

Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna

Department für Wasser–Atmosphäre–Umwelt
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement



IHG
Institut für
Hydrobiologie und
Gewässermanagement

Das thermale Regime der Pielach

Sommerliche Wassertemperaturen, Fischökologie und der Einfluss
anthropogener Eingriffe



Das thermale Regime der Pielach: Sommerliche Wassertemperaturen, Fischökologie und der Einfluss anthropogener Eingriffe

Wien, Dezember 2023

Auftraggeber

Niederösterreichischer Landesfischereiverband
Goethestraße 2
3100 St. Pölten

Revierversband IV – St. Pölten
Rathausplatz 18
3100 St. Pölten

Auftragnehmer

Universität für Bodenkultur Wien
Department Wasser, Atmosphäre, Umwelt
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
Institutsleiter: Univ. Prof. DI Dr. Stefan Schmutz
Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien

Projektleitung

DI Dr. Florian Borgwardt

Autoren

Kurt Pinter
Stephanie Popp
Florian Borgwardt

Danksagung

Unser Dank geht an die Fischereiberechtigten bzw. Fischereiausübungsberechtigten der Pielach, insbesondere Ewald Hohebner, für die Unterstützung in der Umsetzung dieser Studie.

Titelbild: Die Pielach bei Ober-Grafendorf (© Florian Borgwardt)

Inhaltsverzeichnis

1. Ausgangslage und Forschungsfragen.....	1
2. Das thermale Regime von Fließgewässern	3
3. Einfluss der Hydromorphologie und der Ufervegetation auf die Wassertemperatur.....	4
4. Untersuchungsgebiet.....	5
5. Methodik.....	1
Teil 1 - Fischökologische Untersuchungen.....	1
Entwicklung des Fischbestandes in der Pielach.....	1
Fischbestandserhebung Strecke Völlerndorf.....	2
Teil 2 – Wassertemperatur	4
Teil 3 - Ufervegetation und Hydromorphologie.....	8
Erhebung der Beschattung mittels Sonnenkompass.....	11
Vegetationskartierung.....	12
Auswertung Vegetation, Beschattung und Wassertemperatur.....	13
Analyse hydromorphologischer Beeinträchtigungen.....	13
Statistische Analyse	13
6. Ergebnisse.....	14
Teil 1 - Fischökologische Untersuchungen.....	14
Fischbestand Völlerndorf.....	14
Entwicklung des Fischbestandes im Längskontinuum.....	20
Teil 2 – Wassertemperatur	25
Temperaturentwicklung der Pielach unter Berücksichtigung von Zubringern im Längskontinuum.....	25
Die Wassertemperaturen in ausgewählten Zubringern der Pielach Temperatur der Zubringer.....	28
Sommerliche Wärmephasen im Längsverlauf der Pielach	31
Die Wassertemperaturen der Restwasser- und Ausleitungsstrecken in den Abschnitten Ober-Grafendorf und Prinzersdorf.....	33
Vergleich der Wassertemperaturentwicklung im Tagesverlauf.....	35
Sommerliche Wärmephasen in den Restwasser- und Ausleitungsstrecken	36
Die Wassertemperatur in ausgewählten Kolken der Pielach.....	38
Teil 3 - Ufervegetation und Hydromorphologie.....	41

Ufervegetation, Beschattung.....	41
Sommerliche Beschattung der Restwasser- und Ausleitungsstrecken.....	45
Hydromorphologie	46
Zusammenfassende Darstellung der Vegetationsmerkmale und der Hydromorphologie	48
7. Zusammenfassung & Diskussion	51
Thermales Regime im Sommer 2022	52
Longitudinale Temperaturentwicklung	52
Zubringer.....	55
Kolke als thermale Refugialhabitate für den Huchen.....	55
Fischökologie.....	56
8. Referenzen.....	59
9. Anhang.....	62

1. Ausgangslage und Forschungsfragen

Die Pielach liegt zum Großteil im Natura 2000-Gebiet „Niederösterreichische Alpenvorlandflüsse und Pielachtal“ und blieb von systematischen Regulierungen und harten Verbauungen zumindest abschnittsweise verschont. Ein Grund, warum die Pielach neben der Mur und der Gail einer jener Flüsse Österreichs ist, in dem aktuell noch eine nennenswerte, eigenständige Population des Huchens (*Hucho hucho*) vorkommt (Schmutz et al., 2023). Die an der Pielach getätigten anthropogenen Eingriffe, vor allem in Form der Wasserkraftnutzung und den damit verbundenen Querbauwerken, Restwasserstrecken und Turbinen zeichnen dennoch für eine offensichtliche Beeinträchtigung der Fischpopulationen verantwortlich (Schmutz et al. 2023).

Abseits der hydromorphologischen Veränderungen kommt es in der Pielach in den letzten Jahrzehnten vermehrt zu Problemen mit erhöhten Wassertemperaturen. Auffällig dabei ist, dass sich die Pielach im Mittellauf verhältnismäßig stark aufwärmt (Pletterbauer et al., 2015). Diese Erwärmung stellt insbesondere für Salmoniden, also auch für den Huchen, eine problematische Entwicklung dar. Das vom Huchen besiedelte Temperaturregime weist an sich ein sehr breites Spektrum unterschiedlichster Gewässer-Typen und -Dimensionen auf, wie Schmutz et al. (2023) beschreiben¹.

