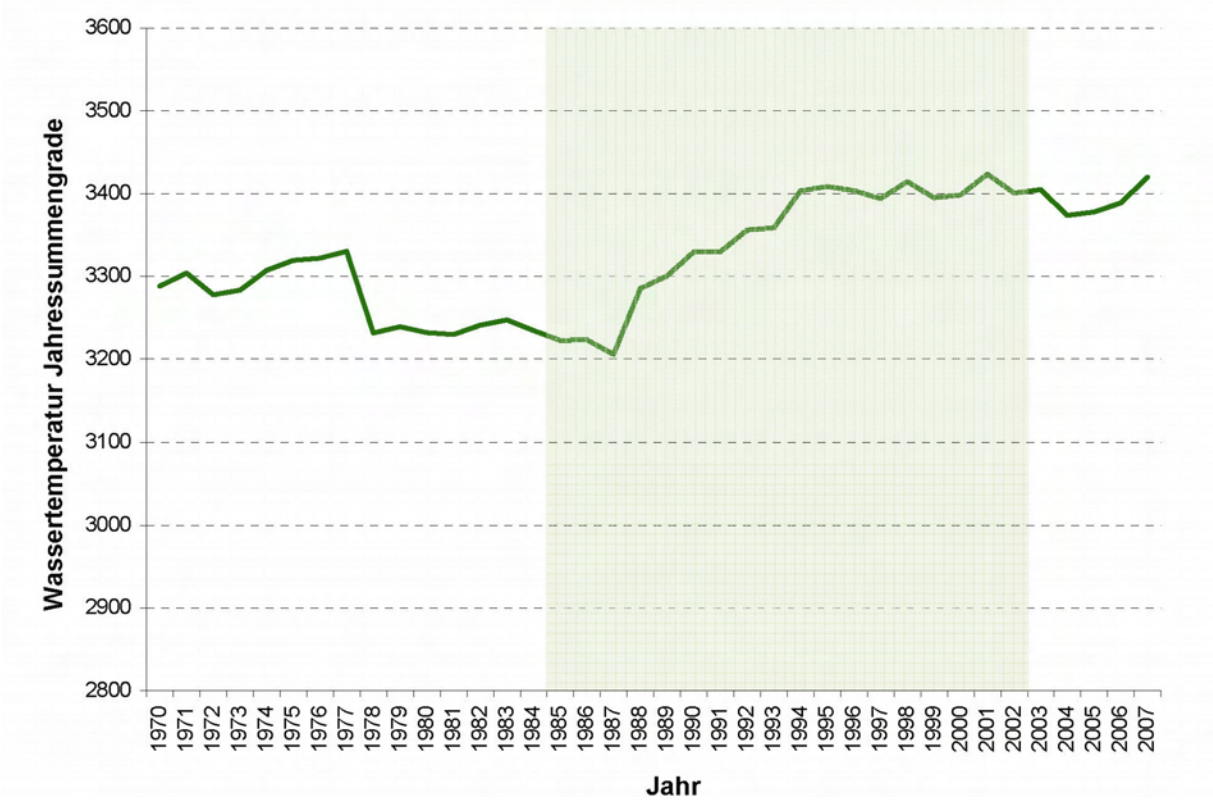

Abbildung 42 Wassertemperaturverlauf des Schwemmbaches bei Furth (Bundesstraße), Jahressummengrade

Diese beiden nahe gelegenen Gewässer zeigen einen markant unterschiedlichen Temperaturtrend. Der Schwemmbach (Abb. 42) zeigt den typischen stärker steigenden Trend ab 1988 mit einer Abflachung des Trendes mit nachfolgendem neutralem Verlauf von 1994 bis 2007.
Im Gegensatz dazu weist der Schalchener Brunnbach (Abb. 41) einen stark steigenden Trend von 1984 bis 1992 und eine Umkehr dieses Trendes mit starkem Abfall von 1994 bis 2007. Diese Trendwende zeigt sich auch in den Trendanalysen (Punkt 2.3.1), betrachtet man den Trend von 1984 bis 2004 gesamt ergibt sich ein negativer Temperaturtrend.

Als Ursache für den ungewöhnlichen Trendverlauf des Schalchener Brunnbaches ist wiederum in der anthropogenen Beeinflussung zu finden, in diesem Fall ist es die Aquakultur. Vor den 70er Jahren wurde der Schalchener Brunnbach zur Speisung einer bedeutenden Aquakulturanlage genutzt. Eine Änderung in der Nutzung ergab sich um 1970, seit dieser Zeit wird für die Aquakulturanlage nicht mehr das Bachwasser sondern Grundwasser (etwa 400 l/s) genutzt (Kainz, mündliche Mitteilung). Diese Nutzungsänderung ist jedoch in der retrospektiven Betrachtung nicht enthalten, die Wassertemperaturdaten von 1970 bis 1983 basieren auf Berechnungen anhand von Lufttemperaturdaten und Korrelationsanalysen.
Eine Erklärung für die Trendwende Mitte der 90er Jahre konnte noch nicht gefunden werden.

2.3.5. Überschreitungen von Wassertemperaturgrenzwerten

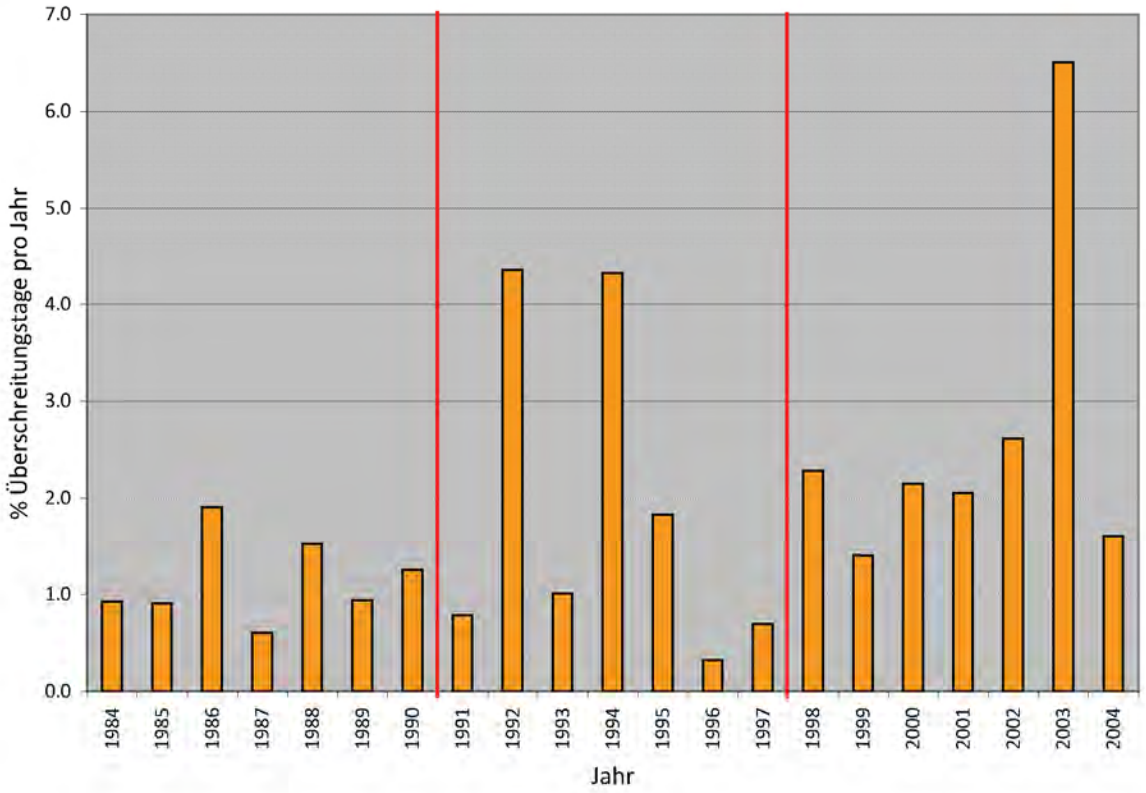

Abbildung 43 Überschreitungen der Wassertemperaturgrenzwerte 1984-2004 der Grenze sehr gut – gut in Prozent der Messwerte pro Jahr

Tabelle 22 Anzahl der Temperaturüberschreitungen nach Jahr und Fischregion pro Messstelle

Jahr	Epirhithral	Metarhithral	Hyporhithral klein	Hyporhithral groß	Epipotamal mittel	Epipotamal groß
1984	11	6	0	2	4	0
1985	13	4	0	2	5	0
1986	15	10	0	5	10	0
1987	10	3	0	0	4	0
1988	16	7	0	4	8	0
1989	10	5	1	2	5	0
1990	16	5	1	2	7	0
1991	11	3	0	2	5	0
1992	38	21	2	15	22	0
1993	16	4	1	3	5	0
1994	34	20	4	15	23	0
1995	22	7	0	4	14	0
1996	10	1	0	1	2	0
1997	15	2	0	1	5	0

1998	26	11	1	7	10	0
1999	26	4	1	3	9	0
2000	27	9	1	6	10	0
2001	24	9	0	6	10	0
2002	29	9	1	10	13	0
2003	46	26	10	28	29	0
2004	13	9	0	6	5	0

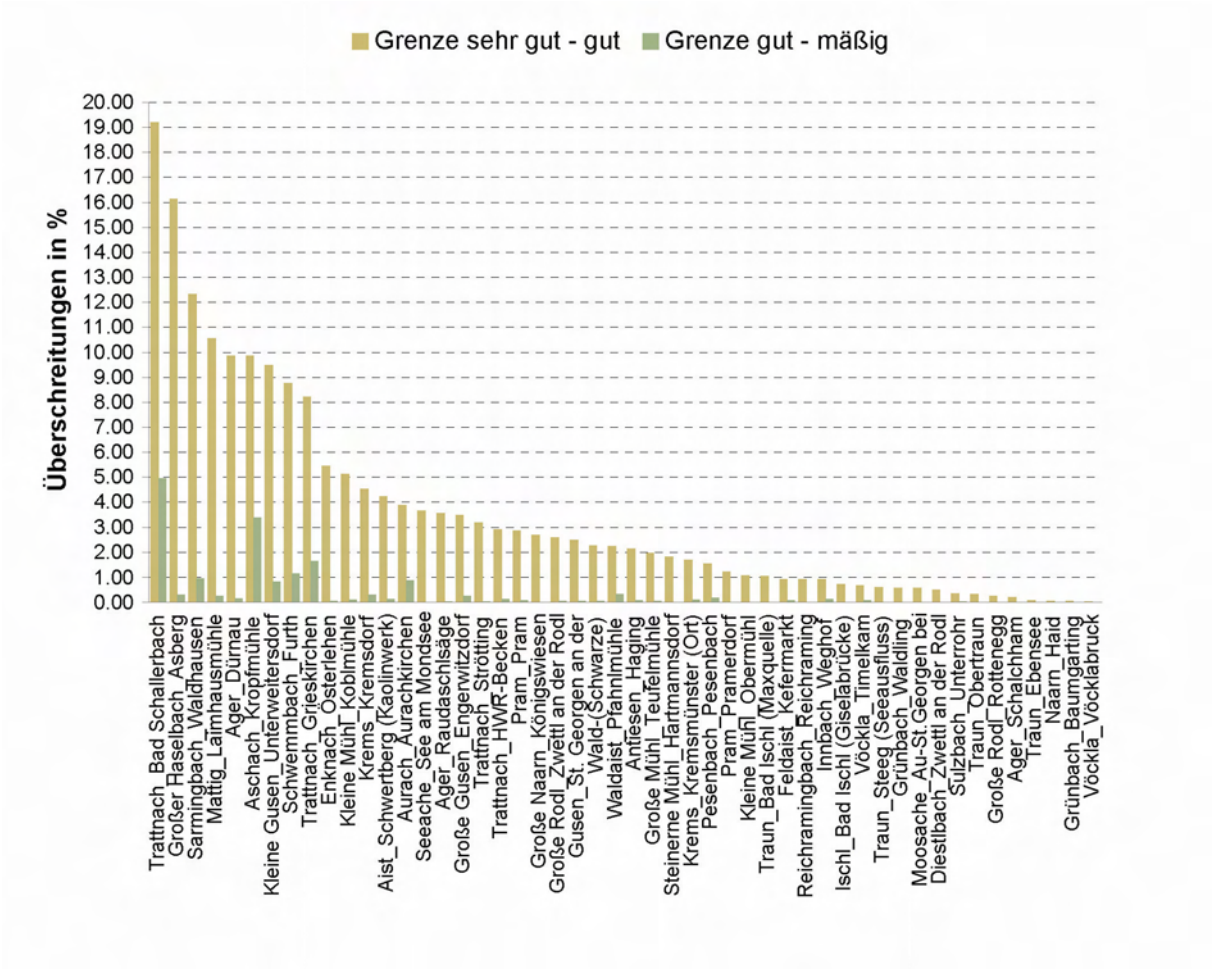

Abbildung 44 Prozentwerte der Überschreitungen an den Messstellen pro Jahr für den Zeitraum 1984-2004 und die Grenzen zwischen sehr gut – gut und gut – mäßig

Es konnte eine deutliche Zunahme der Überschreitungen im Verlauf des Beobachtungszeitraumes festgestellt werden.

Eine Fortsetzung dieses Trends bis ins Jahr 2020 würde eine Vervierfachung der Überschreitungen der Wassertemperatur über die Grenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand bedeuten.

Da Überschreitungen der optimalen Wassertemperatur eine kumulative negative Wirkung auf Fische haben (Poole et al. 2001) wird der Anzahl der Überschreitungen eine große Bedeutung in der Auswirkung auf die Fischpopulationen zugemessen.

Trennt man die Temperaturüberschreitungen nach Fischregionen auf, ergibt sich ein differenziertes Bild. In der Fischregion Epirhithral sind die Überschreitungen absolut am Häufigsten und nehmen auch am Stärksten zu. Eine lineare Fortsetzung dieses Trends würde für Gewässer der oberen Forellenregion einen Anstieg der Überschreitungen von 3% der Tage (11 Überschreitungen) 1984 auf 12% (43 Überschreitungen) im Jahr 2020 bedeuten.

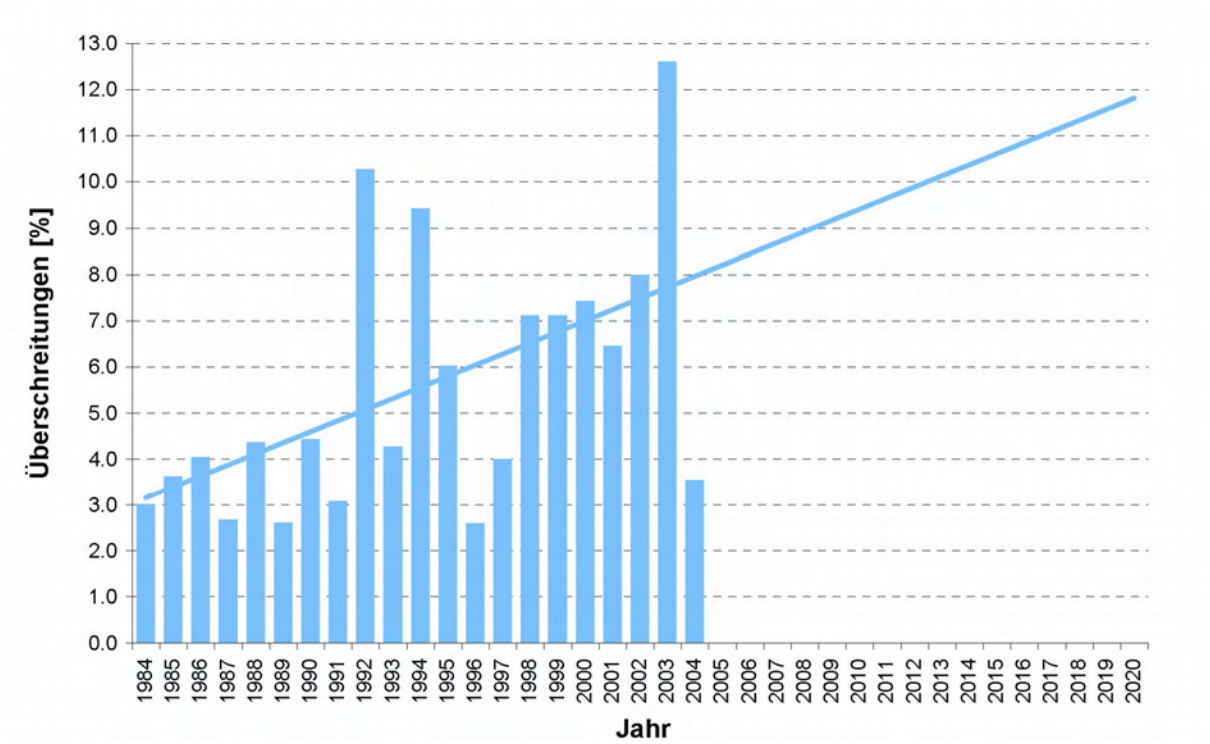

Abbildung 45 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Epirhithral

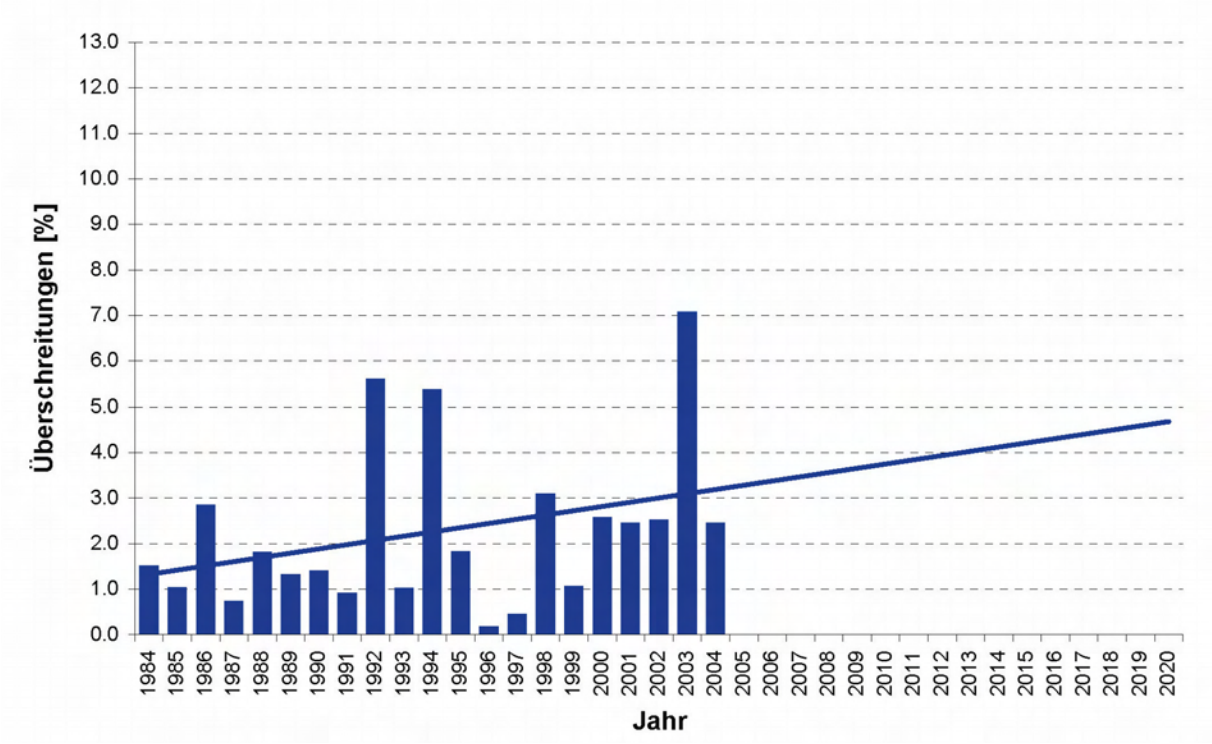

Abbildung 46 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Metarhithral

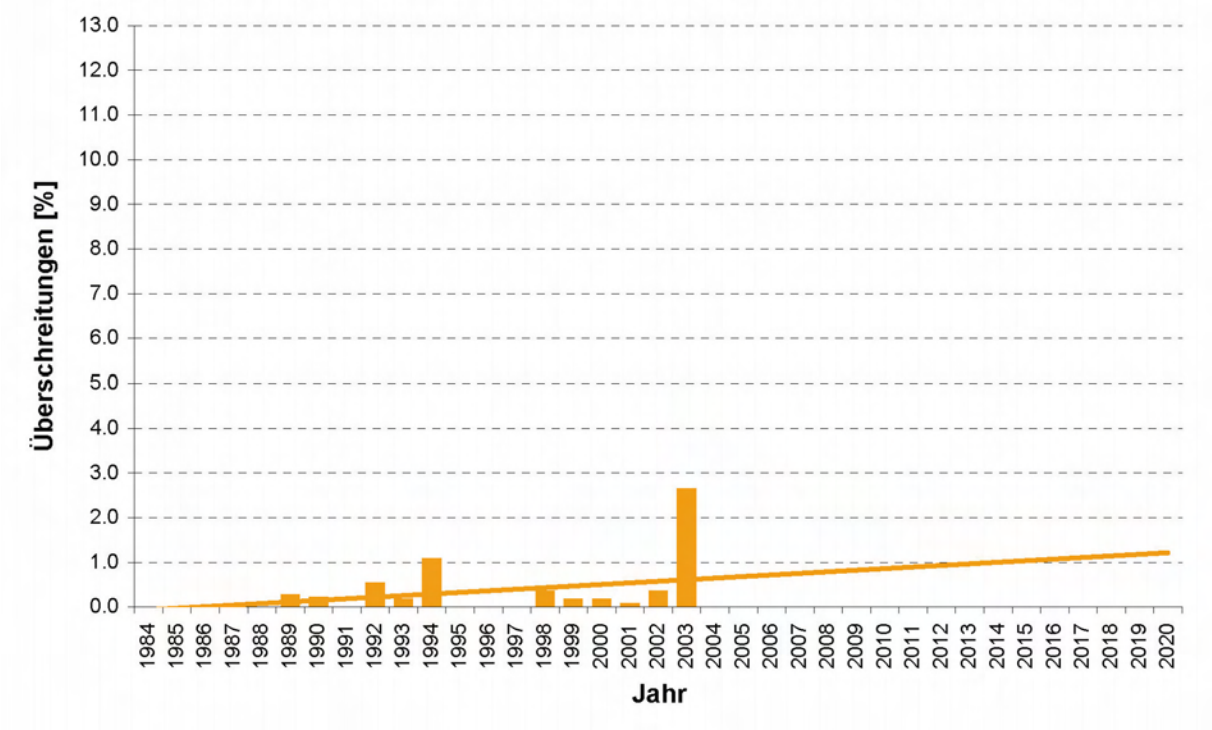

Abbildung 47 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Hyporhithral klein

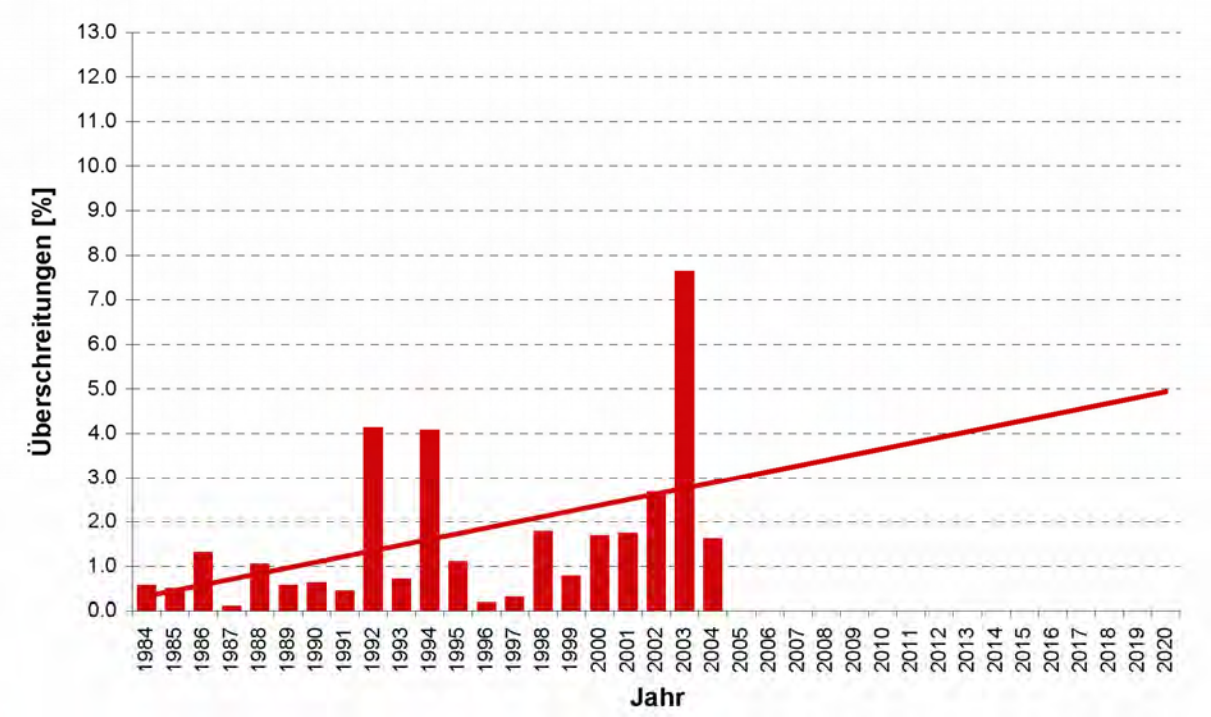

Abbildung 48 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Hyporhithral groß

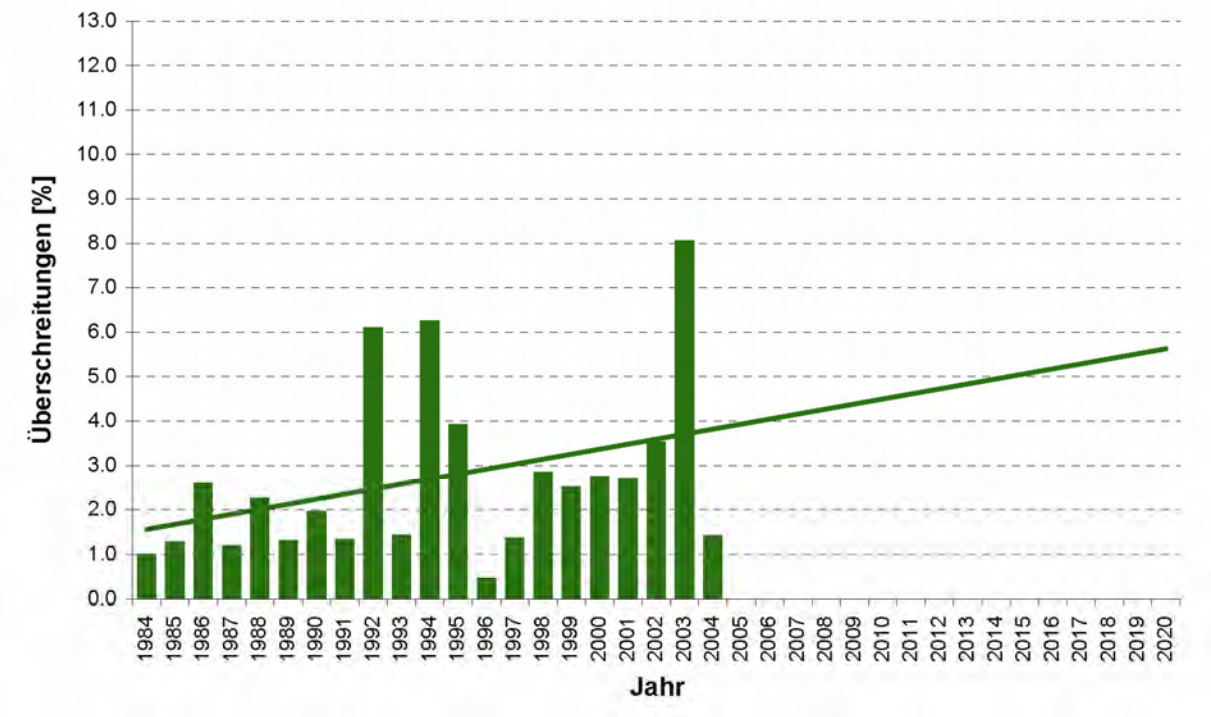

Abbildung 49 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Epipotamal mittel

2.3.6. Prognosemodelle

2.3.6.1. Lineare Regression

Basierend auf den Erkenntnissen der retrospektiven Betrachtungen wurden zwei Szenarien für Prognosen erstellt. Bei diesen retrospektiven Betrachtungen wurde durchwegs ein starker Unterschied in den Zeitreihen von maximal 1876 bis 1984 und in den Zeitreihen ab 1984 bis 2007 festgestellt. Die Zeitreihen bis 1984 zeigen keinen deutlichen Temperaturanstieg, während die Zeitreihen von 1984 bis 2007 einen starken Temperaturanstieg aufweisen. Solch ein starker und lang andauernder Anstieg konnte über die längsten Zeitreihen zurückreichend bis 1876 nicht festgestellt werden, ähnliche Anstiege kamen in der Vergangenheit nur bis zu 10 Jahre anhaltend vor und waren auch meist von geringerer Steigung.

Das erste Modell, eine „optimistische“ Variante, sollte auf den Zeitreihen bis 1984, maximal rückreichend bis 1876, begründet sein. Von diesen Zeitreihen wurden Regressionsgeraden errechnet und der Anstieg der Wassertemperatur (Jahresmittelwerte) bis 1984 berechnet. Mittels der Temperaturänderung pro Jahr wurde die Prognose bis 2020 berechnet.

Anhand dieser Daten konnte kein signifikanter Temperaturanstieg festgestellt werden (siehe Tabelle 23), der Mittelwert der jährlichen Temperaturänderung (Jahresmittelwert) beträgt bei diesem Modell 0,002 °C, der Mittelwert für die Prognose bis 2020 0,09 °C.

Tabelle 23 Temperaturdifferenz und Prognose basierend auf dem Jahresmittelwert der Zeitreihen bis 1984

Messstelle	Bioregion	Differenz/Jahr	Prognose bis 2020
Krems_Kremsmünster (Ort)	J	0,004	0,137
Trattnach_Strötting	J	0,004	0,130
Trattnach_Grieskirchen	J	-0,013	-0,465
Pram_Pram	J	0,005	0,178
Traun_Obertraun	M	0,001	0,034
Reichramingbach_Reichraming	M	0,017	0,607
Alm_Grünau	M	0,033	1,190
Feldaist_Kefermarkt	K	-0,004	-0,151
Große Rodl_Zwettl an der Rodl	K	-0,042	-1,520
Donau_Aschach an der Donau (Agentie)	K	0,017	0,603
Große Mühl_Teufelmühle	K	-0,001	-0,047
Kleine Mühl_Koblmühle	K	0,011	0,379
	Mittelwert	**0,002**	**0,090**

Das zweite Modell, eine „pessimistische“ Variante, wurde auf den Zeitreihen von 1984 bis 2004 begründet. Wie bei Modell 1 wurden Regressionsgeraden errechnet und mit deren Parametern die Differenz zwischen Anfang und Ende des Beobachtungszeitraumes errechnet. Die Einzelergebnisse für jede Messstelle dieser Berechnung finden sich in Tabelle 31 im Anhang. Der Mittelwert der jährlichen Temperaturänderung (Jahresmittelwert) beträgt bei diesem Modell 0,041 °C, der Mittelwert für die Prognose bis 2020 0,66 °C.

Anhand dieser jährlichen Temperaturveränderung konnte für jede Bioregion ein mittlerer Temperaturanstieg berechnet werden (Tabelle 24), die Temperaturveränderung getrennt nach Fischregionen ist in Tabelle 25 abgebildet.

Tabelle 24 Mittlere Temperaturänderung vom Jahresmittelwert der Bioregionen Oberösterreichs

Prognose	**1994 bis 2020**	**2004 bis 2020**	**1994 bis 2050**	**2004 bis 2050**
Alpenvorland	0.94	0.58	2.02	1.66
Kalkalpen	0.77	0.47	1.65	1.35
Granit und Gneis	1.31	0.81	2.82	2.32

Tabelle 25 Mittlere Temperaturänderung von 1984 bis 2004 in den Fischregionen Oberösterreichs

Fischregion	Epirhithral	Metarhithral	Hyporhithral klein	Hyporhithral groß	Epipotamal mittel	Epipotamal groß
n	6	18	3	24	11	12
Temperaturanstieg pro Jahr [°C]	0.011	0.032	0.060	0.049	0.053	0.041

2.3.6.2. Zusammenhang Luft/Wassertemperatur und Seehöhe (1984-2004)

Sowohl die Wassertemperatur als auch die Lufttemperatur nimmt erwartungsgemäß mit zunehmender Seehöhe ab. Diese Abnahme gestaltet sich allerdings unterschiedlich in den drei Bioregionen; sowohl für Luft- als auch Wassertemperaturen konnten statistisch abgesicherte Zusammenhänge nachgewiesen werden (Abbildungen 46 bis 48).

Die Schwankung – ausgedrückt als Standardabweichung – innerhalb der Beobachtungsreihe 1984-2004 liegt pro Messstelle meist kleiner 300 Jahressummengraden.

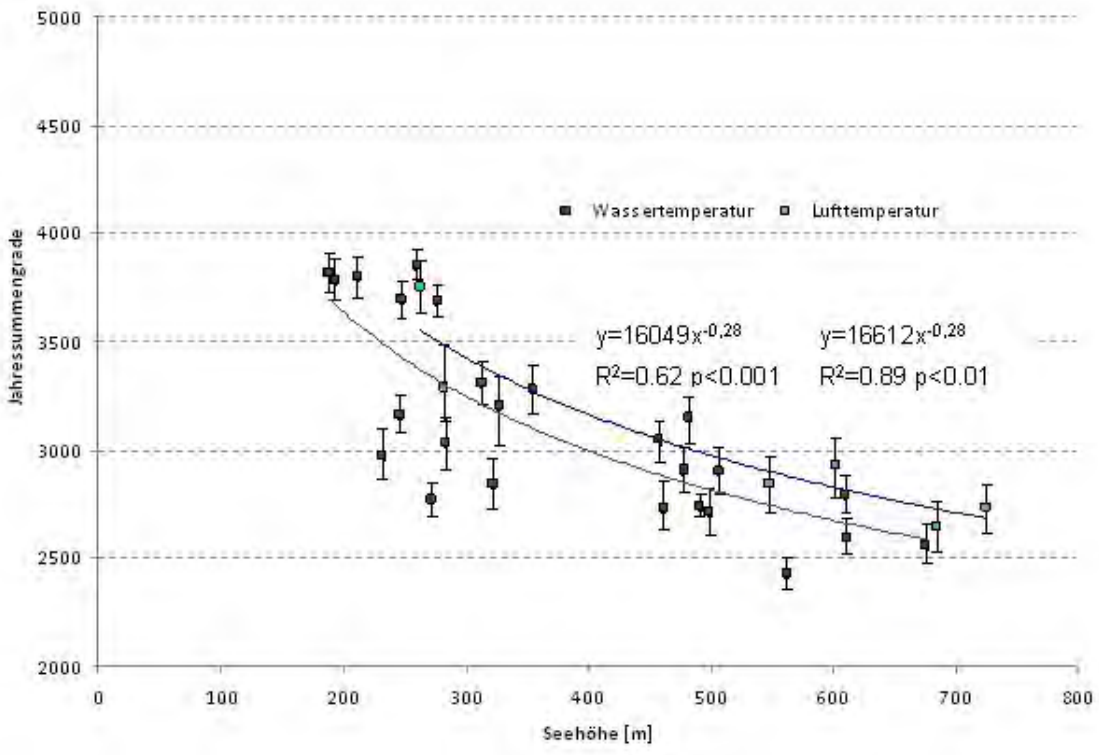

Abbildung 50 Korrelationsanalysen für Luft-Wassertemperaturwerte (Jahressummengrade) und Seehöhe am Beispiel der Bioregion Granit und Gneis (Mittelwert und Standardabweichung)

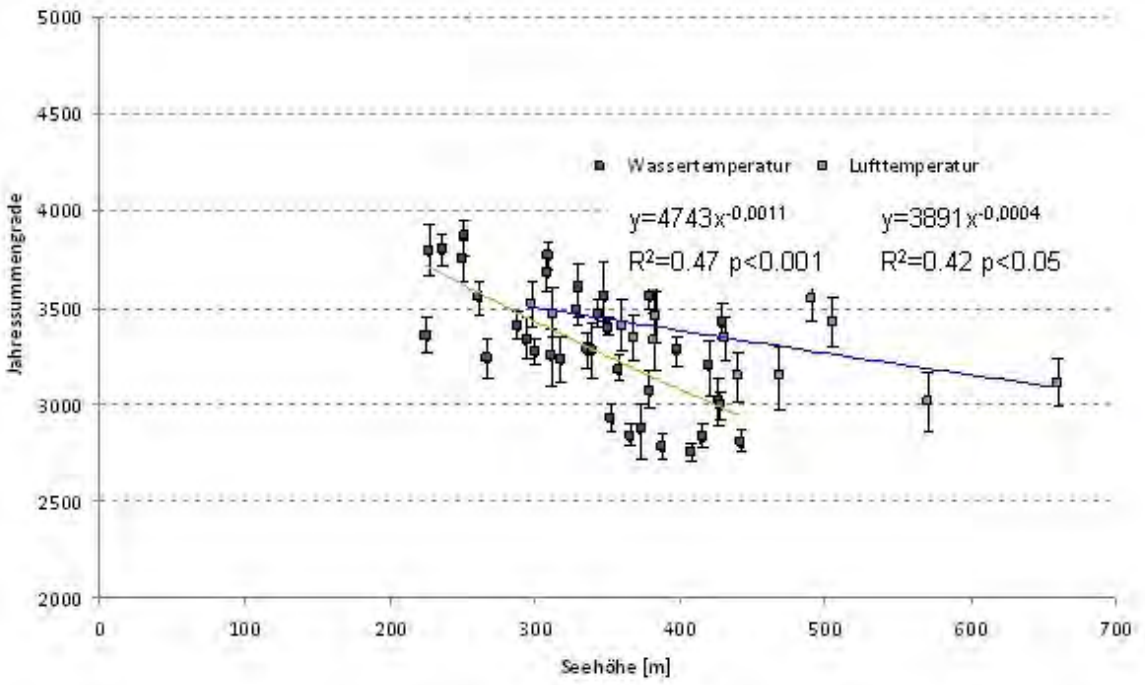

Abbildung 51 Korrelationsanalysen für Luft-Wassertemperaturwerte (Jahressummengrade) und Seehöhe am Beispiel der Bioregion Flysch

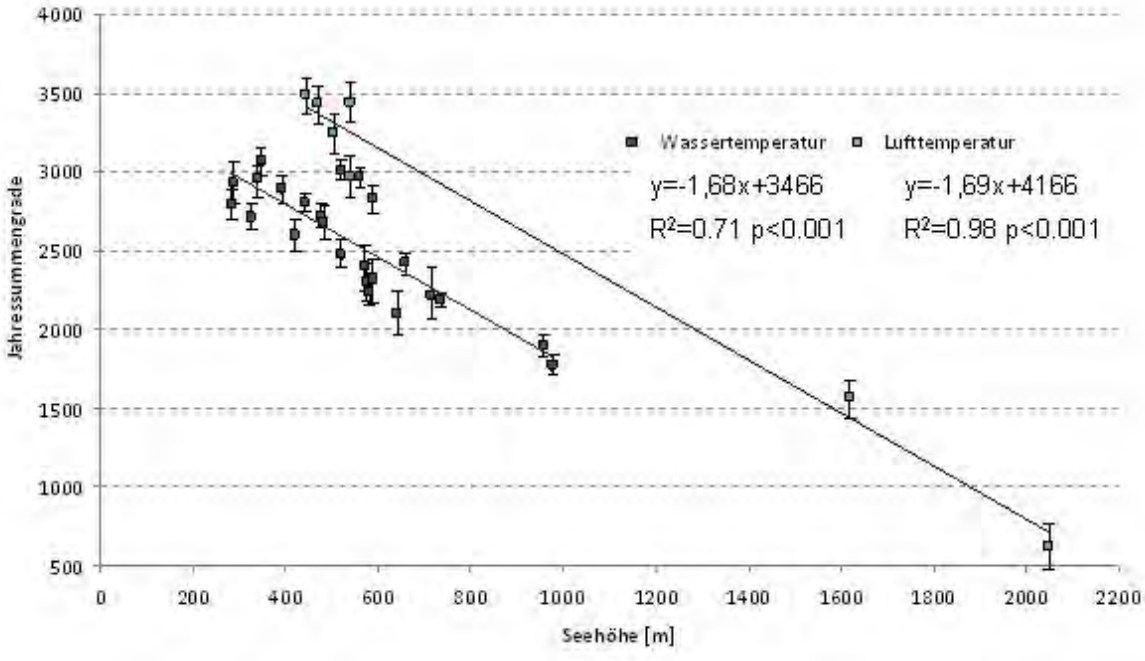

Abbildung 52 Korrelationsanalysen für Luft-Wassertemperaturwerte (Jahressummengrade) und Seehöhe am Beispiel der Bioregion Kalkvoralpen und Kalkhochalpen

2.3.6.3. Seehöhenmodell

Betrachtet man das Prognosemodell für das Jahr 2020 im Vergleich zu den Daten aus dem Jahr 1984, zeigt sich eine klare Differenzierung der beiden Kurven (Abbildungen 49 bis 51). Die Zunahme der Jahressummengrade von 1984 auf 2020 ist deutlich ausgefallen. Betrachtet man die Auswirkung auf die bestehenden Fischregionen, so kommt es zur theoretischen Verschiebung der Fischregionen flussaufwärts. Theoretisch deshalb, da andere Parameter wie Strömungsgeschwindigkeit, Nahrungsverfügbarkeit etc. die Ausprägung einer Fischartengemeinschaft steuern.