Auch wenn der Huchen als temperaturtolerant beschrieben wird, so ist zu beachten, dass physiologische Anpassung an das Temperaturregime auf sehr lokaler Ebene stattfindet, wobei die populationsspezifischen thermischen Grenzen durch physiologische Beschränkungen festgelegt werden (Eliason et al., 2011; Comte & Olden, 2017). Extremereignisse, die je nach Region unterschiedlich ausgeprägt sind, können zu erheblichen physiologischen Belastungen und letztendlich Mortalität und Bestandsveränderung führen.

Die Wassertemperatur beeinflusst eine Vielzahl fischbiologischer und fischökologischer Aspekte. Dazu zählen Beeinflussungen des Wachstums, des Stoffwechsels, der Fressraten, des Laichens, des Zeitpunkts der Wanderung oder der Verfügbarkeit von Nahrung (vgl. O'Brian et al., 2017). Veränderungen des thermalen Regimes sowie erhöhte

¹ „Als temperaturtoleranteste heimische Salmoniden-Art findet sich der Huchen in sommerkalten (zum Teil gletschergeprägten) Gewässerabschnitten etwa an Isel, Drau, Inn, oberer Lech und Iller, mit sommerlichen monatlichen Mittelwerten (SMM) von nur 10-14° C, über zahlreiche Gewässer mit SMM-Werten um 14-16° C, wie Mur, Enns, Isar oder Ammer, sowie die Donau (SMM-Werte im Juni und Juli in der Wachau rund 18° C). Selbst in sommerwarmen Flüssen (z.B. Pielach, Sulm, Schwarzer Regen, Loisach unterhalb Kochelsee, Wertach, Ilz-Unterlauf), mit SSM-Werten um die 20° C, können bei entsprechender Wasserführung und Strukturausstattung gute Huchen-Bestände vorliegen. Im Extremfall der Voralpenflüsse Melk und Mank werden an Einzeltagen sogar Temperaturspitzen von 27° C überdauert (Ratschan 2015; Hanfland et al. 2015).“

Wassertemperaturen können in weiterer Folge Auswirkungen auf die Menge und die Verteilung von Arten und Populationen haben, was wiederum Folgen für die Struktur und Dynamik des Nahrungsnetzes hat (Pletterbauer et al., 2015b). Das Erstarken oder der Rückgang von Fischarten innerhalb der Zönose kann sich auf die Artenzusammensetzung auswirken. In bayrischen Gewässern konnte beispielsweise beobachtet werden, dass der Wels (*Silurus glanis*) in ehemals Huchen-dominierten Flussabschnitten die nun dominierende Raubfischart ist (Ratschan, 2014). Inwieweit von einer Verdrängung oder einer Ablöse des Huchens gesprochen werden kann, ist nicht näher bekannt. Die Entwicklung wird jedoch als sehr deutlich beschrieben.

Im Hinblick auf die weitere Entwicklung der aquatischen Fauna, des Gewässer-Managements und des fischereilichen Managements wird die Problematik der steigenden Wassertemperaturen in Zukunft von immer größerer Relevanz sein, weswegen im Rahmen des hier behandelten Projekts und anknüpfend an die Studie der Jahre 2013/14 (Pletterbauer et al., 2015) folgende zentrale Fragestellungen zum Temperaturregime der Pielach behandelt werden:

- I. Wie entwickelt sich die Wassertemperatur im Längskontinuum der Pielach?**
- II. Welchen Einfluss haben Restwasserstrecken und Beschattung auf das thermale Regime?**
- III. Können Temperaturunterschiede in potentiellen Refugialhabitaten des Huchens während sommerlicher Hitzeperioden festgestellt werden?**

Um die Fragestellungen zu beantworten, wurden im Längskontinuum der Pielach sowie auch in den wichtigsten Zubringern Wassertemperaturlogger ausgebracht. Weiters erfolgt ein Vergleich der Temperaturentwicklung in den beiden längsten Restwasser- und Ausleitungsstrecken der Pielach bei Ober-Grafendorf und Prinzersdorf. In diesen Bereichen wurden auch Erhebungen zur Beschattung durch Ufervegetation sowie zu den hydromorphologischen Ausprägungen der Strecken (Restwasser und Ausleitung) durchgeführt. Die dritte temperaturbezogene Fragestellung behandelt die Wassertemperaturverhältnisse in von der ansässigen Fischerei genannten Refugialhabitaten (Kolken) des Huchens.

Die oben beschriebenen Erhebungen zum Temperaturregime werden von Untersuchungen zur Entwicklung der Fischzönose begleitet. Dazu werden fischökologische Daten der letzten zwei bis drei Jahre (ergänzt durch eine Bestanderhebung bei Völlerndorf) in die Berichterstattung einbezogen und den Fischbestandsdaten der letzten 20 Jahre gegenübergestellt. Die dabei im Vordergrund stehende Frage lautet:

- IV. Sind in der Pielach Veränderungen der Fischzönose zu beobachten, die im Zusammenhang mit der Erwärmung der Wassertemperatur stehen?**