Bezüglich der Verschiebung der Wassertemperatur nach flussauf gibt es eine klare Unterscheidung der Gewässer in der Bioregion Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse gegenüber der Bioregion Alpenvorland und Flysch und der Bioregion Kalkvoralpen/Kalkhochalpen. Dasselbe Bild ergibt sich auch für die Veränderung der Fischregionen gemäß Abgrenzung in Flusskilometern. Dieser Effekt könnte dadurch zustande kommen, als dass die Lufttemperaturzunahme sich auf stark quellbeeinflusste Gewässer, welche vor allem im Kalkvoralpen/Kalkhochalpenbereich vorkommen, verzögert auswirkt.

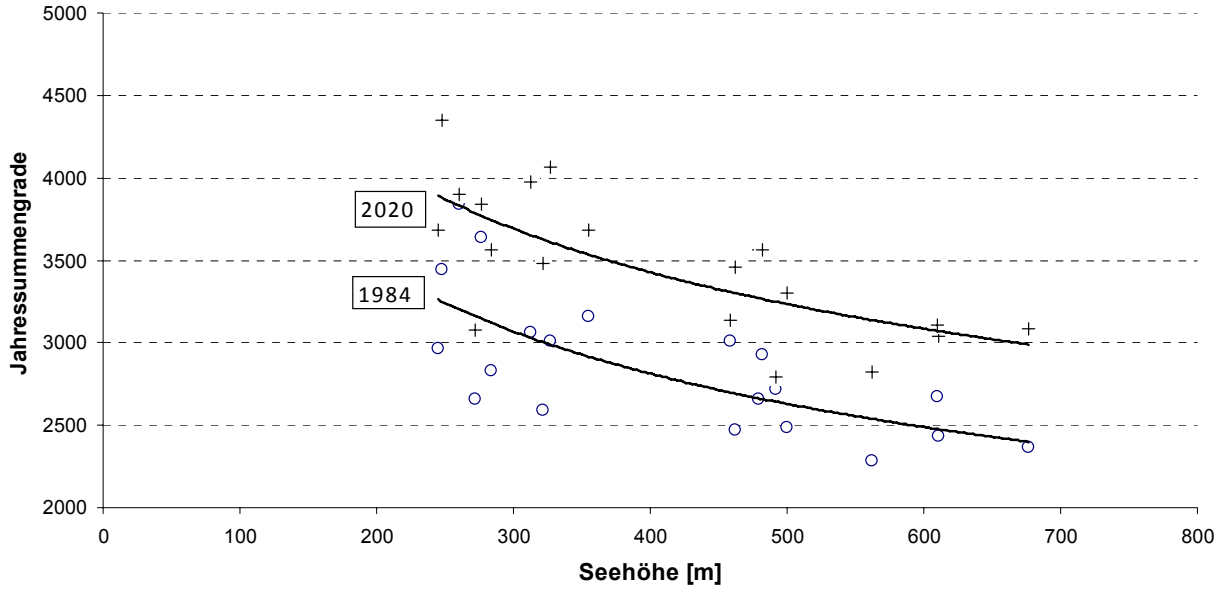

Abbildung 53 Zusammenhang zwischen Seehöhe 1984 sowie Prognosejahr 2020 und Jahressummengrade in der Bioregion Granit und Gneis (n=20)

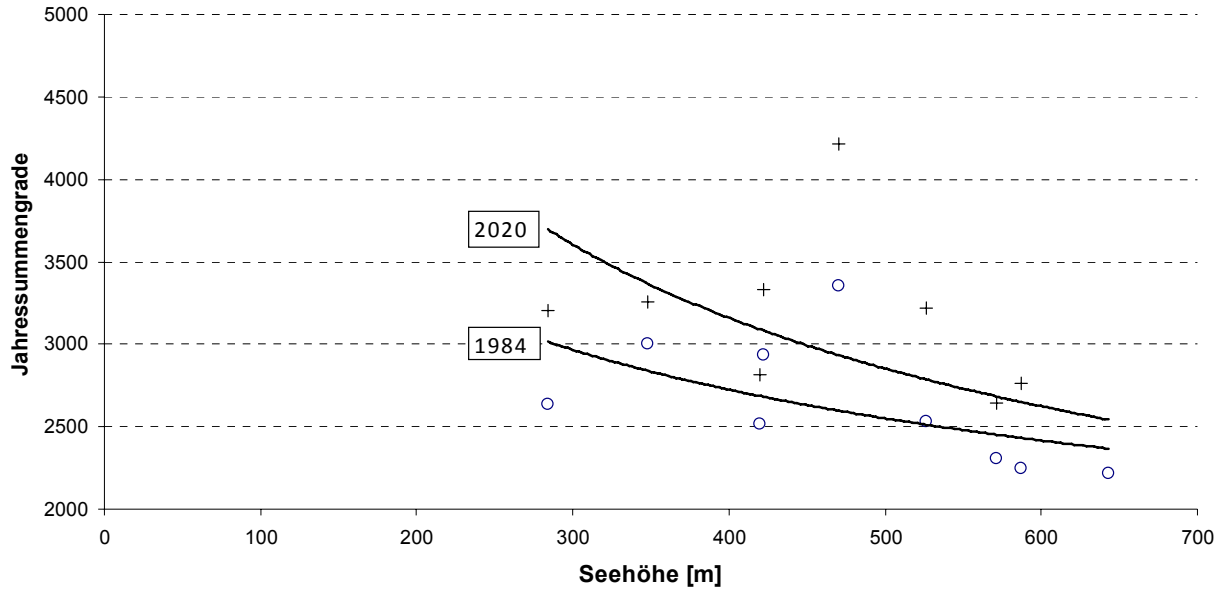

Abbildung 54 Zusammenhang zwischen Seehöhe 1984 sowie Prognosejahr 2020 und Jahressummengrade in der Bioregion Kalkvoralpen und Kalkhochalpen (n=11)

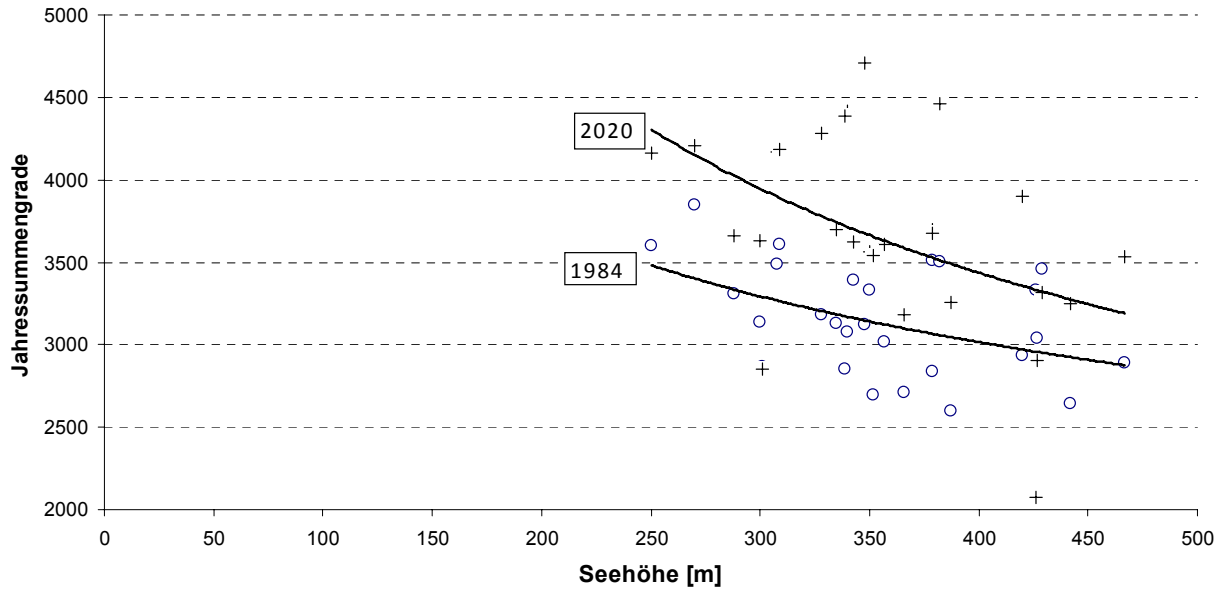

Abbildung 55 Zusammenhang zwischen Seehöhe 1984 sowie Prognosejahr 2020 und Jahressummengrade in der Bioregion Flysch (n=35)

Die durchschnittliche Verschiebung der Jahressummengrade bei einer gewissen Seehöhe kann sich von 1984 bis zum Jahr 2020 im Granit und Gneis um durchschnittlich 436m nach flussauf verschieben, mindestens jedoch um 216m. Für Gewässer im Flysch sind dies durchschnittlich 126m (mindestens 50m) und Kalkvoralpen/Kalkhochalpen durchschnittlich 138m (mindestens 46m) (Abbildungen 52 bis 54, Tabelle 26). In der Schweiz wurde in den letzten 25 Jahren festgestellt, dass sich die Lebensräume der Bachforelle in 100 bis 200m höhere Bereiche verschoben haben (Projekt Fischnetz 2004).

Generell hängt die Verschiebung aber auch von Faktoren wie Gletscherbeeinflussung ab –solche Gewässer werden anfänglich durch vermehrtes Abschmelzen der Gletscher mit kaltem Wasser dotiert und eine Verschiebung der jeweiligen Fischregion ist, zumindest kurzfristig, flussab möglich. Wenn der Gletscherabfluss nachlässt, ist jedoch mit einer sprunghaften Temperaturzunahme und deren Auswirkung auf Fauna und Flora zu rechnen.

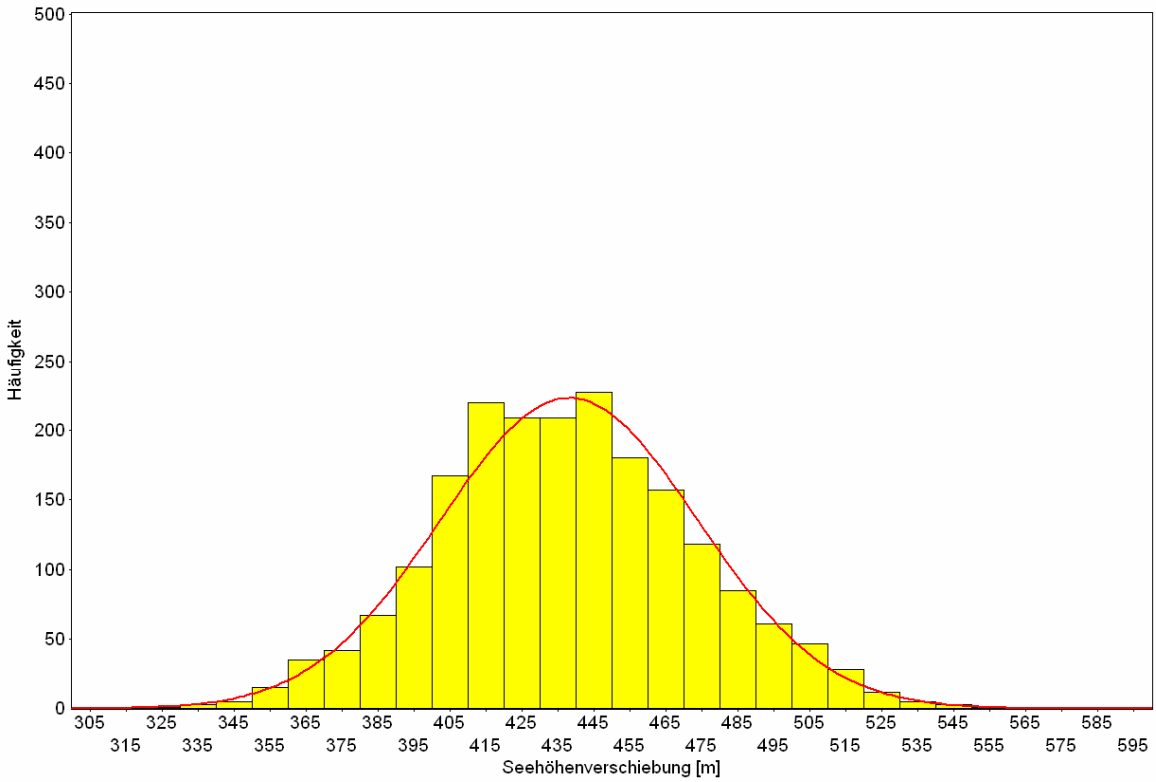

Abbildung 56 Verschiebung der Jahressummengrade flussauf, berechnet als Seehöhenverschiebung (bootstrap) in der Bioregion Granit und Gneis (n=41)

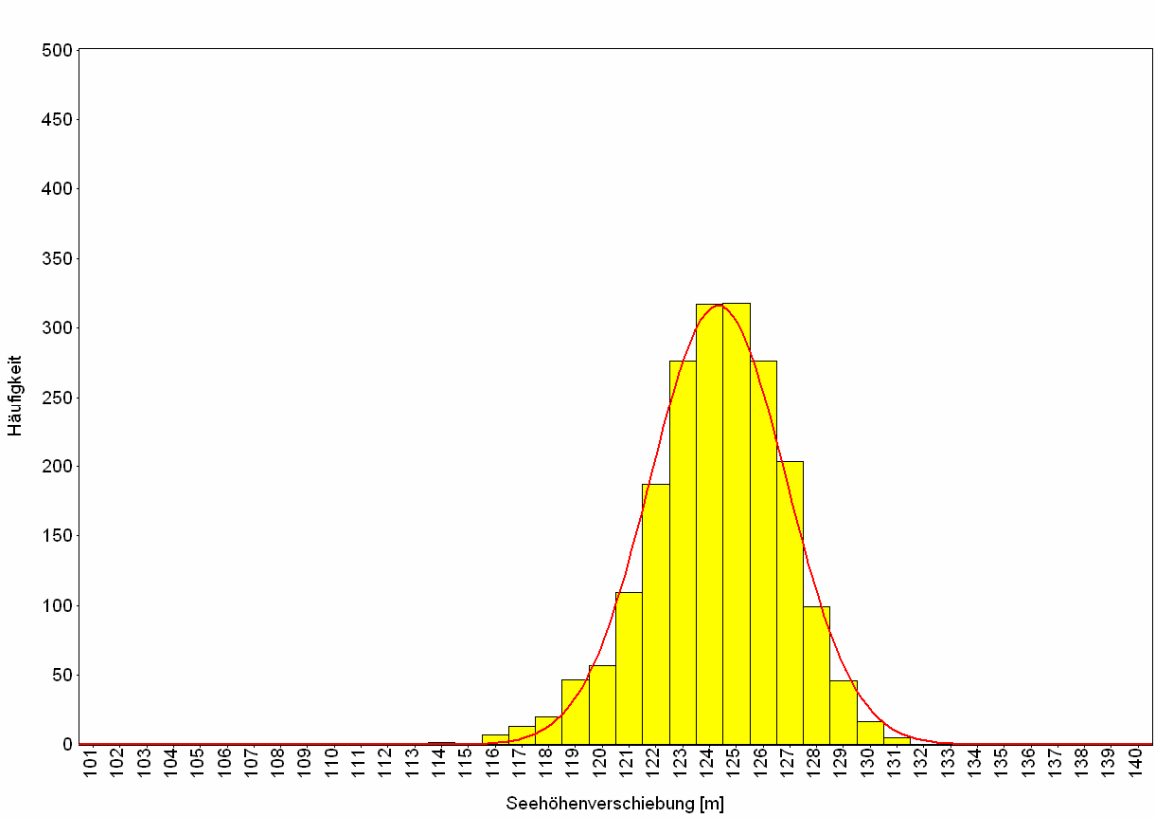

Abbildung 57 Verschiebung der Jahressummengrade flussauf, berechnet als Seehöhenverschiebung (bootstrap) in der Bioregion Flysch (n=48)

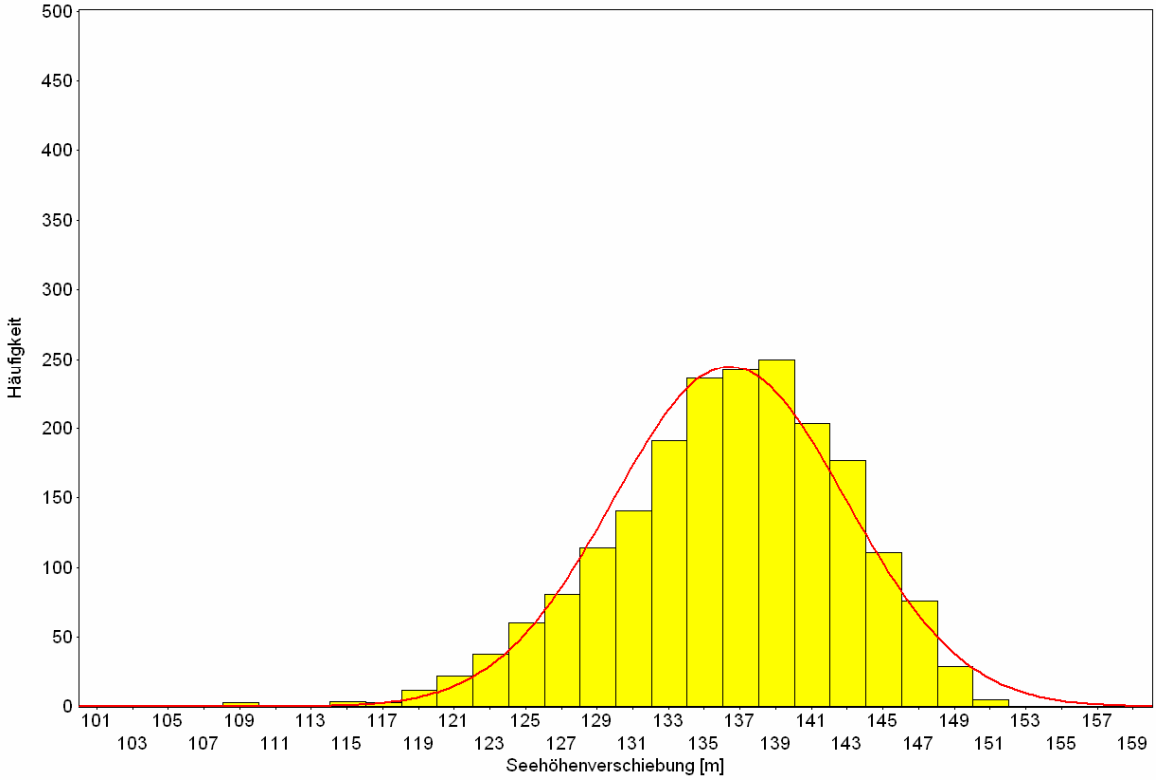

Abbildung 58 Verschiebung der Jahressummengrade flussauf, berechnet als Seehöhenverschiebung (bootstrap) in der Bioregion Kalkvoralpen und Kalkhochalpen (n=20)

Überträgt man die Seehöhenverschiebung auf Flusskilometer, so wird noch klarer, dass bis 2020 die Verschiebung sich bereits im zweistelligen Bereich abspielen wird (Abbildungen 55 bis 57). Auch hier trifft es die Gewässer aus der Granit- und Gneisbioregion am stärksten. Aufgrund des starken Gefälles der Gewässer in der Kalkvoralpen/Kalkhochalpenregion fallen die Veränderungen der Flusskilometer geringer aus als im Flysch bei gleichzeitig ähnlicher Seehöhenverschiebung.

Schmutz & Matulla 2004 berechneten von 2001 bis 2049 eine Verlagerung der Fischregion an der Mur von 40-50km flussauf. Damit würde ein großer Teil der Äschenregion in eine Barbenregion verwandelt. Auch in der vorliegenden Studie wurde erkannt, dass in allen Bioregionen die Äschenregion unter starker Beeinflussung leidet, aber auch für die Forellenregion konnte eine ebenso starke Veränderung festgehalten werden, sofern sich der Temperaturanstieg bis 2020 im selben Tempo wie von Anfang der 90er Jahren bis 2004 fortsetzt.

Zugleich kann theoretisch auch von einer Zunahme der Länge der Barbenregion ausgegangen werden. Aber auch hier spielen noch andere Habitatfaktoren eine Rolle, die eine Ausbreitung der Fischarten aus der Barbenregion unterbinden können.

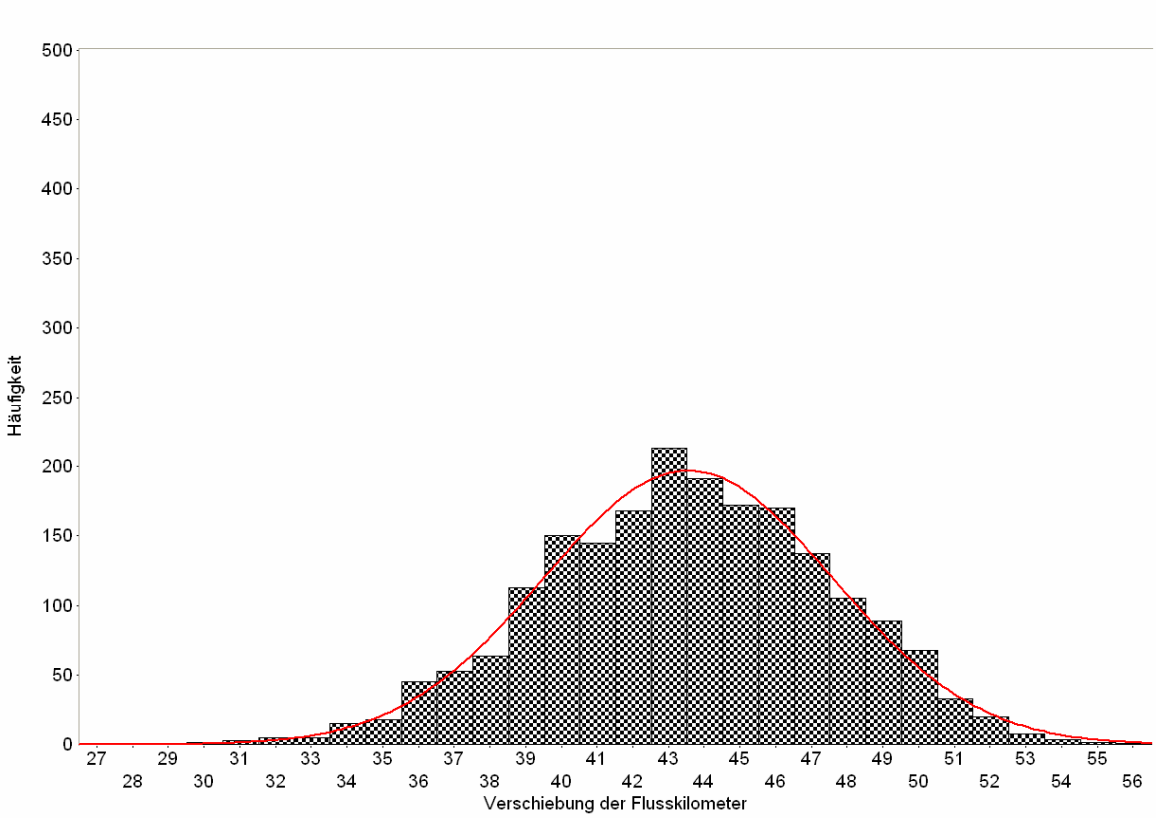

Abbildung 59 Verschiebung der Flusskilometer flussauf (bootstrap) in der Bioregion Granit und Gneis

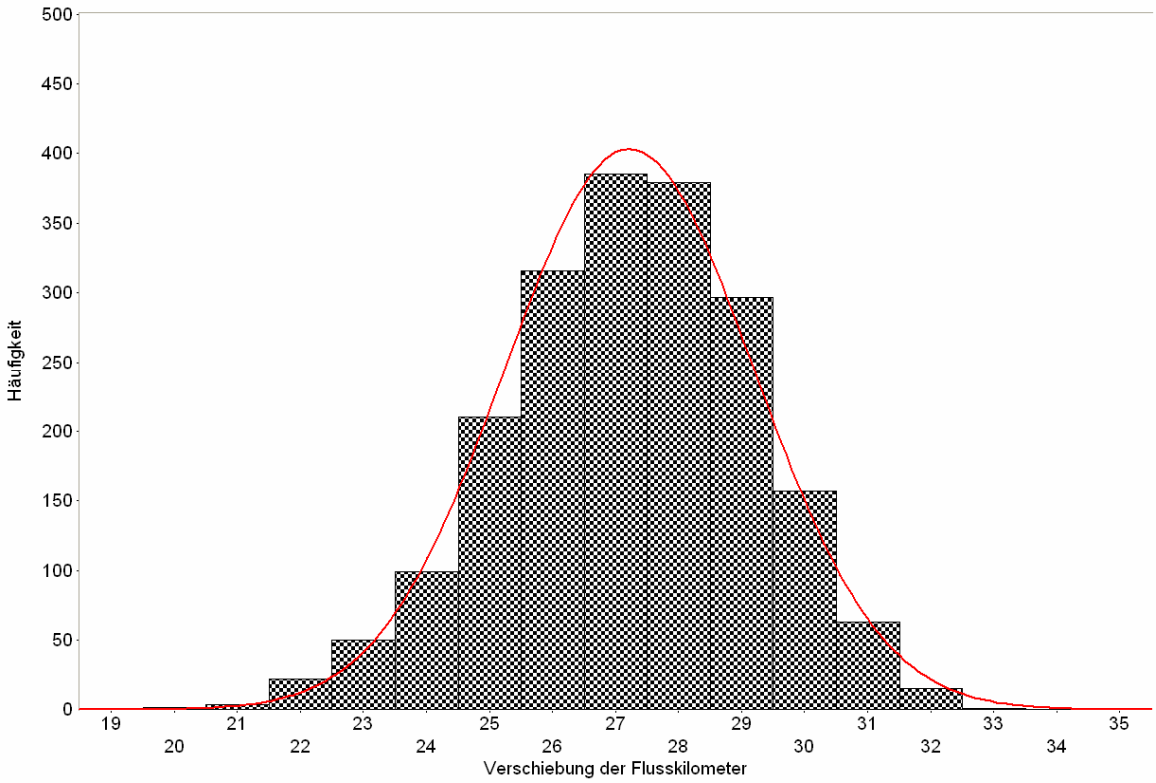

Abbildung 60 Verschiebung der Flusskilometer flussauf (bootstrap) in der Bioregion Flysch

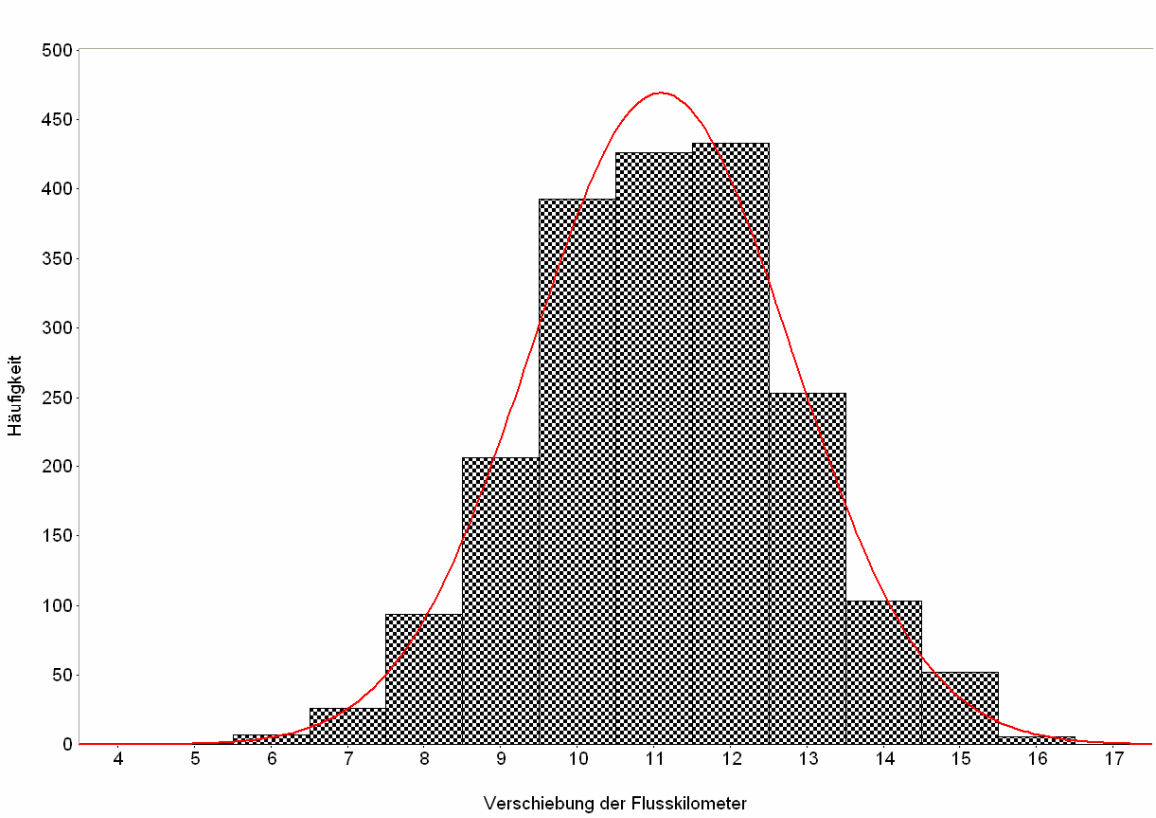

Abbildung 61 Verschiebung der Flusskilometer flussauf (bootstrap) in der Bioregion Kalkvoralpen und Kalkhochalpen

Tabelle 26 Seehöhenverschiebung und Verschiebung der Flusskilometer flussauf.

	Seehöhenverschiebung [m] Spannweite	**Seehöhenverschiebung [m] Mittelwert (95% Vertrauensgrenze)**	**Verschiebung Flusskilometer Spannweite**	**Verschiebung Flusskilometer Mittelwert (95% Vertrauensgrenze)**
Granit und Gneisgebiet der böhmischen Masse	216-900	436 (367-509)	12-106	43 (35-50)
Alpenvorland und Flysch	50-139	124 (118-128)	12-33	27 (22-30)
Kalkvoralpen und Kalkhochalpen	46-159	138 (122-147)	4-32	10 (7-14)

Eine Zunahme der Temperatur bedingt vor allem für Kaltwasserfischarten eine Reduktion des Lebensraumes dieser Arten um etwa 50% (Eaton & Scheller 1996). In der vorliegenden Untersuchung führt die Veränderung der Wassertemperatur von 1984 bis 2020 ebenfalls zur Verschiebung von Fischregionen und vor allem für die Äschenregion zur Reduktion des Lebensraumes. Dieses Szenario bezieht sich auf die Betrachtung der starken Temperaturzunahme seit Anfang der 1990-iger Jahre. Eventuell vermehrt auftretende höhere Temperaturen in den Sommermonaten und deren Auswirkung sind damit noch nicht berücksichtigt. Weiters unberücksichtigt blieb die Betrachtung der Auswirkungen indirekter Effekte wie Veränderung von Hochwasserereignissen, Nahrungsverfügbarkeit zu bestimmten Zeiten, Sauerstoffkonzentrationen, Zunahme an Erkrankungen (Hari et al. 2006) oder aber anthropogene Veränderungen wie hydrologische Eingriffe (Wasserentnahmen, Stauerrichtungen).

Zudem beschrieben Wehrly et al. 2003 einen Artenverlust, der durch starke Temperaturschwankungen eintreten kann. Dahingegen können andere Fischarten diese Temperaturveränderung zu ihren Gunsten nutzen und eine stärkere Populationszunahme verzeichnen, was weiters zu einer Belastung anderer Fischarten führen kann (Jackson & Mandrak 2002)

2.4. Fazit

- Die Trendanalyse von 76 Wassertemperaturmessstellen in Oberösterreich ergab, dass bei 55% der Gewässer (42 Messstellen) ein signifikanter Trend zu steigenden Jahresmittelwerten der Wassertemperatur von 1984 bis 2004 vorherrscht.
- Die Berechnung der mittleren jährlichen Temperaturänderung von 1984 bis 2004 ergaben Änderungen von bis zu 0,12°C des Jahresmittelwertes pro Jahr, der Mittelwert über alle Messstellen ergibt einen Temperaturanstieg von 0.041 °C pro Jahr.
- Die beobachtete Temperaturerhöhung verteilt sich nicht gleichmäßig auf das ganze Jahr, sondern tritt in den 2. und 3. Quartalen (Monate April bis August) des Beobachtungszeitraumes am Stärksten auf.
- Aufgrund von retrospektiven Untersuchungen konnte ein konstanter, gleich bleibender Temperaturverlauf bei Zeitreihen zwischen maximal rückreichend bis 1885 und 1990 belegt werden; der durchschnittliche Temperaturanstieg der Jahresmittelwerte pro Jahr beträgt hier 0,002°C. Zwischen den Jahren 1990 bis 2007 wurde hingegen ein starker Anstieg bei der Mehrzahl der untersuchten Stellen gefunden; hier beträgt der mittlere Temperaturanstieg 0,041°C, das mehr als zwanzigfache gegenüber 1885-1990.
- Es konnte eine deutliche Zunahme an Grenzwertüberschreitungen der Wassertemperatur im Verlauf des Beobachtungszeitraumes festgestellt werden. Eine Fortsetzung dieses Trends bis ins Jahr 2020 würde eine Vervierfachung der Überschreitungen der Wassertemperatur über die Grenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand bedeuten.
- Die prognostizierte Erhöhung der Wassertemperatur bis 2020 führt zu einer mittleren Verschiebung der Fischregionen flussaufwärts um 124 m Seehöhe in der Bioregion Alpenvorland und Flysch, um 138 m in der Bioregion Kalkalpen und um 436 m in der Bioregion Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse. Bezogen auf den longitudinalen Flussverlauf bedeutet dies eine mittlere Verschiebung der jeweiligen Fischregion flussaufwärts von 27 km im Alpenvorland und Flysch, 10 km in den Kalkalpen und 43 km im Granit- und Gneisgebiet.

2.5. Schlussfolgerungen

Die seit 1984 in vielen Gewässern statt findende Temperaturerhöhung kann als außerordentlich stark gegenüber den Jahrzehnten zuvor eingestuft werden. Die weitere Entwicklung der Zunahme bis 2020 lässt eine Veränderung der Fischartengemeinschaft im Längslauf der Fließgewässer erwarten. Dementsprechend dürfte es zu massiven Veränderung auch in der Populationsausprägung kommen.

Anfänglich werden Fischarten noch versuchen flussauf zu wandern, um in kühlere Bereiche zu gelangen.

Da verschiedene Fischarten aber an das Habitat auch unterschiedliche Ansprüche stellen, wobei sich die Ansprüche verschiedener Lebensstadien innerhalb einer Art auch unterscheiden, können flussaufwärts gelegene Gewässerabschnitte zwar momentan dem Temperaturanspruch gerecht werden, aber nicht anderen Habitatansprüchen. Dementsprechend kann es zu unmittelbarem Ausfall gewisser Arten kommen. Die Barbenregion und deren Vertreter könnten zwar flussauf zunehmen, jedoch wirken andere Parameter wie Fließgewässerbreite, Abfluss, Gefälle und andere Faktoren begrenzend.

Zudem wird die Situation durch Wanderhindernisse wie z.B. Wasserkraftwerke verschärft. Dadurch lassen sich die kühleren Bereiche flussauf oftmals nicht erreichen.

Jede Veränderung des Temperaturregimes wie z.B. durch Staue bedingt auch eine Veränderung der Fischzönose. Staue, die sich stärker erwärmen, beherbergen auch jetzt schon Wärme liebende Arten.

Ebenfalls dürfte eine Veränderung der Laichzeiten gewisser Fischarten eintreten. Fischarten haben sich diesbezüglich über einen extrem langen Zeitraum auf die Verhältnisse im Ökosystem Fließgewässer angepasst – die Wahl des Zeitpunktes des Laichgeschehens muss ja auch später gewährleisten, dass die Jungfische nach dem Schlupf geeignete Nahrung vorfinden. Inwieweit diese optimalen Rahmenbedingungen nach Temperaturerhöhungen noch vorhanden sind ist ungewiss. Abnehmende Populationsgrößen könnten aber dies als Ursache haben.

Weiters unterliegen Fischarten einer Wechselbeziehung zu Parasiten oder Bakterien, die bei Stresssituationen eine Beeinträchtigung des Fischbestandes hervorrufen

können. So ist bekannt, dass Äschen bei höheren Temperaturen vermehrt unter Furunkulose leiden, was wiederum eine erhöhte Sterblichkeit zur Folge hat. Gegenteilige Effekte bei Parasiten sind hingegen auch beschrieben, d.h. bei Überschreitungen über das Temperaturoptimum einer Parasitenart hinaus stellt diese die Vermehrung ein.
Somit zeigt sich das hoch sensible System mit unterschiedlicher Reaktionsrichtung.

Weitere Gefahrenpotentiale für die Gewässerbiologie entstehen durch eine eventuelle vermehrte Wasserentnahme – Wasser das für andere Nutzungen benötigt wird und dem natürlichen Wasserhaushalt im Gewässer abgeht.
Anthropogene Veränderungen im Gewässerbett, wie morphologische Veränderungen in Richtung homogene, seichte Tiefenausprägung (wasserbaulich bedingt oder gering dotierte Restwasserstrecken), erhöhen das Risiko einer zusätzlichen Erwärmung.