2. Das thermale Regime von Fließgewässern

Fließgewässer sind sehr dynamische Ökosysteme, in denen eine Vielzahl an physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen parallel und fortlaufend stattfinden. In diesem chemo-physikalischen Gefüge bildet die Wassertemperatur einen elementaren Faktor, der sowohl räumlichen als auch zeitlichen Schwankungen unterliegt. Nach Caissie (2006) wird das Temperaturregime eines Fließgewässers vornehmlich durch Energieaustauschprozesse in vier Wirkungsbereichen geprägt: (1) Atmosphäre, (2) Topographie, (3) Abfluss und (4) Flussbett. Die ersten beiden Bereiche umfassen Faktoren, die primär an der Wasseroberfläche stattfinden (z.B. Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur, Beschattung, Ausrichtung zur Sonne), und den Energieaustausch zwischen Luft und Wasser umfassen. Über den gesamten Lauf eines Flusses gesehen, dominieren Wirkungsmechanismen aus diesen ersten beiden Bereichen. Die bedeutendsten Prozesse dabei sind die Sonneneinstrahlung (kurzwellige Strahlung), die Wärmestrahlung (langwellige Strahlung), Energieflüsse durch Verdunstung sowie die Konvektion. Der Abfluss (Durchfluss, Gefälle) bestimmt die vorhandene Temperaturkapazität eines Flusses über das Volumen bzw. den Volumenstrom. Unter dem vierten Punkt (Flussbett) sind Prozesse zu finden (z.B. Grundwasserzufluss, Wärmeleitung), die am bzw. im Gewässergrund stattfinden (Leach et al., 2023).

Trotz der Komplexität in Entstehung und Veränderung von Wassertemperaturen finden sich allgemein gültige Gesetzmäßigkeiten in Bezug auf thermische Prozesse in Fließgewässern. Die Grundlegendste darunter ist eine Zunahme der mittleren Temperaturen im Längsverlauf, die nicht immer linear sein muss (Fullerton et al., 2015). Die Quelltemperatur entspricht in der Regel der mittleren Jahreslufttemperatur und zeigt geringe tägliche, aber auch jährliche Schwankungen. Energieeintrag flussab der Quelle führt zu einer Erwärmung des Gewässers. Dabei nähern sich die aktuelle Luft- und Wassertemperatur einander an. Die Temperaturzunahme im Längsverlauf ist nicht linear und hängt stark von der Gewässerdimension ab. Als Faustregel kann festgehalten werden, dass in kleineren Flüssen die Zunahme größer ist. Weiters spielt im Erwärmungsprozess die Verteilung des vorhandenen Wasservolumens im Querschnitt und somit der Gewässertyp eine Rolle: Seichtes Wasser erwärmt sich schneller als tiefes, d.h. verzweigte Systeme mit vielen Seitenarmen und vielen flachen Strukturen begünstigen die atmosphärisch bedingte Erwärmung aufgrund einer größeren Oberfläche, an der es zu Austauschprozessen zwischen Luft und Wasser kommt (Leach et al., 2023). Dieser grundlegende Erwärmungsgradient im Längsverlauf kann durch lokale Einwirkungen wie z.B. Zubringer oder Grundwassereintritte beeinflusst werden, wobei sowohl kühlende als auch erwärmende Veränderungen auftreten können (Ebersole, Liss & Frissell, 2003).

Neben den räumlichen (longitudinalen) Unterschieden im thermalen Regime eines Flusses zeigt die Wassertemperatur Schwankungen im zeitlichen Verlauf. Dabei sind jahres- und tageszeitliche Schwankungen festzustellen. Am geringsten sind diese Schwankungen an der Quelle, am größten in flachen und sehr breiten Bereichen.

Dementsprechend nehmen die täglichen Temperaturspannen im Längsverlauf zunächst bis zu dem Punkt zu, an dem die Erwärmung durch atmosphärische Prozesse aufgrund der zu großen Wassertiefe verhältnismäßig weniger wirksam wird. Daher können die Temperaturamplituden in großen Flüssen wieder geringer ausfallen. Saisonal gesehen sind die täglichen Tagesschwankungen im Frühjahr und Sommer am stärksten ausgeprägt (Caissie 2006).

Im Querprofil eines Fließgewässers sind aufgrund der vorhandenen Turbulenz meistens nur geringe Unterschiede zu finden. Lediglich in reich strukturierten Gewässern können sich merkbare Temperaturunterschiede zwischen der fließenden Welle im Hauptfluss und stagnierenden Flachwasserbereichen sowie durch Grundwassereintritte nach Schotterbänken ausbilden (Jungwirth et al., 2003).

3. Einfluss der Hydromorphologie und der Ufervegetation auf die Wassertemperatur

Zu der oben bereits angesprochenen Dynamik aquatischer Ökosysteme sind auch Prozesse geologischer, sedimentologischer, morphologischer und hydrologischer Natur hinzuzuzählen, ebenso wie biologische Komponenten, etwa die der begleitenden Ufervegetation. Menschliche Eingriffe auf diese interagierenden Faktoren in Form von Flussbegradigungen, Uferstabilisierung oder Gehölzrodungen können Auswirkungen auf das Temperaturregime der Gewässers nach sich ziehen (O'Briain et al. 2020). Hinzu kommen klimatische Veränderungen, ausgelöst durch den globalen Klimawandel, die sowohl Temperatur als auch Niederschlag und somit den Durchfluss betreffen und in Wechselwirkung mit den Eingriffen an und um die Gewässer treten.