Nach den vorliegenden Ergebnissen zeigen sich Unterschiede im Ausmaß der Temperaturveränderungen zwischen den 3 Bioregionen in Oberösterreich. Granit und Gneis dürfte demnach am schwersten betroffen sein. Im alpinen Bereich verzögern kalte Quellen noch die Geschwindigkeit der Veränderung.

Zu erwarten ist jedenfalls ein Ausfall der kälteliebenden Fischarten und eine Zunahme der wärmeliebenden. Inwieweit sich nicht-heimische Arten stärker ausbreiten bleibt offen, es gilt aber als wahrscheinlich, dass einzelne Arten gut an die neuen Verhältnisse angepasst sind.

Für die Fischerwirtschaft dürfte es ebenfalls zu einschneidenden Veränderungen kommen. Die Produktionsgröße kälteliebender Besatzarten wird aufgrund der Fischregionsverschiebung verändert. Aus ehemals angelfischereilich genutzten Äschengewässern entstehen Gewässer mit epipotamalem Charakter.

2.6. Vorgeschlagene Maßnahmen

Diesen negativen Entwicklungen kann kurzfristig durch eine Reihe von Maßnahmen entgegengewirkt werden. Langfristige Maßnahmen zur Bekämpfung der Ursachen

anthropogen bedingter Klimaveränderungen müssen getroffen werden (z.B. Energiewende).

- Beschattung: Ufervegetation, die eine möglichst optimale Beschattung bringt, ist zu fördern.
- Grundwasser: Maßnahmen zur Erhaltung und Sanierung der Grundwasserreservoire – Rückbau von Drainagen, Schaffung von Retentionsräumen um ein gleichmäßiges Temperaturregime zu gewährleisten, bei dem Fische nicht stark schwankenden Temperaturbelastungen ausgesetzt sind.
- Schaffung bzw. Wiederherstellung heterogener Strukturen:
  Schaffung thermischer Refugien durch Bereitstellung reichhaltiger Strukturen (tiefe Bereiche, Gumpen, Anbindung des hyporheischen Interstitials).
- Herstellung der Durchgängigkeit mittels Fischwanderhilfen sowie Sicherstellung/Überprüfung der Funktion dieser, um den Fischen Ausweichwanderungen in höher gelegene, kühlere Gewässerbereiche zu ermöglichen.
- Reduktion von Staubereichen.
- Sicherstellung ausreichend dotierter Restwasserbereiche, gegebenenfalls Erhöhung der Mindestdotation und jedenfalls Kontrolle der Einhaltung der abgegebenen Restwassermenge.

2.7. Weiterführende Untersuchungen

Wichtige nächste Schritte, die auf den gewonnenen Erkenntnissen aufbauen und die eine praktische Umsetzung dieser Grundlagen ermöglichen:

Veränderung der Fischartengemeinschaften: Untersuchungen, ob bereits erfolgte Temperaturanstiege zu einer Veränderung von Fischartengemeinschaften geführt haben.

Überprüfung und Korrekturen an der Ausweisung von Fischregionen im Fließgewässernetz Österreichs auf Basis der Wassertemperatur.

Untersuchungen zum Ausmaß der Zunahme an nicht heimischen, thermisch toleranteren Fischarten und damit zum Gefährdungsgrad heimischer Fischarten durch diese.

3. Danksagung

Die Autoren möchten sich bei Landesrat Rudi Anschober für die ausgezeichnete Zusammenarbeit bedanken.

Unser Dank gilt den Fischereiberechtigten der untersuchten Gewässer für ihre Genehmigung zur Entnahme des Probenmaterials:
Dr. Erich Mayrhofer, Ing. Stefan Briendl (Nationalpark Kalkalpen); Walter Koller (Fischereirevier Rohrbach); Manfred Unger (Ager); Alois Postlmaier (Revier Innbach/Trattnach), Friedrich Dannhofer (Trattnach), Franz Obermair (Trattnach Grieskirchen); Johann Kainz (Pram).

Besonderer Dank gebührt unserem Freund und Kollegen Bakk. Christoph Hellig† für seine unermüdliche Hilfe bei der Probenaufarbeitung, seine wertvollen Anregungen und seine Begeisterung an der Biologie, mit der er uns immer wieder angespornt hat.

Für die Datenbereitstellung möchten wir uns beim Hydrographischen Zentralbüro (HZB) Wien und der Zentral Anstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) Wien bedanken, besonders bei MR DI Reinhold Godina und ADir Erich Fischer (HZB) und Mag. Gerhard Hohenwarter (ZAMG).

Dank gebührt auch unseren Kollegen für ihre Hilfe bei den Befischungen, Datenbankarbeiten und bei der Aufarbeitung der Proben: FM Wolfgang Hauer, Lukas Hundritsch, Bakk. Florian Keil, FM Manfred Kletzl, Reinhard Riedmüller.

Letztlich möchten wir uns bei allen hier namentlich nicht erwähnten bedanken, die zum Gelingen dieses Projektes beigetragen haben.

4. Literatur

Aitken R.J., Harkiss D., Buckingham D.W. (1993). Analysis of lipid peroxidation mechanisms in human sperm. Mol. Reprod. Dev. 35, 302–315.

Barton B. A. (2002). Stress in fishes: A diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. Integrative and Comparative Biology 42, 517-525.

Bergmeyer H.U. (1985). Methods of enzymatic analysis. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Germany.

Billard R. (1986). Spermatogenesis and spermatology of some teleost fish species. Reproduction, Nutrition, Development 26, 877-920.

Bly J. E., Clem L. W. (1992). Temperature and teleost immune functions. Fish and Shellfish Immunology 2, 159–171.

BMLFUW (ed.) (2009). Hydrographisches Jahrbuch von Österreich. 114. Band 2006. Hrsg.: Abteilung VII 3 – Wasserhaushalt im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Bromage N.R., Roberts, R.J. (1994). Broodstock management and egg and larval quality. Blackwell Science, Oxford.

Deutsch K., Haunschmid R., Kreuzinger N. & H. Prinz (2008). Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemein physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern gemäß WRRL. Hrsg.: BMLFUW Sektion VII, Wien.

Eaton J.G. & Scheller R.M. (1996). Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States. Limnol. Oceanogr. 41(5), 1109-1115.

Elliott J.M., Elliott J.A. (1995). The effect of the rate of temperature increase on the critical thermal maximum for parr of Atlantic salmon and brown trout. Journal of Fish Biology 47, 917-919.

Elliott J.M., Hurley M.A. (1999). A new energetics model for brown trout, Salmotrutta, Freshwater Biology 42, 235–246.

Fischnetz (2004). Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz. Dübendorf, Bern, EAWAG, BUWAL, 184 S.

Horoszewicz L., Bieniarz K., Epler P. (1981). Effect of different thermal regimes on reproductive cycles of tench *Tinca tinca* (L.). IV. Duration and temperature of spawnings. Pol. Arch. Hydrobiol. 28: 207.

Hari R.E., Livimgstone D.M., Siber R., Burkhardt-Holm P & Güttinger H. (2006). Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. Global Change Biology 12, 10-26.

Jackson D.A. & Mandrak N.E. (2002). Changing fish biodiversity: predicting the loss of cyprinid biodiversity due to global climate change. In: N.A. McGinn (ed). Fisheries in achanging climate. American Fisheries Society Symposium 32. Bethesda, Maryland. 89-98.

Kutschera U., Winter B. & S. Böhmer (2004). Medienübergreifende Umweltkontrolle in ausgewählten Gebieten. Umweltbundesamt UBA, 2004. 599 S., ISBN 3-85457-754-0. - (Monographien 04/168) ÖI: B05.222-2

Le Morvan C., Troutaud D., Deschaux P. (1998). Differential effects of temperature on specific and non-specific immune defences in fish. J. of Exp. Biol. 201, 165–168.

Lowry, O.H., Rosenbrough, N.J., Farr, A.L. & Randall, R.J. (1951). Protein measurement with Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry* **193**, 265-275

Munro A.D., Scott A.P., Lam T.J. (1990). Reproductive seasonality in teleosts: environmental influences. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.

Nachtnebel, H.-P. (2008). Auswirkungen von möglichen Klimaänderungen auf die Hydrologie und Wasserwirtschaft in einigen österreichischen Regionen. In: ÖWAV (Hg.), Auswirkungen des Klimawandels auf die österreichische Wasserwirtschaft, BMLFUW und ÖWAV, Wien, pp 27-52.

Peter R.E., Crim L.W. (1979) Temperature accelerates spermiogenesis in trout. Reproductive endocrinology of fishes: gonadal cycles and gonadotropin in teleosts. Ann. Rev. Physiol. 41: 323-335.

Poole, G., Dunham, J., Hicks, M., Keenan, D., Lockwood, J., Materna, E., McCullough, D., Mebane, C., Risley, J., Sauter, S., Spalding, S. & D. Sturdevant (2001). Technical Synthesis: Scientific Issues Relating to Temperature Criteria for Salmon, Trout, and Char Native to the Pacific Northwest, EPA 910-R-01-007. U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.

Salo H.M., Jokinen E.I., Markkula E.S., Aaltonen T.M. (2000). Ultraviolet B Irradiation Modulates the Immune System of Fish (*Rutilus rutilus*, Cyprinidae) II: Blood Photochem. Photobiol. 71, 65–70.

Sasano B., Schotzko N., Haunschmid R. & A. Jagsch (2009): Die Fischdatenbank Austria (FDA). Österreichs Fischerei 62, 12-23.

Schmutz S & Matulla C. (2004). Beurteilung und Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf die Fischfauna anhand ausgewählter Fließgewässer. Endbericht GZ 54 3895/163-V/4/03

Schotzko N., Haunschmid R., Petz-Glechner R., Honsig-Erlenburg W., Schmutz S., Unfer G., Wolfram G. & T. Spindler (2009): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische, Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 74pp.

Skoza L., Mohos S. (1976). Stable Thiobarbituric Acid Chromophore with Dimethyl Sulphoxide. Application to sialic acid assay in analytical de-o-acetylation. Biochem. J.159, 457-462.

Untersteiner, H. (2005). Biostatistik – Datenauswertung mit Excel und SPSS für Naturwissenschafter/innen und Mediziner/innen. Facultas Verlags- und Buchhandels AG, Wien.

Wehrly K.E., Wiley M.J. & Seelbach P. (2003). Classifying regional variation in thermal regime based on stream fish community patterns. Transactions of the American Fisheries Society 132: 18-38

Wendelaar Bonga, S.E. (1997). The stress response in fish. Physiological Reviews 77, 591-625.

5. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Schema der Befischungen 2
Tabelle 2 Testbedingungen für die Messungen der Enzymaktivitäten 7
Tabelle 3 Mittlere Wassertemperaturen der untersuchten Gewässer. Daten in Klammer sind Maximum/Minimumwerte für den Untersuchungszeitraum 9
Tabelle 4 Prozentuelle Veränderungen im Konditionsfaktor und in den Konzentrationen von Leberglykogen, Hautlysozym und Muskelprotein vom Winter zum Sommer. Werte sind prozentuelle Veränderungen der jeweiligen Mittelwerte 11
Tabelle 5 Veränderungen von Enzymaktivitäten bei Bachforellen, Koppen, Elritzen und Gründlingen in Abhängigkeit von der Temperatur. Temperaturen von 10, 15 und 20°C wurden untersucht. Die Enzymaktivitäten bei einer Temperatur von 10°C wurden als 100% angenommen und die kumulativen prozentuellen Veränderungen bei 15°C und 20°C sind in der Tabelle dargestellt. 21
Tabelle 6 Temperaturabhängige Veränderungen von Enzymaktivitäten: Prozentueller Anteil der Enzyme, die mit steigender Temperatur (von 10 auf 20°C) konstant bleiben, abnehmen oder zunehmen. 9 Enzyme aus unterschiedlichen Geweben wurden untersucht 22
Tabelle 7 Parasitenbefall von Bachforellen, Elritzen, Gründlingen und Koppen aus den untersuchten Gewässern im Frühling (1. Quartal). Der Befall wurde auf einer nominalen Skala von 0 (kein Befall) bis 4 (sehr starker Befall) kodiert. 25
Tabelle 8 Zelluläre und biochemische Zusammensetzung des Blutes von Elritze, Gründling, Koppe und Bachforelle. Daten sind Mittelwert ± Standardabweichung, n = 120 27
Tabelle 9 Ethoxyresorufin-O-deethylaseaktivität (EROD) (µmol/min/g Protein) der Leber bei Bachforelle, Elritze, Gründling und Koppe aus den untersuchten Gewässern. Daten sind Mittelwert ± Standardabweichung, n = 40 28
Tabelle 10 Lipidperoxidation (AUCC - area under the curve concentration) im Muskelgewebe (Bereich Körpermitte, Seitenlinie) der untersuchten Fischarten ausgedrückt als Konzentration der Thiobarbitursäure-reaktiven Substanzen. Daten sind Mittelwert ± Standardabweichung (n = 30 für Bachforelle, Elritze und Koppe, n = 20 für Gründling) für die Sommerproben (3. Quartal 2009) 29
Tabelle 11 Gametenqualität der Bachforellen aus Großer Mühl, Großem Bach und Rettenbach 31
Tabelle 12 Zeitpunkt der Laichreife und Gametenproduktion bei Gründlingen aus der Trattnach und Pram. Die Untersuchungen wurden vom 20. - 26. 04.2009 durchgeführt. 32
Tabelle 13 Zeitpunkt der Laichreife und Gametenproduktion bei Koppen aus der Trattnach und dem Großen Bach 33
Tabelle 14 Gametenproduktion und Gametenqualität bei Koppen aus der Trattnach und dem Großen Bach 34
Tabelle 15 Temperaturgrenzwerte laut Leitfaden nach Fischregionen 43
Tabelle 16 Trendanalyse mit Pearsons r, Zusammenfassung 46
Tabelle 17 Trendanalyse mit Spearmans rho, Zusammenfassung 47
Tabelle 18 Trendanalyse mit Kendalls tau, Zusammenfassung 47
Tabelle 19 Temperaturanstiege der Bioregionen von 1984 bis 2004 in °C ohne anthropogen beeinträchtigte Stellen und Seeausrinne 49

Tabelle 20 Temperaturanstieg pro Jahr nach Fischregion 51
Tabelle 21 Temperaturanstiege der Bioregionen von 1984 bis 2004 in °C ohne anthropogen beeinträchtigte Stellen und Seeausrinne 51
Tabelle 22 Anzahl der Temperaturüberschreitungen nach Jahr und Fischregion pro Messstelle 76
Tabelle 23 Temperaturdifferenz und Prognose basierend auf dem Jahresmittelwert der Zeitreihen bis 1984 81
Tabelle 24 Mittlere Temperaturänderung vom Jahresmittelwert der Bioregionen Oberösterreichs 82
Tabelle 25 Mittlere Temperaturänderung von 1984 bis 2004 in den Fischregionen Oberösterreichs .. 82
Tabelle 26 Seehöhenverschiebung und Verschiebung der Flusskilometer flussauf. 91
Tabelle 27 Stellenliste der Wassertemperaturmessstationen (HZB Wien) 107
Tabelle 28 Korrelationsanalyse nach Pearson, Jahresmittelwerte (Werte in Fettdruck sind von Null verschieden mit einem Signifikanzniveau von alpha=0.05) 109
Tabelle 29 Spearmans Rangkorrelationskoeffizient, Jahresmittelwerte (Werte in Fettdruck sind von Null verschieden mit einem Signifikanzniveau von alpha=0.05) 111
Tabelle 30 Kendall's tau, Jahresmittelwerte (Werte in Fettdruck sind von Null verschieden mit einem Signifikanzniveau von alpha=0.05) 112
Tabelle 31 Messstellenliste und Temperaturänderungen von 1984 bis 2004, pro Jahr und von 2004 bis 2020 in °C ausgehend vom Jahresmittelwert; rote Schrift: anthropogen beeinträchtigte Stellen 115
Tabelle 32 Temperaturänderung pro Jahr in °C mit Bezirken und Gemeinden; rote Schrift: anthropogen beeinträchtigte Stellen 118

6. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Übersicht der beprobten Gewebe 5
Abbildung 2 Konditionsfaktoren der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 10
Abbildung 3 Glykogenkonzentration in der Leber der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 12
Abbildung 4 Glykogenkonzentration im Muskel der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 14
Abbildung 5 Lysozymaktivität in der Haut der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 16
Abbildung 6 Proteingehalt im Muskel der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 18
Abbildung 7 Freie (nicht gebundene) Aminosäuren im Muskel der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 19
Abbildung 8 Temperaturabhängigkeit der Aktivität von Leberenzymen (Glutamatdehydrogenase, Aspartataminotransferase, Catalase) bei Bachforelle, Elritze, Koppe und Gründling 23
Abbildung 9 Temperaturabhängigkeit der Aktivität von Muskelenzymen (Magnesium-abhängige Adenosintriphosphatase, Laktatdehydrogenase) bei Bachforelle, Elritze, Koppe und Gründling..... 24
Abbildung 10 Temperaturabhängigkeit der Aktivität von Verdauungsenzymen im Dünndarm (Protease mit BNAP Substrat = Trypsin, Casein-spaltende Protease, alkalische Phosphatase, Glukosidase) bei Bachforelle, Elritze, Koppe und Gründling 24
Abbildung 11 Parasitenbefall der untersuchten Fischarten in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 26
Abbildung 12 Gonadosomatischer Index der untersuchten Bachforellen in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 30
Abbildung 13 Laichzeiten der Bachforellen aus Großer Mühl, Großem Bach und Hinterem Rettenbach. Linkes Diagramm: % der Männchen, die Samen produzieren; rechtes Diagramm: % (kumulativer Prozentsatz) an Weibchen mit reifen Eiern 30
Abbildung 14 Gonadosomatischer Index der untersuchten Gründlinge in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 32
Abbildung 15 Gonadosomatischer Index der untersuchten Koppen in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 33
Abbildung 16 Gonadosomatischer Index der untersuchten Elritzen in Abhängigkeit von Gewässer und Jahreszeit 34
Abbildung 17 Übersichtskarte über Wasser- und Lufttemperaturmessstellen in Oberösterreich, im Hintergrund das Gewässernetz mit Fischregionseinteilungen (BMLFUW 2009)..... 40
Abbildung 18 Kendalls tau für den Temperaturverlauf an 76 Messstellen in Oberösterreich für die Jahre 1984 bis 2004 48
Abbildung 19 Jährliche Wassertemperaturveränderungen an den Messstellen, Abweichung vom Jahresmittel der Wassertemperatur 50