Auch wenn mittlerweile weithin bekannt ist, dass menschliche Eingriffe Auswirkungen auf die Entwicklung der Wassertemperatur haben, so wird diesem Aspekt nach wie vor unzureichend Aufmerksamkeit geschenkt (Olden & Naiman, 2009). Verglichen mit anderen Themen, wie etwa der Bemessung von Mindestabflussmengen, sind im Kontext der Forschung und des Gewässermanagements zur Wassertemperatur noch wenige Studien und Erfahrungen vorhanden. Von einzelnen Studien, die sich mit der Untersuchung von Ausleitungskraftwerken befassen, ist bekannt, dass es im Zuge der Ausleitung zu einer schnelleren Erwärmung der Gewässer kommen kann (Sinokrot & Gulliver, 2000; Meier et al., 2003; Žganec, 2012). Bekannt ist auch, dass zum Beispiel an großen Staudämmen das Temperaturmuster beeinflusst wird, indem kaltes Wasser aus den tiefen Stauseen abgelassen wird. Kleinere Staudämme und Ableitungen können zu einem Anstieg der Temperaturen flussabwärts führen, indem sie warmes Wasser direkt von der Oberfläche des Stausees ablassen. Übergeordnet kann festgehalten werden, dass die thermischen Auswirkungen durch Staudämme von der Lage des Staudamms, der Betriebsweise des Staudamms und den ökologischen und geomorphologischen Gegebenheiten abhängen (Olden & Naiman, 2010). Die Effekte der Temperaturveränderungen können sich je nach Wärmeaustausch mit der Atmosphäre, den Zuflüssen von Wasser und Grundwasserzufuhr sowie dem Wasserabfluss der

Dämme über vergleichsweise kurze oder sogar sehr lange Strecken flussabwärts erstrecken.

Auch im Kontext von Beschattung und Wassertemperatur mehren sich erst langsam die Studien und Erkenntnisse. Generell kann nach heutigem Stand des Wissens festgehalten werden, dass die Beschattung durch Ufervegetation einen deutlichen Einfluss auf die Fließgewässertemperatur ausüben kann, wobei beispielsweise in der Studie von O'Brian et al. (2017; siehe auch Wondzell et al., 2018) die mittlere maximale Sommertemperatur an Standorten mit stärkerer Beschattung reduziert war. Ufergehölze werden demnach vielfach als wichtige Strategie zur Anpassung an den Klimawandel und zur Eindämmung der Fließgewässertemperatur vorgeschlagen, da sie die Erwärmung mäßigen, indem sie die Sonnenstrahlung abfangen. Aspekte des hydromorphologischen Zustands der Fließgewässer können jedoch das tatsächliche Temperaturregime eines Flusses beeinflussen, und diese Elemente können mit dem Bewuchs der Uferbäume interagieren. O'Brian et al. (2020) beschreiben, dass mit zunehmenden Baumbewuchs eine ausgeprägte kühlende Wirkung auf die Wassertemperatur in hydromorphologisch beeinträchtigten Gebieten festzustellen ist, jedoch dass die Temperaturen an flussmorphologisch intakten Standorten in der Regel immer noch niedriger sind, unabhängig vom Ausmaß des Baumbewuchses. Dieses Ergebnis deutet auf einen hydromorphologischen Schwellenwert hin, bei dem die Wirksamkeit von Ufergehölzen als Mittel zur Temperaturkontrolle nachlässt und legt nahe, dass unberührtere Gewässer aufgrund ihrer thermischen Pufferkapazität eine größere Widerstandsfähigkeit gegenüber den prognostizierten Temperaturschwankungen im Zusammenhang mit einer Klimaerwärmung aufweisen werden. Geomorphologische Eigenschaften, die mit der natürlichen Ausgestaltung des Flusslaufs in Verbindung stehen, tragen dazu bei, niedrigere Temperaturen aufrechtzuerhalten und thermische Stabilität zu gewährleisten, indem sie den Austausch von Strömungen zwischen der Wasseroberfläche und dem Grundwasser fördern (vgl. O'Brian et al., 2020). Im Zuge von Begradigungen kommt es zu einer Monotonisierung der Flusssohle und damit zu einem Verlust an Interaktion zwischen Grundwasserkörper und fließender Welle. Hinzu kommt auch oftmals eine Verschlechterung der Substratqualität in Richtung eines hohen Anteils an Feinsedimenten, was dazu führt, dass die Zwischenräume verstopfen und der Austausch zwischen Wasseroberfläche und Grundwasser eingeschränkt wird.

4. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt an der Pielach zwischen der Ortschaft Pielachleitenggend und der Mündung in der Donau. Es erstreckt sich somit vom Übergang des Epi- zum Metarhithrals bis ins Epipotamal und umfasst mit Ausnahme der obersten Flusskilometer den gesamten Flusslauf. Wie in Abbildung 1 zu erkennen ist, entwässert die Pielach einen Teil des nördlichen Alpenhauptkamms, bevor sie in die Niederungen des zentralen Mittelgebirges eindringt und flussab von Melk in die Donau mündet.

Die Erhebung von Wassertemperaturdaten erfolgte entlang dieses Gebietes, wobei auch die wichtigsten Zubringer mit Messsonden einbezogen wurden (siehe Abbildung 4). Für den Vergleich fischökologischer Daten wurden Befischungstrecken zwischen Warth (Metarhithral) und der Neubacher Au einbezogen (siehe Tabelle 1). Die hier vorgenommenen Analysen decken die Betrachtung von drei Fischregionen ab, wobei die fischökologische Standardleitbilder der Kalkhoch- und Voralpen und des bayrisch-österreichischen Alpenvorlands und Flysch anzuwenden sind. Die derzeitige im nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) getroffene Einteilung der Fischregionen, wie auch die Leitbilder selbst, sind aus fachlicher Sicht jedoch zu hinterfragen bzw. aus Sicht der Autoren zu adaptieren (siehe Pletterbauer et al., 2015).

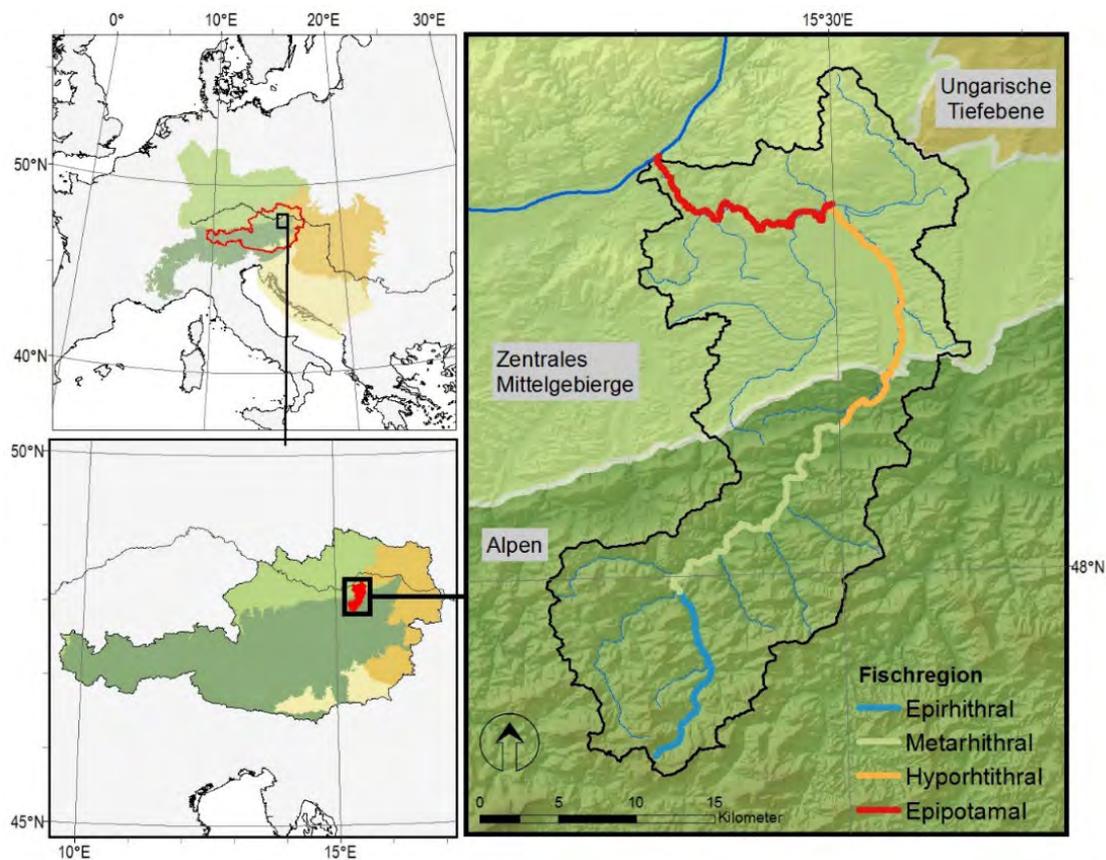


Abbildung 1: Lage der Pielach sowie der Fischregionen entlang des Flusslaufes.

5. Methodik

Teil 1 - Fischökologische Untersuchungen

Entwicklung des Fischbestandes in der Pielach

In Anlehnung an das vorangegangene Projekt zur Temperaturentwicklung an der Pielach in den Jahren 2013/14 (Pletterbauer et al., 2015) umfasst das Gebiet vorliegender Arbeit den Großteil des Pielach-Flusslaufes. In Summe sind für Vergleichszwecke Daten von neun Befischungsstrecken aus den letzten Jahren verfügbar, die einerseits aus existierenden Datensätzen der letzten zwei Jahre bestehen, sowie aus eigens im Herbst 2022 bei Völlerndorf erhobenen Daten. Eine Intention der vorliegenden Studie war, die an der Pielach existierende Datenreihe zur Bestandsentwicklung bzw. Fischzönose fortzusetzen (vgl. Bestandserhebung 2013 und Gegenüberstellung mit älteren Daten in Pletterbauer et al., 2015) und demgemäß ehestmöglich Befischungsdaten aus den gleichen Bereichen gegenüberzustellen. Nicht von allen Stellen liegen jedoch aktuelle Daten vor, wie Tabelle 1 zu entnehmen ist: Die Entwicklungen in der Strecke Pielachleitenggend, im Oberlauf, sowie in der Strecke Neuhofen, im Unterlauf, können nicht abgebildet werden. In den Strecken Warth, Kremnitzbachmündung und Neubacher Au liegen Daten aus 2013 (Pletterbauer et al., 2015) nahegelegenen Bereichen vor. 2020 wurde knapp flussauf der im 13er Jahr befischten Strecke Warth beprobt. Für die Strecke Kremnitzbachmündung können zum Vergleich die beiden nahe aneinander und leicht flussauf gelegenen Strecken Prinzersdorf (naturnah bzw. reguliert) herangezogen werden, wenngleich die Vergleichbarkeit mit Strecke 9 aufgrund des dort einmündenden Kremnitzbaches jedenfalls limitiert ist. In der Neubacher Au wurde im Vergleich zu 2013 2020 geringfügig flussauf versetzt beprobt. Die Lage der Strecke Völlerndorf ist 2022 mit jener 2013 ident.