Abbildung 20 Steigungen der Regressionsgeraden zu den Werten der Temperaturänderung 1984-2004 52
Abbildung 21 Boxplot der jährlichen Temperaturmaxima in der Bioregion Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse, nach Fischregionen geordnet 54
Abbildung 22 Sommersummengrade (1984-2004) für Fließgewässer der Bioregion Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse, geordnet nach Fischregionen; mit abgebildet sind der Mittelwert (rote Linie), der Konfidenz- (enge schwarze Linien) und der Prognosebereich (weitere schwarze Linien). 55
Abbildung 23 Wassertemperaturen der Krems bei Kremsmünster, Jahressummengrade; grüner Bereich: gemeinsames Vorliegen von Wasser- und Lufttemperaturdaten 57
Abbildung 24 Krems bei Kremsmünster, Prognose des Wassertemperaturanstieges bis 2020 basierend auf Daten von 1885 bis 1986 57
Abbildung 25 Krems bei Kremsmünster, Prognose des Wassertemperaturanstieges bis 2020 basierend auf Daten von 1987 bis 2007 58
Abbildung 26 Wassertemperaturverlauf der Antiesen bei Haging, Jahressummengrade 59
Abbildung 27 Wassertemperaturverlauf der Traun bei Ebelsberg, Jahressummengrade 60
Abbildung 28 Wassertemperaturverlauf der Krems bei Kremsdorf, Jahressummengrade 61
Abbildung 29 Wassertemperaturverlauf der Enknach bei Österlehen, Jahressummengrade 62
Abbildung 30 Wassertemperaturverlauf der Traun bei Obertraun, Jahressummengrade 63
Abbildung 31 Wassertemperaturverlauf der Traun bei Steeg (Seeausfluss), Jahressummengrade 64
Abbildung 32 Wassertemperaturverlauf des Reichramingbaches (Großer Bach) bei Reichraming, Jahressummengrade 65
Abbildung 33 Wassertemperaturverlauf der Feldaist bei Kefermarkt, Jahressummengrade 66
Abbildung 34 Wassertemperaturverlauf der Großen Mühl bei Teufelmühle, Jahressummengrade 67
Abbildung 35 Wassertemperaturverlauf der Kleinen Mühl bei Koblmühle, Jahressummengrade 68
Abbildung 36 Wassertemperaturverlauf der Ager bei Raudaschlsäge, Jahressummengrade 69
Abbildung 37 Wassertemperaturverlauf der Ager bei Dürnau, Jahressummengrade 69
Abbildung 38 Wassertemperaturverlauf der Vöckla bei Timelkam, Jahressummengrade 71
Abbildung 39 Wassertemperaturverlauf der Ager bei Schalchham, Jahressummengrade 71
Abbildung 40 Übersichtskarte der Messstellen Schalchener Brunnbach. 73
Abbildung 41 Wassertemperaturverlauf des Schalchener Brunnbaches bei Furth (Ort), Jahressummengrade 74
Abbildung 42 Wassertemperaturverlauf des Schwemmbaches bei Furth (Bundesstraße), Jahressummengrade 74
Abbildung 43 Überschreitungen der Wassertemperaturgrenzwerte 1984-2004 der Grenze sehr gut – gut in Prozent der Messwerte pro Jahr 76
Abbildung 44 Prozentwerte der Überschreitungen an den Messstellen pro Jahr für den Zeitraum 1984-2004 und die Grenzen zwischen sehr gut – gut und gut – mäßig 77
Abbildung 45 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Epirhithral 78

Abbildung 46 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Metarhithral 79
Abbildung 47 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Hyporhithral klein 79
Abbildung 48 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Hyporhithral groß 80
Abbildung 49 Überschreitungen des Temperaturgrenzwertes für die Grenze sehr gut – gut in der Fischregion Epipotamal mittel 80
Abbildung 50 Korrelationsanalysen für Luft-Wassertemperaturwerte (Jahressummengrade) und Seehöhe am Beispiel der Bioregion Granit und Gneis (Mittelwert und Standardabweichung)..... 83
Abbildung 51 Korrelationsanalysen für Luft-Wassertemperaturwerte (Jahressummengrade) und Seehöhe am Beispiel der Bioregion Flysch..... 84
Abbildung 52 Korrelationsanalysen für Luft-Wassertemperaturwerte (Jahressummengrade) und Seehöhe am Beispiel der Bioregion Kalkvoralpen und Kalkhochalpen 84
Abbildung 53 Zusammenhang zwischen Seehöhe 1984 sowie Prognosejahr 2020 und Jahressummengrade in der Bioregion Granit und Gneis (n=20) 85
Abbildung 54 Zusammenhang zwischen Seehöhe 1984 sowie Prognosejahr 2020 und Jahressummengrade in der Bioregion Kalkvoralpen und Kalkhochalpen (n=11) 86
Abbildung 55 Zusammenhang zwischen Seehöhe 1984 sowie Prognosejahr 2020 und Jahressummengrade in der Bioregion Flysch (n=35) 86
Abbildung 56 Verschiebung der Jahressummengrade flussauf, berechnet als Seehöhenverschiebung (bootstrap) in der Bioregion Granit und Gneis (n=41) 87
Abbildung 57 Verschiebung der Jahressummengrade flussauf, berechnet als Seehöhenverschiebung (bootstrap) in der Bioregion Flysch (n=48) 88
Abbildung 58 Verschiebung der Jahressummengrade flussauf, berechnet als Seehöhenverschiebung (bootstrap) in der Bioregion Kalkvoralpen und Kalkhochalpen (n=20)..... 88
Abbildung 59 Verschiebung der Flusskilometer flussauf (bootstrap) in der Bioregion Granit und Gneis 90
Abbildung 60 Verschiebung der Flusskilometer flussauf (bootstrap) in der Bioregion Flysch 90
Abbildung 61 Verschiebung der Flusskilometer flussauf (bootstrap) in der Bioregion Kalkvoralpen und Kalkhochalpen 91
Abbildung 62 Graphische Übersicht der Temperaturveränderungen pro Jahr ausgehend vom Jahresmittelwert 121

7. Anhang

Tabelle 27 Stellenliste der Wassertemperaturmessstationen (HZB Wien)

Messstelle	Seehöhe [m]	Fischregion	Bioregion	Beobachtungs-jahre
Ach Mamling	328,45	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Ager Dürnau	434,32	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	12
Ager Fischerau	348	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	13

Ager Raudaschlsäge	466,31	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Ager Schalchham	411,19	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Alm Friedlmühle	442,11	Metarhithral	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Alm Grünau	517,86	Metarhithral	Kalkvoralpen	16
Alm Penningersteg	357,71	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Antiesen Haging	378,67	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Aschach Kropfmühle	347,95	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Aurach Aurachkirchen	419,88	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Diestlbach Zwettl an der Rodl (Gemeindeamt)	611,01	Metarhithral	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Donau Abwinden	251	Epipotamal groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	14
Donau Aschach an der Donau (Agentie)	260	Epipotamal groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	14
Donau Engelhartszell	276,99	Epipotamal groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	14
Donau Linz	247,74	Epipotamal groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Donau Mauthausen (Strom-km 2110,98)	235,98	Epipotamal groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	14
Enknach Österlehen	397,74	Metarhithral	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	11
Enns Jägerberg	285,96	Hyporhithral groß	Kalkvoralpen	11
Enns Steyr (Ortskai)	283,97	Epipotamal groß	Kalkvoralpen	21
Feldaist Kefermarkt	462,04	Hyporhithral groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Große Gusen Engerwitzdorf	313,19	Hyporhithral groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Große Mühl Teufelmühle	478,82	Hyporhithral groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Große Naarn Königswiesen (Ort)	562,56	Epirhithral	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Große Rodl Rottenegg	271,83	Hyporhithral groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Große Rodl Zwettl an der Rodl	610,27	Metarhithral	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Großer Haselbach Asberg	354,63	Epirhithral	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	15
Grünbach Baumgarting	343,19	Hyporhithral klein	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	16
Grünbach Waldling	339,59	Hyporhithral klein	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Gusen St. Georgen an der Gusen (Bad)	246,67	Hyporhithral groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Hinterer Rettenbach Roßleithen (Klammstein)	593,6	Epirhithral	Kalkvoralpen	8
Inn Schärding (Schreibpegel)	299,8	Epipotamal groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Innbach Weghof	288,35	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Ischl Bad Ischl (Giselabrücke)	469,64	Epipotamal mittel	Kalkvoralpen	21
Kleine Gusen Unterweitersdorf	327,42	Metarhithral	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	12
Kleine Mühl Koblmühle	482	Metarhithral	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	16
Kleine Mühl Obermühl	284,08	Hyporhithral groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Krems Kremsdorf	270,35	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Krems Kremsmünster (Ort)	338,84	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Laussabach Türkenkopf	587,4	Epirhithral	Kalkvoralpen	11
Mattig Jahrsdorf	349,82	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Mattig Laimhausmühle	498,11	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Moosache Au-St.Georgen bei Salzburg	382,5	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Naarn Haid	233,54	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Pesenbach Pesenbach	264,12	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Pram Pram	427,11	Metarhithral	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Pram Pramerdorf	308,41	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Pram Winertsham (Steg)	335,94	Epipotamal mittel	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Ranna Oberkappel	491,76	Hyporhithral groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Reichramingbach Reichraming	347,78	Metarhithral	Kalkvoralpen	21
Salzach Ach	351,85	Epipotamal groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Salzach Ettenau	365,82	Metarhithral	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21

Salzach Oberndorf	387,23	Epipotamal groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Sarmingbach Waldhausen (Seeausfluß)	458,5	Epirhithral (?)	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Schalchener Brunnbach Furth (Ort)	426,4	Metarhithral	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Schwemmbach Furth (Bundesstraße)	428,73	Metarhithral	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Seeache See am Mondsee (Au)	477,35	Epipotamal mittel	Kalkvoralpen	21
Steinerne Mühl Hartmannsdorf	499,61	Metarhithral	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Steyr Dietlgut	642,78	Epirhithral	Nördliche Kalkhochalpen	21
Steyr Klaus an der Pyhrnbahn	420,29	Hyporhithral groß	Kalkvoralpen	21
Steyr Pergern	301,81	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Sulzbach Unterrohr	318,39	Hyporhithral klein	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	15
Teichl Teichlbrücke	571,17	Metarhithral	Kalkvoralpen	21
Trattnach Grieskirchen	329,93	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	12
Trattnach HWR-Becken Leithen (Ausfluß)	467,44	Metarhithral	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Trattnach Strötting	379,04	Metarhithral	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Traun Bad Ischl (Maxquelle)	458,6	Hyporhithral groß	Kalkvoralpen	13
Traun Ebelsberg	250,85	Epipotamal groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Traun Ebensee	422,17	Hyporhithral groß	Kalkvoralpen	21
Traun Obertraun	526,2	Metarhithral	Nördliche Kalkhochalpen	21
Traun Steeg (Seeausfluss)	505,66	Hyporhithral groß	Nördliche Kalkhochalpen	21
Traun Wels-Lichtenegg	309	Epipotamal groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Vöckla Timelkam	441,65	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Vöckla Vöcklabruck	418,61	Hyporhithral groß	Bayerisch- Österr. Alpenvorland	21
Wald-(Schwarze) Aist Weitersfelden	676,66	Metarhithral	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21
Waldaist Pfahnlmühle	322,36	Hyporhithral groß	Granit- u. Gneisgebiet d. Böhm. Masse	21

Tabelle 28 Korrelationsanalyse nach Pearson, Jahresmittelwerte (Werte in Fettdruck sind von Null verschieden mit einem Signifikanzniveau von alpha=0.05)

Messstelle	r(JMW)	p-Wert (Pearson)	R^2 (Pearson)
Ach - Mamling - 328.45m	0.882	< 0.0001	0.777
Salzach - Ach - - 351.85m	0.810	< 0.0001	0.656
Krems - Kremsmünster (Ort) - 338.84m	0.774	< 0.0001	0.599
Traun - Obertraun - 526.2m	0.773	< 0.0001	0.598
Aschach - Kropfmühle - 347.95m	0.742	0.000	0.551
Alm - Friedlmühle - 442.11m	0.742	0.000	0.550
Donau - Linz - 247.74m	0.732	0.000	0.536
Grünbach - Waldling - 339.59m	0.720	0.000	0.518
Salzach - Oberndorf - 387.23m	0.703	0.000	0.494
Trattnach - Strötting - 379.04m	0.669	0.001	0.447
Feldaist - Kefermarkt - 462.04m	0.668	0.001	0.446
Moosache - Au-St.Georgen bei Salzburg - 382.5m	0.667	0.001	0.445
Pesenbach - Pesenbach - 264.12m	0.652	0.001	0.425
Alm - Penningersteg - 357.71m	0.649	0.001	0.421
Große Gusen - Engerwitzdorf - 313.19m	0.645	0.002	0.416
Ischl - Bad Ischl (Giselabrücke) - 469.64m	0.635	0.003	0.403
Traun - Wels-Lichtenegg - 309m	0.629	0.002	0.395
Salzach - Ettenau - 365.82m	0.617	0.003	0.381

Seeache - See am Mondsee (Au) - 477.35m	0.617	0.003	0.381
Ager - Fischerau - 348m	0.609	0.027	0.370
Gusen - St. Georgen an der Gusen (Bad) - 246.67m	0.608	0.003	0.370
Große Mühl - Teufelmühle - 478.82m	0.604	0.004	0.365
Teichl - Teichlbrücke - 571.17m	0.592	0.005	0.350
Enns - Steyr (Ortskai) - 283.97m	0.575	0.006	0.331
Naarn - Haid - 233.54m	0.566	0.007	0.320
Steinerne Mühl - Hartmannsdorf - 499.61m	0.555	0.009	0.308
Wald-(Schwarze) Aist - Weitersfelden - 676.66m	0.546	0.013	0.298
Inn - Schärding (Schreibpegel) - 299.8m	0.544	0.011	0.296
Waldaist - Pfahnlmühle - 322.36m	0.543	0.011	0.295
Pram - Pramerdorf - 308.41m	0.531	0.013	0.282
Alm - Grünau - 517.86m	0.517	0.048	0.268
Diestlbach - Zwettl an der Rodl (Gemeindeamt) - 611.01m	0.517	0.016	0.267
Große Naarn - Königswiesen (Ort) - 562.56m	0.516	0.017	0.267
Traun - Steeg (Seeausfluss) - 505.66m	0.510	0.018	0.260
Steyr - Klaus an der Pyhrnbahn - 420.29m	0.508	0.019	0.258
Aurach - Aurachkirchen - 419.88m	0.494	0.023	0.244
Kleine Gusen - Unterweitersdorf - 327.42m	0.473	0.142	0.224
Trattnach - HWR-Becken Leithen (Ausfluß) - 467.44m	0.466	0.033	0.217
Sulzbach - Unterrohr - 318.39m	0.464	0.095	0.215
Kleine Mühl - Obermühl - 284.08m	0.455	0.038	0.207
Pram - Winertsham (Steg) - 335.94m	0.451	0.040	0.203
Mattig - Laimhausmühle - 498.11m	0.443	0.044	0.197
Traun - Bad Ischl (Maxquelle) - 458.6m	0.436	0.137	0.190
Laussabach - Türkenkopf - 587.4m	0.435	0.181	0.189
Ager - Dürnau - 434.32m	0.390	0.211	0.152
Traun - Ebelsberg - 250.85m	0.389	0.082	0.151
Ager - Raudaschlsäge - 466.31m	0.380	0.090	0.144
Große Rodl - Zwettl an der Rodl - 610.27m	0.372	0.096	0.139
Mattig - Jahrsdorf - 349.82m	0.372	0.097	0.138
Große Rodl - Rottenegg - 271.83m	0.368	0.100	0.136
Kleine Mühl - Koblmühle - 482m	0.368	0.161	0.135
Traun - Ebensee - 422.17m	0.366	0.103	0.134
Donau - Mauthausen (Strom-km 2110,98) - 235.98m	0.352	0.217	0.124
Großer Haselbach - Asberg - 354.63m	0.344	0.209	0.119
Innbach - Weghof - 288.35m	0.343	0.128	0.118
Enns - Jägerberg - 285.96m	0.249	0.461	0.062
Trattnach - Grieskirchen - 329.93m	0.237	0.459	0.056
Donau - Engelhartszell - 276.99m	0.191	0.513	0.036
Krems - Kremsdorf - 270.35m	0.189	0.412	0.036
Reichramingbach - Reichraming - 347.78m	0.185	0.421	0.034
Grünbach - Baumgarting - 343.19m	0.185	0.492	0.034
Antiesen - Haging - 378.67m	0.183	0.427	0.033
Donau - Abwinden - 251m	0.134	0.649	0.018
Ranna - Oberkappel - 491.76m	0.101	0.663	0.010
Sarmingbach - Waldhausen (Seeausfluß) - 458.5m	0.101	0.665	0.010
Enknach - Österlehen - 397.74m	0.070	0.838	0.005
Donau - Aschach an der Donau (Agentie) - 260m	0.051	0.862	0.003

Steyr - Pergern - 301.81m	-0.007	0.975	0.000
Schwemmbach - Furth (Bundesstraße) - 428.73m	-0.107	0.654	0.011
Pram - Pram - 427.11m	-0.140	0.545	0.020
Hinterer Rettenbach - Roßleithen (Klammstein) - 593.6m	-0.271	0.516	0.073
Vöckla - Vöcklabruck - 418.61m	-0.498	0.022	0.248
Vöckla - Timelkam - 441.65m	-0.509	0.018	0.259
Ager - Schalchham - 411.19m	-0.603	0.004	0.364
Steyr - Dietlgut - 642.78m	-0.650	0.001	0.423
Schalchener Brunnbach - Furth (Ort) - 426.4m	-0.691	0.001	0.477

Tabelle 29 Spearmans Rangkorrelationskoeffizient, Jahresmittelwerte (Werte in Fettdruck sind von Null verschieden mit einem Signifikanzniveau von alpha=0.05)

Messstelle	r(JMW)	p-Wert (Spearman)	R^2 (Spearman)
Ach - Mamling - 328.45m	0.906	< 0.0001	0.822
Salzach - Ach - - 351.85m	0.835	< 0.0001	0.697
Traun - Obertraun - 526.2m	0.791	< 0.0001	0.626
Krems - Kremsmünster (Ort) - 338.84m	0.774	< 0.0001	0.599
Alm - Friedlmühle - 442.11m	0.729	0.000	0.531
Aschach - Kropfmühle - 347.95m	0.717	0.000	0.514
Salzach - Oberndorf - 387.23m	0.714	0.000	0.510
Donau - Linz - 247.74m	0.708	0.000	0.501
Grünbach - Waldling - 339.59m	0.700	0.001	0.490
Traun - Wels-Lichtenegg - 309m	0.695	0.001	0.483
Feldaist - Kefermarkt - 462.04m	0.678	0.001	0.460
Ischl - Bad Ischl (Giselabrücke) - 469.64m	0.665	0.002	0.442
Große Gusen - Engerwitzdorf - 313.19m	0.662	0.001	0.439
Trattnach - Strötting - 379.04m	0.662	0.001	0.439
Alm - Penningersteg - 357.71m	0.652	0.002	0.425
Seeache - See am Mondsee (Au) - 477.35m	0.634	0.003	0.402
Pesenbach - Pesenbach - 264.12m	0.621	0.003	0.385
Gusen - St. Georgen an der Gusen (Bad) - 246.67m	0.612	0.004	0.374
Salzach - Ettenau - 365.82m	0.610	0.004	0.373
Steyr - Klaus an der Pyhrnbahn - 420.29m	0.610	0.004	0.373
Enns - Steyr (Ortskai) - 283.97m	0.601	0.005	0.362
Ager - Fischerau - 348m	0.599	0.033	0.359
Teichl - Teichlbrücke - 571.17m	0.591	0.006	0.349
Traun - Ebelsberg - 250.85m	0.590	0.006	0.348
Waldaist - Pfahnlmühle - 322.36m	0.588	0.006	0.346
Große Mühl - Teufelmühle - 478.82m	0.579	0.007	0.335
Pram - Pramerdorf - 308.41m	0.571	0.008	0.327
Naarn - Haid - 233.54m	0.569	0.008	0.324
Moosache - Au-St.Georgen bei Salzburg - 382.5m	0.568	0.008	0.322
Große Naarn - Königswiesen (Ort) - 562.56m	0.542	0.012	0.293
Wald-(Schwarze) Aist - Weitersfelden - 676.66m	0.541	0.015	0.293
Steinerne Mühl - Hartmannsdorf - 499.61m	0.536	0.013	0.288
Alm - Grünau - 517.86m	0.532	0.043	0.283