Weitere Datensätze der vergangenen zwei Jahre umfassen den Bereich zwischen Warth und Völlerndorf, mit den Strecken Rabenstein, Mainburg und Hofstetten. Die ersten beiden Strecken wurden im Rahmen des GE-RM Pielach erfasst (Derntl et al., 2021); Eberstaller et al. (2021) haben eine Befischung im Zuge eines Hochwassersanierungsprojektes durchgeführt, dem ein Prämonitoring voran gegangen ist (Eberstaller et al., 2017), dessen Daten hier aber nicht einbezogen werden.

Gemäß NGP (Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan) liegt Strecke 1 (Pielachleitenggend) im Epirhithral. Strecke 2 befindet sich in der Nähe der Ortschaft Warth und ist bereits dem Metarhithral zuzuordnen, wie auch die Strecken Rabenstein und Mainburg. Strecke 5 liegt am Übergang vom Metarhithral ins Hyporhithral, das bis Strecke 8 (Kremnitzbachmündung) reicht, wo der Übergang zum Epipotamal verortet wird, in dem die darunter liegenden Strecken 9 bis 11 liegen.

Alle Strecken der Erhebung 2013 sind Vollwasserstrecken, ebenso die Strecken Mainburg, Hofstetten und Spielberg. Rabenstein, die beiden Strecken bei Prinzersdorf sowie Spielberg Restwasser sind Restwasserstrecken.

Tabelle 1: Im Rahmen des vorliegenden Projektberichts einbezogene fischökologische Datensätze. Völlerndorf 2022 wurde im Zuge dieses Projekts befischt. Blau hinterlegt sind jene Strecken, die im Rahmen der letzten Temperaturstudie (Pletterbauer et al., 2015) bearbeitet wurden. Die Reihenfolge der Befischungsstrecken folgt der Fließrichtung der Pielach.

ID	Streckename	Biozönot. Region*	1999	2000	2013	2020	2021	2022
1	Pielachleitengegend	Epirhithral		● ²	● ³			
2	Warth	Metarhithral			● ³	● ⁴		
3	Rabenstein	Metharhtihral				● ⁴		
4	Mainburg	Metharhtihral				● ⁴		
5	Hofstetten	Metarhithral/Hyporhithral					● ⁵	
6	Völlerndorf	Hyporhithral		● ²	● ³			●
7	Prinzersdorf naturnah Prinzersdorf reguliert	Hyporhithral				● ⁴		
8	Kremnitzbachmündung	Hyporhithral/Epipotamal			● ³			
9	Neuhofen	Epipotamal	● ¹		● ³			
10	Neubacher Au	Epipotamal	● ¹		● ³	● ⁴		
11	Spielberg	Epipotamal				● ⁴		
12	Spielberg Restwasser	Epipotamal				● ⁴		

* Gemäß Standardleitbild (NGP). Anm.: Pletterbauer et al., 2015 empfehlen ein adaptiertes Leitbild.

¹ Zobl, 2001

² Unfer & Jungwirth, 2005

³ Pletterbauer et al., 2015

⁴ Derntl et al., 2021 (GE-RM Pielach)

⁵ Eberstaller et al., 2021 (Hochwasserschutzprojekt)

Fischbestandserhebung Strecke Völlerndorf

Da in den bestehenden Datensätzen der Abschnitt bei Völlerndorf nicht durch rezente Daten abgedeckt werden konnte, erfolgt in diesem Abschnitt eine Beprobung durch die Universität für Bodenkultur Wien. Die Strecke Völlerndorf befindet sich in der Fischbioregion „Bayrisch - Österreichisches Alpenvorland und Flysch“. Beprobt wurde auf einer Länge von 185 m flussab der Straßenbrücke am Ortsrand von Völlerndorf (Abbildung 3). Die mittlere befischte Breite liegt bei rund 18 m und erforderte den Einsatz von fünf Polstangen. Der beprobte Abschnitt war ident zu jenem aus dem Jahr 2013.

Die begradigten Uferlinien gewinnen durch die angrenzende Vegetation an Heterogenität. Es gibt Bereiche unterspülter Ufer bzw. Wurzelstöcke und krautige Vegetation, wo Sichtschutz geboten wird. Ältere Baumbestände an der Uferlinie sorgen teilweise für Beschattung. Das Strömungsbild ist insgesamt beruhigt; einzelne Buchten sorgen für leichte Kehrströmungen. Am oberen Ende des befischten Abschnitts befinden sich zwei kleinere Kolke. Das Substrat wird von feinen Korngrößen (Grobkies, Kies, Sand) dominiert.

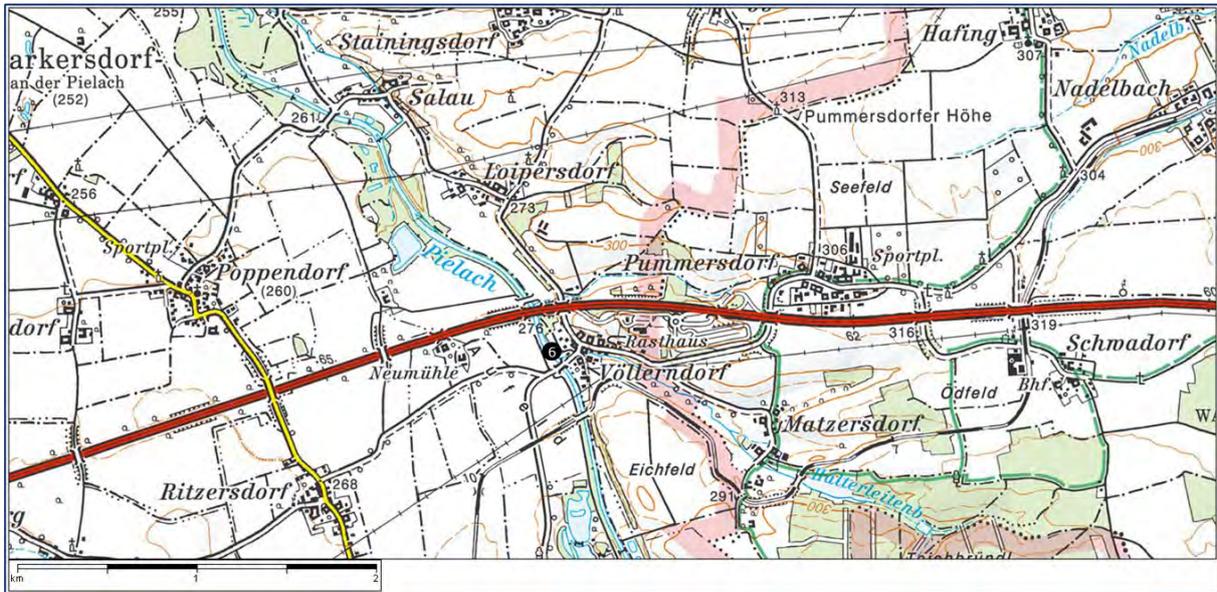


Abbildung 2: Lage der Befischungsstrecke 3 Völlerndorf. [Kartengrundlage: ÖK 50, Quelle: BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen]. WP1: 48,176375 N und 15,546717 E WP2: 48,17497135 N und 15,54796574 E



Abbildung 3: Fotos der Strecke 6 – Völlerndorf.

Bei der Elektrobefischung und der darauf aufbauenden Datenauswertung kommt aufgrund der Beprobung mit zwei Durchgängen die Methode von Seber und Le Cren (1967) zur Bestandsberechnung zur Anwendung.

Vor der Befischung wurde die Untersuchungsstrecke am flussaufwärts gelegenen Ende mit Hilfe eines feinmaschigen Netzes abgesperrt. Die Absperrung verhindert ein Entkommen von Fischen aus der Untersuchungsstrecke in flussaufwärts liegende Bereiche. Im Anschluss an die Errichtung der Absperrung wurde einige Zeit gewartet, bevor die Strecke in zwei Durchgängen befischt wurde, wobei auf gleichbleibende Befischungsdauer und -intensität geachtet wurde.

Die Befischung wurde mit fünf Rückenaggregaten (Leistung: 1,5 kW) und fünf Polstangen- sowie vier Kescherführern durchgeführt. Zusammen mit den Kübelträgern bestand das Befischungsteam aus 13 Personen. Die Polführer hatten darauf zu achten, dass das elektrische Feld immer die gesamte Flussbreite abdeckt. Bei der Befischung wateten alle Polführer auf gleicher Höhe flussauf. Die gefangenen Fische wurden entsprechend der abfolgenden Durchgänge (Runs) in getrennten Behältern gehältert. Im

Anschluss wurden die Fische vermessen und für jeden Durchgang getrennt protokolliert. Von besonders häufigen Fischarten wurde lediglich eine repräsentative Stichprobe vermessen und die verbleibenden Individuen nur mehr gezählt. Abschließend wurden alle Fische in die Strecke rückgesetzt.

Teil 2 – Wassertemperatur

Um den Verlauf der Wassertemperaturen sowie den Einfluss von Ausleitungsstrecken an der Pielach darstellen zu können, wurden die Wassertemperaturen für folgende Bereiche erfasst:

- (1) im Längsverlauf und in den Zubringern der Pielach,
- (2) in Restwasser- und Ausleitungsstrecken bei Ober-Grafendorf und Prinzersdorf sowie
- (3) in ausgewählten Kolken, die als potentielle Einstände für Huchen während Hitzeperioden dienen

Die Messung der Wassertemperaturen erfolgte mit dem Temperatur-Mess-Paket Te.M.P², in dem iButton-Logger der Firma Maxim Integrated (DS1922L) als Temperatursensoren zum Einsatz kommen. Diese Logger ermöglichen eine lückenlose Messung und Speicherung der Umgebungstemperatur mit einer Genauigkeit von 0,0625°C über einen längeren Zeitraum. Die Aufzeichnung erfolgte in einem stündlichen Intervall. Die Logger-Konfiguration erlaubte die Aufzeichnung über einen Zeitraum von etwa 150 Tagen. Die Temperaturlogger, die die Größe und Form einer Knopfzellenbatterie aufweisen, werden in eine ovale Aluminiumkapsel (etwa 8 cm Länge und 3,5 cm Durchmesser) wasserdicht eingeschlossen. Diese Kapsel weist an den Enden eine Lochbohrung auf, die eine Befestigung mittels Seils oder Kabelbinder an einer Verankerung ermöglicht.