Inn - Schärding (Schreibpegel) - 299.8m	0.527	0.015	0.278
Diestlbach - Zwettl an der Rodl (Gemeindeamt) - 611.01m	0.510	0.019	0.260
Sulzbach - Unterrohr - 318.39m	0.490	0.076	0.240
Mattig - Laimhausmühle - 498.11m	0.490	0.025	0.240
Kleine Mühl - Obermühl - 284.08m	0.483	0.028	0.233
Pram - Winertsham (Steg) - 335.94m	0.478	0.030	0.228
Kleine Mühl - Koblmühle - 482m	0.465	0.071	0.216
Traun - Steeg (Seeausfluss) - 505.66m	0.461	0.037	0.213
Trattnach - HWR-Becken Leithen (Ausfluß) - 467.44m	0.451	0.041	0.203
Donau - Mauthausen (Strom-km 2110,98) - 235.98m	0.442	0.114	0.195
Mattig - Jahrsdorf - 349.82m	0.442	0.046	0.195
Kleine Gusen - Unterweitersdorf - 327.42m	0.436	0.178	0.190
Ager - Raudaschlsäge - 466.31m	0.430	0.053	0.185
Aurach - Aurachkirchen - 419.88m	0.413	0.064	0.171
Traun - Bad Ischl (Maxquelle) - 458.6m	0.407	0.166	0.165
Innbach - Weghof - 288.35m	0.406	0.068	0.165
Große Rodl - Zwettl an der Rodl - 610.27m	0.401	0.072	0.161
Große Rodl - Rottenegg - 271.83m	0.397	0.075	0.158
Ager - Dürnau - 434.32m	0.392	0.205	0.153
Großer Haselbach - Asberg - 354.63m	0.368	0.176	0.135
Laussabach - Türkenkopf - 587.4m	0.327	0.320	0.107
Traun - Ebensee - 422.17m	0.306	0.175	0.094
Donau - Engelhartszell - 276.99m	0.301	0.291	0.091
Antiesen - Haging - 378.67m	0.288	0.203	0.083
Enns - Jägerberg - 285.96m	0.255	0.443	0.065
Krems - Kremsdorf - 270.35m	0.197	0.388	0.039
Ranna - Oberkappel - 491.76m	0.175	0.444	0.031
Grünbach - Baumgarting - 343.19m	0.174	0.516	0.030
Trattnach - Grieskirchen - 329.93m	0.168	0.596	0.028
Sarmingbach - Waldhausen (Seeausfluß) - 458.5m	0.157	0.493	0.025
Reichramingbach - Reichraming - 347.78m	0.134	0.560	0.018
Schwemmbach - Furth (Bundesstraße) - 428.73m	0.105	0.656	0.011
Donau - Abwinden - 251m	0.103	0.721	0.011
Enknach - Österlehen - 397.74m	0.064	0.849	0.004
Donau - Aschach an der Donau (Agentie) - 260m	0.059	0.838	0.004
Steyr - Pergern - 301.81m	-0.013	0.957	0.000
Pram - Pram - 427.11m	-0.147	0.524	0.022
Hinterer Rettenbach - Roßleithen (Klammstein) - 593.6m	-0.286	0.501	0.082
Vöckla - Timelkam - 441.65m	-0.375	0.094	0.141
Vöckla - Vöcklabruck - 418.61m	-0.395	0.078	0.156
Steyr - Dietlgut - 642.78m	-0.557	0.010	0.310
Ager - Schalchham - 411.19m	-0.616	0.004	0.379
Schalchener Brunnbach - Furth (Ort) - 426.4m	-0.625	0.005	0.390

Tabelle 30 Kendall's tau, Jahresmittelwerte (Werte in Fettdruck sind von Null verschieden mit einem Signifikanzniveau von alpha=0.05)

Messstelle	tau(JMW)	p-Wert (Kendall)	R^2 (Kendall)
Ach - Mamling - 328.45m	0.752	< 0.0001	0.566
Traun - Obertraun - 526.2m	0.657	< 0.0001	0.432
Salzach - Ach - - 351.85m	0.638	< 0.0001	0.407
Krems - Kremsmünster (Ort) - 338.84m	0.610	< 0.0001	0.372
Alm - Friedlmühle - 442.11m	0.562	0.000	0.316
Aschach - Kropfmühle - 347.95m	0.533	0.000	0.284
Donau - Linz - 247.74m	0.533	0.000	0.284
Traun - Wels-Lichtenegg - 309m	0.533	0.000	0.284
Grünbach - Waldling - 339.59m	0.524	0.001	0.274
Salzach - Oberndorf - 387.23m	0.524	0.001	0.274
Ischl - Bad Ischl (Giselabrücke) - 469.64m	0.505	0.001	0.255
Alm - Penningersteg - 357.71m	0.505	0.001	0.255
Seeache - See am Mondsee (Au) - 477.35m	0.505	0.001	0.255
Feldaist - Kefermarkt - 462.04m	0.495	0.002	0.245
Pesenbach - Pesenbach - 264.12m	0.486	0.002	0.236
Trattnach - Strötting - 379.04m	0.486	0.002	0.236
Salzach - Ettenau - 365.82m	0.476	0.002	0.227
Enns - Steyr (Ortskai) - 283.97m	0.467	0.003	0.218
Große Gusen - Engerwitzdorf - 313.19m	0.467	0.003	0.218
Ager - Fischerau - 348m	0.462	0.030	0.213
Teichl - Teichlbrücke - 571.17m	0.457	0.003	0.209
Gusen - St. Georgen an der Gusen (Bad) - 246.67m	0.448	0.004	0.200
Steyr - Klaus an der Pyhrnbahn - 420.29m	0.438	0.005	0.192
Moosache - Au-St.Georgen bei Salzburg - 382.5m	0.429	0.006	0.184
Sulzbach - Unterrohr - 318.39m	0.429	0.036	0.184
Waldaist - Pfahnlmühle - 322.36m	0.429	0.006	0.184
Große Mühl - Teufelmühle - 478.82m	0.419	0.008	0.176
Steinerne Mühl - Hartmannsdorf - 499.61m	0.419	0.008	0.176
Traun - Ebelsberg - 250.85m	0.419	0.008	0.176
Große Naarn - Königswiesen (Ort) - 562.56m	0.410	0.009	0.168
Naarn - Haid - 233.54m	0.410	0.009	0.168
Pram - Pramerdorf - 308.41m	0.410	0.009	0.168
Wald-(Schwarze) Aist - Weitersfelden - 676.66m	0.389	0.016	0.152
Diestlbach - Zwettl an der Rodl (Gemeindeamt) - 611.01m	0.381	0.016	0.145
Inn - Schärding (Schreibpegel) - 299.8m	0.381	0.016	0.145
Kleine Mühl - Obermühl - 284.08m	0.371	0.019	0.138
Traun - Bad Ischl (Maxquelle) - 458.6m	0.359	0.100	0.129
Mattig - Laimhausmühle - 498.11m	0.352	0.027	0.124
Traun - Steeg (Seeausfluss) - 505.66m	0.352	0.027	0.124
Donau - Mauthausen (Strom-km 2110,98) - 235.98m	0.341	0.101	0.116
Alm - Grünau - 517.86m	0.333	0.093	0.111
Ager - Raudaschlsäge - 466.31m	0.324	0.043	0.105
Pram - Winertsham (Steg) - 335.94m	0.324	0.043	0.105
Mattig - Jahrsdorf - 349.82m	0.314	0.049	0.099
Trattnach - HWR-Becken Leithen (Ausfluß) - 467.44m	0.314	0.049	0.099
Kleine Gusen - Unterweitersdorf - 327.42m	0.309	0.218	0.096
Laussabach - Türkenkopf - 587.4m	0.309	0.218	0.096
Große Rodl - Rottenegg - 271.83m	0.295	0.066	0.087

Kleine Mühl - Koblmühle - 482m	0.283	0.139	0.080
Aurach - Aurachkirchen - 419.88m	0.276	0.086	0.076
Große Rodl - Zwettl an der Rodl - 610.27m	0.276	0.086	0.076
Großer Haselbach - Asberg - 354.63m	0.276	0.169	0.076
Innbach - Weghof - 288.35m	0.276	0.086	0.076
Ager - Dürnau - 434.32m	0.273	0.250	0.074
Enns - Jägerberg - 285.96m	0.273	0.283	0.074
Traun - Ebensee - 422.17m	0.238	0.142	0.057
Antiesen - Haging - 378.67m	0.200	0.220	0.040
Donau - Engelhartszell - 276.99m	0.187	0.388	0.035
Grünbach - Baumgarting - 343.19m	0.133	0.506	0.018
Krems - Kremsdorf - 270.35m	0.133	0.421	0.018
Ranna - Oberkappel - 491.76m	0.133	0.421	0.018
Trattnach - Grieskirchen - 329.93m	0.121	0.638	0.015
Sarmingbach - Waldhausen (Seeausfluß) - 458.5m	0.105	0.532	0.011
Donau - Aschach an der Donau (Agentie) - 260m	0.099	0.667	0.010
Reichramingbach - Reichraming - 347.78m	0.095	0.572	0.009
Enknach - Österlehen - 397.74m	0.091	0.761	0.008
Schwemmbach - Furth (Bundesstraße) - 428.73m	0.074	0.677	0.005
Donau - Abwinden - 251m	0.055	0.830	0.003
Steyr - Pergern - 301.81m	0.010	0.976	0.000
Pram - Pram - 427.11m	-0.076	1.000	0.006
Hinterer Rettenbach - Roßleithen (Klammstein) - 593.6m	-0.214	0.548	0.046
Vöckla - Timelkam - 441.65m	-0.295	1.000	0.087
Vöckla - Vöcklabruck - 418.61m	-0.305	1.000	0.093
Steyr - Dietlgut - 642.78m	-0.390	1.000	0.152
Schalchener Brunnbach - Furth (Ort) - 426.4m	-0.427	0.010	0.182
Ager - Schalchham - 411.19m	-0.448	1.000	0.200

Tabelle 31 Messstellenliste und Temperaturänderungen von 1984 bis 2004, pro Jahr und von 2004 bis 2020 in °C ausgehend vom Jahresmittelwert; rote Schrift: anthropogen beeinträchtigte Stellen

Messstellenname	Bioregion	Wassertemperatur-änderung von 1984 bis 2004	Wassertemperatur-änderung pro Jahr	Wassertemperatur-änderung von 2004 bis 2020
Salzach - Ach	Alpenvorland und Flysch	1.3	0.061	1.0
Enknach - Österlehen	Alpenvorland und Flysch	0.1	0.007	0.1
Salzach - Ettenau	Alpenvorland und Flysch	0.7	0.034	0.5
Mattig - Laimhausmühle	Alpenvorland und Flysch	0.7	0.033	0.5
Mattig - Jahrsdorf	Alpenvorland und Flysch	0.4	0.017	0.3
Schalchener Brunnbach - Furth (Ort)	Alpenvorland und Flysch	-1.7	-0.09	-1.4
Schwemmbach - Furth (Bundesstraße)	Alpenvorland und Flysch	-0.2	-0.01	-0.2
Donau - Aschach an der Donau (Agentie)	Granit und Gneis	0.1	0.004	0.1
Feldaist - Kefermarkt	Granit und Gneis	1.5	0.076	1.2
Große Naarn - Königswiesen (Ort)	Granit und Gneis	0.8	0.039	0.6
Waldaist - Pfahnlmühle	Granit und Gneis	1.4	0.064	1
Kleine Gusen - Unterweitersdorf	Granit und Gneis	1.1	0.1	1.6
Wald-(Schwarze) Aist - Weitersfelden	Granit und Gneis	1.1	0.053	0.8
Traun - Steeg (Seeausfluss)	Kalkalpen	0.8	0.036	0.6
Ischl - Bad Ischl (Giselabrücke)	Kalkalpen	1.3	0.062	1
Traun - Bad Ischl (Maxquelle)	Kalkalpen	0.7	0.052	0.8
Traun - Ebensee	Kalkalpen	0.6	0.029	0.5
Alm - Grünau	Kalkalpen	1.0	0.067	1.1
Traun - Obertraun	Kalkalpen	1.0	0.05	0.8
Aurach - Aurachkirchen	Alpenvorland und Flysch	1.5	0.07	1.1
Alm - Friedlmühle	Alpenvorland und Flysch	0.9	0.044	0.7
Trattnach - Grieskirchen	Alpenvorland und Flysch	0.5	0.042	0.7
Trattnach - Strötting	Alpenvorland und Flysch	1.3	0.06	1
Pram - Pram	Alpenvorland und Flysch	-0.2	-0.01	-0.2

Aschach - Kropfmühle	Granit und Gneis	2.4	0.115	1.8
Innbach - Weghof	Alpenvorland und Flysch	0.5	0.025	0.4
Trattnach - HWR-Becken Leithen (Ausfluß)	Alpenvorland und Flysch	1.0	0.046	0.7
Steyr - Dietlgut	Kalkalpen	-0.6	-0.03	-0.5
Krems - Kremsmünster (Ort)	Alpenvorland und Flysch	2.3	0.111	1.8
Steyr - Klaus an der Pyhrnbahn	Kalkalpen	0.5	0.022	0.4
Hinterer Rettenbach - Roßleithen (Klammstein)	Kalkalpen	-0.3	-0.034	-0.5
Teichl - Teichlbrücke	Kalkalpen	0.5	0.025	0.4
Donau - Linz	Granit und Gneis	1.4	0.065	1
Großer Haselbach - Asberg	Granit und Gneis	0.7	0.043	0.7
Traun - Ebelsberg	Alpenvorland und Flysch	0.9	0.041	0.7
Krems - Kremsdorf	Alpenvorland und Flysch	0.6	0.026	0.4
Donau - Abwinden	Alpenvorland und Flysch	0.2	0.015	0.2
Naarn - Haid	Granit und Gneis	1.1	0.054	0.9
Gusen - St. Georgen an der Gusen (Bad)	Granit und Gneis	1.1	0.052	0.8
Sarmingbach - Waldhausen (Seeausfluß)	Granit und Gneis	0.2	0.009	0.1
Antiesen - Haging	Alpenvorland und Flysch	0.3	0.013	0.2
Ach - Mamling	Alpenvorland und Flysch	1.7	0.079	1.3
Große Mühl - Teufelmühle	Granit und Gneis	1.4	0.065	1
Steinerne Mühl - Hartmannsdorf	Granit und Gneis	1.2	0.059	0.9
Kleine Mühl - Obermühl	Granit und Gneis	1.1	0.053	0.8
Ranna - Oberkappel	Granit und Gneis	0.1	0.005	0.1
Kleine Mühl - Koblmühle	Granit und Gneis	0.7	0.045	0.7
Pram - Winertsham (Steg)	Alpenvorland und Flysch	0.9	0.041	0.7
Donau - Engelhartszell	Granit und Gneis	0.2	0.017	0.3
Pram - Pramerdorf	Alpenvorland	1.0	0.05	0.8

	und Flysch			
Inn - Schärding (Schreibpegel)	Alpenvorland und Flysch	0.8	0.036	0.6
Enns - Steyr (Ortskai)	Kalkalpen	0.9	0.041	0.7
Enns - Jägerberg	Kalkalpen	0.4	0.036	0.6
Steyr - Pergern	Alpenvorland und Flysch	0.0	-0.001	0
Reichramingbach - Reichraming	Kalkalpen	0.4	0.018	0.3
Sulzbach - Unterrohr	Alpenvorland und Flysch	0.9	0.066	1.1
Große Gusen - Engerwitzdorf	Granit und Gneis	1.4	0.066	1.1
Pesenbach - Pesenbach	Granit und Gneis	1.4	0.068	1.1
Große Rodl - Rottenegg	Granit und Gneis	0.6	0.03	0.5
Diestlbach - Zwettl an der Rodl (Gemeindeamt)	Granit und Gneis	0.9	0.044	0.7
Große Rodl - Zwettl an der Rodl	Granit und Gneis	0.7	0.031	0.5
Ager - Raudaschlsäge	Alpenvorland und Flysch	0.7	0.035	0.6
Ager - Schalchham	Alpenvorland und Flysch	-1.1	-0.054	-0.9
Vöckla - Timelkam	Alpenvorland und Flysch	-1.9	-0.091	-1.5
Ager - Dürnau	Alpenvorland und Flysch	0.7	0.058	0.9
Vöckla - Vöcklabruck	Alpenvorland und Flysch	-0.7	-0.035	-0.6
Grünbach - Baumgarting	Alpenvorland und Flysch	0.2	0.016	0.2
Grünbach - Waldling	Alpenvorland und Flysch	2.0	0.097	1.5
Ager - Fischerau	Alpenvorland und Flysch	1.3	0.103	1.6
Alm - Penningersteg	Alpenvorland und Flysch	0.9	0.042	0.7
Traun - Wels-Lichtenegg	Alpenvorland und Flysch	0.9	0.042	0.7

Tabelle 32 Temperaturänderung pro Jahr in °C mit Bezirken und Gemeinden; rote Schrift: anthropogen beeinträchtigte Stellen

Name	Bioregion	Wassertemperatur-änderung pro Jahr	Wassertemperatur-änderung von 2004 bis 2020	Bezirk	Gemeinde
Salzach - Ach	Alpenvorland und Flysch	0.061	1	Braunau am Inn	Hochburg-Ach
Enknach - Österlehen	Alpenvorland und Flysch	0.007	0.1	Braunau am Inn	Neukirchen an der Enknach
Salzach - Ettenau	Alpenvorland und Flysch	0.034	0.5	Braunau am Inn	Ostermiething
Mattig - Laimhausmühle	Alpenvorland und Flysch	0.033	0.5	Braunau am Inn	Palting
Mattig - Jahrsdorf	Alpenvorland und Flysch	0.017	0.3	Braunau am Inn	Sankt Peter am Hart
Schalchener Brunnbach - Furth (Ort)	Alpenvorland und Flysch	-0.09	-1.4	Braunau am Inn	Schalchen
Schwemmbach - Furth (Bundesstraße)	Alpenvorland und Flysch	-0.01	-0.2	Braunau am Inn	Schalchen
Donau - Aschach an der Donau (Agentie)	Granit und Gneis	0.004	0.1	Eferding	Aschach an der Donau
Feldaist - Kefermarkt	Granit und Gneis	0.076	1.2	Freistadt	Kefermarkt
Große Naarn - Königswiesen (Ort)	Granit und Gneis	0.039	0.6	Freistadt	Königswiesen
Waldaist - Pfahnlmühle	Granit und Gneis	0.064	1	Freistadt	Tragwein
Kleine Gusen - Unterweitersdorf	Granit und Gneis	0.1	1.6	Freistadt	Unterweitersdorf
Wald-(Schwarze) Aist - Weitersfelden	Granit und Gneis	0.053	0.8	Freistadt	Weitersfelden
Traun - Steeg (Seeausfluss)	Kalkalpen	0.036	0.6	Gmunden	Bad Goisern
Ischl - Bad Ischl (Giselabrücke)	Kalkalpen	0.062	1	Gmunden	Bad Ischl
Traun - Bad Ischl (Maxquelle)	Kalkalpen	0.052	0.8	Gmunden	Bad Ischl
Traun - Ebensee	Kalkalpen	0.029	0.5	Gmunden	Ebensee
Alm - Grünau	Kalkalpen	0.067	1.1	Gmunden	Grünau im Almtal
Traun - Obertraun	Kalkalpen	0.05	0.8	Gmunden	Obertraun
Aurach - Aurachkirchen	Alpenvorland und Flysch	0.07	1.1	Gmunden	Ohlsdorf
Alm - Friedlmühle	Alpenvorland und Flysch	0.044	0.7	Gmunden	Scharnstein
Trattnach - Grieskirchen	Alpenvorland und Flysch	0.042	0.7	Grieskirchen	Grieskirchen
Trattnach - Strötting	Alpenvorland und Flysch	0.06	1	Grieskirchen	Hofkirchen an der Trattnach
Pram - Pram	Alpenvorland	-0.01	-0.2	Grieskirchen	Pram

	und Flysch				
Aschach - Kropfmühle	Granit und Gneis	0.115	1.8	Grieskirchen	Waizenkirchen
Innbach - Weghof	Alpenvorland und Flysch	0.025	0.4	Grieskirchen	Wallern an der Trattnach
Trattnach - HWR-Becken Leithen (Ausfluß)	Alpenvorland und Flysch	0.046	0.7	Grieskirchen	Weibern
Steyr - Dietlgut	Kalkalpen	-0.03	-0.5	Kirchdorf an der Krems	Hinterstoder
Krems - Kremsmünster (Ort)	Alpenvorland und Flysch	0.111	1.8	Kirchdorf an der Krems	Kremsmünster
Steyr - Klaus an der Pyhrnbahn	Kalkalpen	0.022	0.4	Kirchdorf an der Krems	Molln
Hinterer Rettenbach - Roßleithen (Klammstein)	Kalkalpen	-0.034	-0.5	Kirchdorf an der Krems	Roßleithen
Teichl - Teichlbrücke	Kalkalpen	0.025	0.4	Kirchdorf an der Krems	Roßleithen
Donau - Linz	Granit und Gneis	0.065	1	Linz	Linz
Großer Haselbach - Asberg	Granit und Gneis	0.043	0.7	Linz	Linz
Traun - Ebelsberg	Alpenvorland und Flysch	0.041	0.7	Linz	Linz
Krems - Kremsdorf	Alpenvorland und Flysch	0.026	0.4	Linz - Land	Ansfelden
Donau - Abwinden	Alpenvorland und Flysch	0.015	0.2	Perg	Luftenberg an der Donau
Naarn - Haid	Granit und Gneis	0.054	0.9	Perg	Mitterkirchen im Machland
Gusen - St. Georgen an der Gusen (Bad)	Granit und Gneis	0.052	0.8	Perg	Sankt Georgen an der Gusen
Sarmingbach - Waldhausen (Seeausfluß)	Granit und Gneis	0.009	0.1	Perg	Waldhausen im Strudengau
Antiesen - Haging	Alpenvorland und Flysch	0.013	0.2	Ried im Innkreis	Aurolzmünster
Ach - Mamling	Alpenvorland und Flysch	0.079	1.3	Ried im Innkreis	Mühlheim am Inn
Große Mühl - Teufelmühle	Granit und Gneis	0.065	1	Rohrbach	Auberg
Steinerne Mühl - Hartmannsdorf	Granit und Gneis	0.059	0.9	Rohrbach	Haslach an der Mühl
Kleine Mühl - Obermühl	Granit und Gneis	0.053	0.8	Rohrbach	Kirchberg ob der Donau
Ranna - Oberkappel	Granit und Gneis	0.005	0.1	Rohrbach	Neustift im Mühlkreis
Kleine Mühl - Koblmühle	Granit und Gneis	0.045	0.7	Rohrbach	Sarleinsbach

Pram - Winertsham (Steg)	Alpenvorland und Flysch	0.041	0.7	Schärding	Andorf
Donau - Engelhartszell	Granit und Gneis	0.017	0.3	Schärding	Engelhartszell
Pram - Pramerdorf	Alpenvorland und Flysch	0.05	0.8	Schärding	Sankt Florian am Inn
Inn - Schärding (Schreibpegel)	Alpenvorland und Flysch	0.036	0.6	Schärding	Schärding
Enns - Steyr (Ortskai)	Kalkalpen	0.041	0.7	Steyr	Steyr
Enns - Jägerberg	Kalkalpen	0.036	0.6	Steyr - Land	Garsten
Steyr - Pergern	Alpenvorland und Flysch	-0.001	0	Steyr - Land	Garsten
Reichramingbach - Reichraming	Kalkalpen	0.018	0.3	Steyr - Land	Reichraming
Sulzbach - Unterrohr	Alpenvorland und Flysch	0.066	1.1	Steyr - Land	Rohr im Kremstal
Große Gusen - Engerwitzdorf	Granit und Gneis	0.066	1.1	Urfahr - Umgebung	Engerwitzdorf
Pesenbach - Pesenbach	Granit und Gneis	0.068	1.1	Urfahr - Umgebung	Feldkirchen an der Donau
Große Rodl - Rottenegg	Granit und Gneis	0.03	0.5	Urfahr - Umgebung	Walding
Diestlbach - Zwettl an der Rodl (Gemeindeamt)	Granit und Gneis	0.044	0.7	Urfahr - Umgebung	Zwettl an der Rodl
Große Rodl - Zwettl an der Rodl	Granit und Gneis	0.031	0.5	Urfahr - Umgebung	Zwettl an der Rodl
Ager - Raudaschlsäge	Alpenvorland und Flysch	0.035	0.6	Vöcklabruck	Lenzing
Ager - Schalchham	Alpenvorland und Flysch	-0.054	-0.9	Vöcklabruck	Regau
Vöckla - Timelkam	Alpenvorland und Flysch	-0.091	-1.5	Vöcklabruck	Timelkam
Ager - Dürnau	Alpenvorland und Flysch	0.058	0.9	Vöcklabruck	Vöcklabruck
Vöckla - Vöcklabruck	Alpenvorland und Flysch	-0.035	-0.6	Vöcklabruck	Vöcklabruck
Grünbach - Baumgarting	Alpenvorland und Flysch	0.016	0.2	Wels - Land	Gunskirchen
Grünbach - Waldling	Alpenvorland und Flysch	0.097	1.5	Wels - Land	Gunskirchen
Ager - Fischerau	Alpenvorland und Flysch	0.103	1.6	Wels - Land	Stadl-Paura
Alm - Penningersteg	Alpenvorland und Flysch	0.042	0.7	Wels - Land	Steinerkirchen an der Traun
Traun - Wels-Lichtenegg	Alpenvorland und Flysch	0.042	0.7	Wels - Land	Steinhaus

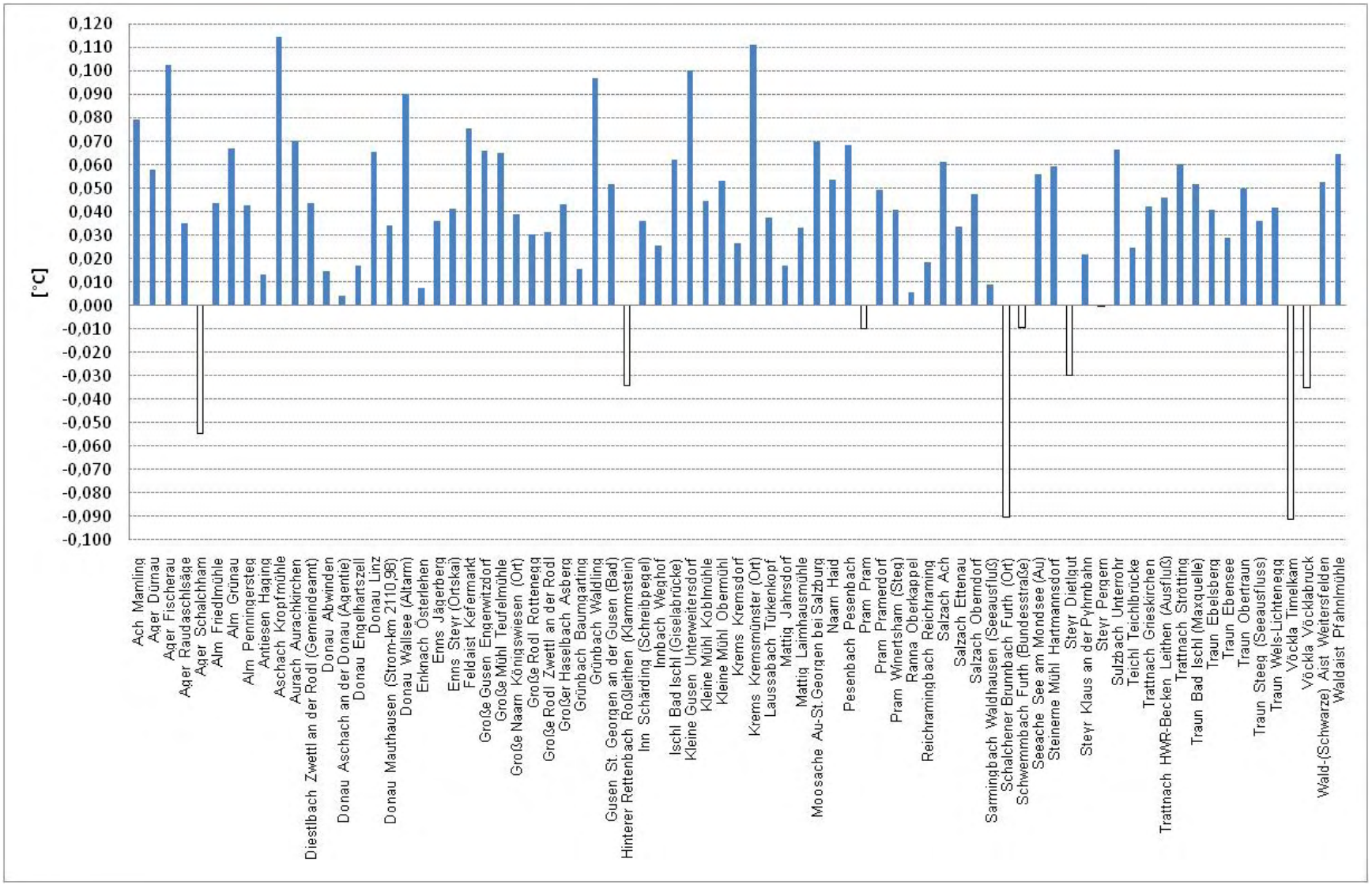

Abbildung 62 Graphische Übersicht der Temperaturveränderungen pro Jahr ausgehend vom Jahresmittelwert

7.1. Lineare Regressionsanalysen

Bioregion Alpenvorland und Flysch

Krems bei Kremsmünster

Linear Regression

WT_Krems_Kremsmuenster = 309.654 + (0.861 * LT_Krems_Kremsmuenster)

N = 21

R = 0.748 Rsqr = 0.560 Adj Rsqr = 0.536

Standard Error of Estimate = 232.787

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	309.654	606.275	0.511	0.615
LT_Krems_Kremsmuenster	0.861	0.175	4.913	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	1307926.284	1307926.284	24.136	<0.001
Residual	19	1029607.914	54189.890		
Total	20	2337534.198	116876.710		

Normality Test: Passed (P = 0.256)

Antiesen bei Haging

Linear Regression

WT_Antiesen_Haging = 2579.530 + (0.319 * LT_Antiesen_Haging)

N = 21

R = 0.731 Rsqr = 0.534 Adj Rsqr = 0.509

Standard Error of Estimate = 119.660

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	2579.530	212.605	12.133	<0.001
LT_Antiesen_Haging	0.319	0.0684	4.666	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	311758.715	311758.715	21.773	<0.001
Residual	19	272049.544	14318.397		
Total	20	583808.258	29190.413		

Normality Test: Passed (P = 0.174)

Traun bei Ebelsberg

Linear Regression

WT_Traun_Ebelsberg = 2090.977 + (0.473 * LT_Traun_Ebelsberg)

N = 21

R = 0.565 Rsqr = 0.320 Adj Rsqr = 0.284

Standard Error of Estimate = 210.831

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	2090.977	558.741	3.742	0.001
LT_Traun_Ebelsberg	0.473	0.158	2.987	0.008

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	396538.746	396538.746	8.921	0.008
Residual	19	844548.484	44449.920		
Total	20	1241087.230	62054.361		

Normality Test: Failed (P = <0.001)

Krems bei Kremsdorf

Linear Regression

WT_Krems_Kremsdorf = 1264.096 + (0.763 * LT_Krems_Kremsdorf)

N = 21

R = 0.682 Rsqr = 0.465 Adj Rsqr = 0.437

Standard Error of Estimate = 249.912

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	1264.096	662.313	1.909	0.072
LT_Krems_Kremsdorf	0.763	0.188	4.064	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	1031544.739	1031544.739	16.516	<0.001
Residual	19	1186668.319	62456.227		
Total	20	2218213.058	110910.653		

Normality Test: Passed (P = 0.360)

Ager bei Schalchham und bei Raudaschlsäge

Linear Regression

WT_Ager_Schalchham = 4011.736 + (0.0221 * LT_Ager_Schalchham)

N = 20 Missing Observations = 1

R = 0.0322 Rsqr = 0.00104 Adj Rsqr = 0.000

Standard Error of Estimate = 226.312

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	4011.736	553.123	7.253	<0.001
LT_Ager_Schalchham	0.0221	0.162	0.137	0.893

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	957.829	957.829	0.0187	0.893
Residual	18	921909.099	51217.172		
Total	19	922866.928	48571.944		

Normality Test: Passed (P = 0.675)

Linear Regression

WT_Ager_Raudaschlsaege = 2067.849 + (0.587 * LT_Ager_Raudaschlsaege)

N = 20 Missing Observations = 1

R = 0.841 Rsqr = 0.708 Adj Rsqr = 0.692

Standard Error of Estimate = 124.274

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	2067.849	303.735	6.808	<0.001
LT_Ager_Raudaschlsaege	0.587	0.0889	6.607	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	674233.318	674233.318	43.656	<0.001
Residual	18	277993.222	15444.068		
Total	19	952226.540	50117.186		

Normality Test: Passed (P = 0.141)

Enknach bei Österlehen

Linear Regression

WT_Enknach_Oesterlehen = 1866.285 + (0.398 * LT_Enknach_Oesterlehen)

N = 10 Missing Observations = 11

R = 0.837 Rsqr = 0.700 Adj Rsqr = 0.663

Standard Error of Estimate = 70.573

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	1866.285	321.521	5.805	<0.001
LT_Enknach_Oesterlehen	0.398	0.0922	4.321	0.003

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	92989.874	92989.874	18.671	0.003
Residual	8	39843.882	4980.485		
Total	9	132833.756	14759.306		

Normality Test: Passed (P = 0.147)

Bioregion Kalkvoralpen

Traun bei Obertraun und bei Steeg

Linear Regression

WT_Traun_Obertraun = 2456.899 + (0.422 * LT_Traun_Obertraun)

N = 21

R = 0.681 Rsqr = 0.464 Adj Rsqr = 0.436

Standard Error of Estimate = 115.373

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	2456.899	69.913	35.142	<0.001
LT_Traun_Obertraun	0.422	0.104	4.057	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	219033.995	219033.995	16.455	<0.001
Residual	19	252906.743	13310.881		
Total	20	471940.738	23597.037		

Normality Test: Passed (P = 0.640)

Linear Regression

WT_Traun_Steeg = 2843.029 + (0.481 * LT_Traun_Steeg)

N = 21

R = 0.713 Rsqr = 0.509 Adj Rsqr = 0.483

Standard Error of Estimate = 120.086

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	2843.029	72.769	39.069	<0.001
LT_Traun_Steeg	0.481	0.108	4.438	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	284055.789	284055.789	19.698	<0.001
Residual	19	273991.754	14420.619		
Total	20	558047.543	27902.377		

Normality Test: Passed (P = 0.075)

Reichramingbach bei Reichraming

Linear Regression

WT_Reichramingbach_Reichraming = 1254.123 + (0.515 * LT_Reichramingbach_Reichraming)

N = 16 Missing Observations = 5

R = 0.658 Rsqr = 0.433 Adj Rsqr = 0.393

Standard Error of Estimate = 191.127

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	1254.123	544.112	2.305	0.037
LT_Reichramingbach_Reichraming	0.515	0.157	3.273	0.006

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	391277.593	391277.593	10.711	0.006
Residual	14	511415.664	36529.690		
Total	15	902693.257	60179.550		

Normality Test: Passed (P = 0.334)

Bioregion Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse

Feldaist bei Kefermarkt

Linear Regression

WT_Feldaist_Kefermarkt = 563.840 + (0.767 * LT_Feldaist_Kefermarkt)

N = 20 Missing Observations = 1

R = 0.930 Rsqr = 0.865 Adj Rsqr = 0.857

Standard Error of Estimate = 97.601

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	563.840	203.922	2.765	0.013
LT_Feldaist_Kefermarkt	0.767	0.0715	10.723	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	1095385.269	1095385.269	114.990	<0.001
Residual	18	171466.660	9525.926		
Total	19	1266851.930	66676.417		

Normality Test: Passed (P = 0.250)

Große Mühl bei Teufelmühle

Linear Regression

WT_Grosse Muehl_Teufelmuehle = -104.871 + (0.503 * LT_Grosse Muehl_Teufelmuehle)

N = 11 Missing Observations = 10

R = 0.904 Rsqr = 0.818 Adj Rsqr = 0.798

Standard Error of Estimate = 120.425

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	-104.871	465.264	-0.225	0.827
LT_Grosse Muehl_Teufelmuehle	0.503	0.0791	6.360	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	586628.070	586628.070	40.451	<0.001
Residual	9	130519.836	14502.204		
Total	10	717147.905	71714.791		

Normality Test: Passed (P = 0.181)

Kleine Mühl bei Koblmühle

Linear Regression

WT_Kleine Muehl_Koblmuehle = 551.904 + (0.908 * LT_Kleine Muehl_Koblmuehle)

N = 14 Missing Observations = 7

R = 0.906 Rsqr = 0.820 Adj Rsqr = 0.805

Standard Error of Estimate = 94.842

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	551.904	346.706	1.592	0.137
LT_Kleine Muehl_Koblmuehle	0.908	0.123	7.403	<0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	492941.036	492941.036	54.802	<0.001
Residual	12	107939.439	8994.953		
Total	13	600880.474	46221.575		

Normality Test: Passed (P = 0.501)

Vöckla bei Timelkam

Linear Regression

WT_Voeckla_Timelkam = 4745.908 - (0.227 * LT_Voeckla_Timelkam)

N = 20 Missing Observations = 1

R = 0.159 Rsqr = 0.0252 Adj Rsqr = 0.000

Standard Error of Estimate = 443.305

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	4745.908	1038.365	4.571	<0.001
LT_Voeckla_Timelkam	-0.227	0.332	-0.683	0.503

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	91619.122	91619.122	0.466	0.503
Residual	18	3537344.467	196519.137		
Total	19	3628963.590	190998.084		

Normality Test: Passed (P = 0.158)

Ager bei Dürnau

Linear Regression

Data source: additional sites in linear regression tests.JNB

Ager_Duernau_WT = -1975.700 + (1.177 * Ager_Duernau_LT)

N = 11 Missing Observations = 10

R = 0.842 Rsqr = 0.709 Adj Rsqr = 0.677

Standard Error of Estimate = 174.580

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	-1975.700	1176.339	-1.680	0.127
Ager_Duernau_LT	1.177	0.251	4.687	0.001

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	669593.998	669593.998	21.970	0.001
Residual	9	274302.891	30478.099		
Total	10	943896.889	94389.689		

Normality Test: Passed (P = 0.182)

Schwemmbach bei Furth (Bundesstraße)

Linear Regression

Data source: additional sites in linear regression tests.JNB

Schwemmbach_WT = -1294.938 + (1.316 * Schwemmbach_LT)

N = 19 Missing Observations = 1

R = 0.627 Rsqr = 0.393 Adj Rsqr = 0.357

Standard Error of Estimate = 255.833

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	-1294.938	1345.988	-0.962	0.349
Schwemmbach_LT	1.316	0.397	3.315	0.004

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	719210.011	719210.011	10.989	0.004
Residual	17	1112662.574	65450.740		
Total	18	1831872.584	101770.699		

Normality Test: Passed (P = 0.861)

Schalchener Brunnbach bei Furth (Ort)

Linear Regression

Data source: additional sites in linear regression tests.JNB

Schalchener Brunnbach_WT = 4926.247 - (0.554 * Schalchener Brunnbach_LT)

N = 14 Missing Observations = 5

R = 0.491 Rsqr = 0.241 Adj Rsqr = 0.177

Standard Error of Estimate = 293.236

	Coefficient	Std. Error	t	P
Constant	4926.247	835.880	5.893	<0.001
Schalchener Brunnbach_LT	-0.554	0.284	-1.950	0.075

Analysis of Variance:

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	327129.826	327129.826	3.804	0.075
Residual	12	1031848.749	85987.396		
Total	13	1358978.574	104536.813		

Normality Test: Passed (P = 0.573)