Insgesamt kamen 45 Kapseln mit Loggern, kurz Sonden genannt, zum Einsatz, mit denen die Wassertemperaturen im Längsverlauf der Pielach und ihren Zubringern, in Restwasser- und Ausleitungsstrecken, sowie in fünf ausgewählten Kolken erfasst wurden. In Tabelle 2 ist die Anzahl der Logger aufgeteilt nach deren Aufzeichnungsfunktion dargestellt. Die Sonden wurden nach Möglichkeit in einer Wassertiefe von etwa 40 cm an einer strömenden Stelle mit Hilfe eines Stahlnagels, der eingeschlagen wurde, nahe der Gewässersohle fixiert. Die Sonden zur Erfassung der Kolke wurden nach Möglichkeit an die tiefste Stelle des Kolkes positioniert. Die Positionierung der Sonden war darauf ausgelegt, die Wassertemperaturentwicklung repräsentativ für den Gewässerabschnitt zu erfassen.

Der longitudinale Temperaturverlauf wurde auf einer Strecke von 59 km mit insgesamt 6 Sonden aufgezeichnet und deckt die Pielach von Pielachleitengegend oberhalb der Nattersbachmündung bis unterhalb Spielberg ab. Vier dieser Sonden erfüllten eine Doppelfunktion: drei konnten auch als Vollwasser-Referenztemperatur zur Erfassung des

² Siehe: <https://www.blattfisch.at/temp.html>

thermalen Regimes der Ausleitungsstrecken, eine als Referenztemperatur für die Messung der Wassertemperaturen in einem Kolk herangezogen werden.

Fünf Sonden wurden in ausgewählten Kolken ausgebracht, um deren Wassertemperatur in der Tiefe also an der Sohle zu messen. Die Sonden wurden an einer Waschbetonplatte (50*50*5 cm L/B/D) per Lochbohrung befestigt und versenkt. Zu jeder der fünf Kolkmessungen wurde eine zusätzliche Sonde zur Messung der Referenztemperatur an der Wasseroberfläche mittels Stahlnagel in Sohlnähe befestigt.

Zehn Sonden befanden sich in ausgewählten Zubringern der Pielach. Dabei wurden einerseits die relevantesten Zubringer im Längsverlauf (Nattersbach, Kremnitzbach, Sierning), und andererseits Zubringer im Bereich der untersuchten Restwasserstrecken erfasst, um den möglichen Einfluss der Zubringer berücksichtigen zu können. An dieser Stelle ist bereits anzumerken, dass die Zubringer im Bereich der untersuchten Restwasserstrecken über äußerst geringe Abflüsse verfügen. Lediglich der Nattersbach, der Kremnitzbach sowie die Sierning verfügen über eine (im Verhältnis zur Pielach) nennenswerten Wasserspende.

Zusätzlich zum longitudinalen Temperaturverlauf der Pielach, den Zubringern und Kolken wurde die Wassertemperatur in den Restwasserstrecken bei Ober-Grafendorf (OGD) und Prinzersdorf (PD) mit insgesamt 20 Sonden aufgezeichnet. Berücksichtigt wurde auch die dazwischen liegende Vollwasserstrecke. Das Messschema war in beiden Fällen gleich aufgebaut: Ausgehend von einer Sonde am flussauf gelegenen Ende der Ausleitungsstrecke, in der die Messung der Wassertemperatur des Vollwassers erfolgte, wurden in der Ausleitungs- und Restwasserstrecke in möglichst gleichen Längenabständen jeweils weitere Sonden ausgebracht, um die Temperaturentwicklung an mehreren Positionen im Verlauf von Ausleitung und Restwasser zu erfassen. Am flussab gelegenen Ende der Strecken wurde dann eine Sonde unterhalb des Zusammenflusses von Restwasser und Ausleitung zur Messung der Vollwassertemperatur eingebracht.

Die Strukturelle Ausstattung der Restwasserstrecken wird im Kapitel Ufervegetation und Hydromorphologie eingehender beschrieben. Am Standort OGD befanden sich sechs Sonden in der Ausleitungsstrecke und fünf Sonden entlang der Restwasserstrecke. Am Standort Prinzersdorf haben vier Sonden die Wassertemperatur in der Ausleitungsstrecke gemessen, wobei sich eine Sonde bereits im Zusammenfluss von Ausleitungsstrecke und dem Zubringer Kremnitzbach befand. Drei Sonden haben in der Restwasserstrecke bei Prinzersdorf die Temperatur aufgezeichnet. Als Ergänzung zur Restwasserstrecke OGD wurden in der kurzen Restwasserstrecke bei Weinburg drei zusätzliche Logger (Vollwasser, Restwasser, Ausleitung) eingebracht, da die Entnahme für die Ausleitungsstrecke OGD innerhalb der Ausleitungsstrecke Weinburg erfolgt.

Die Position aller Sonden wurde per GPS räumlich erfasst und anschließend in einem Geoinformationssystem (GIS) digital erfasst, woraus ein Geodatensatz als Punktlayer resultierte, der die räumliche Lage der Sonden wiedergibt und gemeinsam mit anderen

räumlichen Informationen verschnitten werden kann. Jedem Sonden-Punkt wurde eine eindeutige Identifikationsnummer zugewiesen.

Eine Übersicht aller Sonden-Standorte ist in Abbildung 4 dargestellt. In Summe kamen 45 einzelne Sonden entlang der Pielach und in den Zubringern zum Einsatz. Die Sonden zur Messung der Temperatur im Längsverlaufs wurden bis Ende April 2022 ausgebracht, um den Aufzeichnungszeitraum 1.5. bis 31.8. jedenfalls abzudecken. In den Analysen wird ein Schwerpunkt auf die Monate Juni, Juli, August gelegt. Die restlichen Sonden wurden bis zum 15.5.2022 ausgebracht, um den Aufzeichnungszeitraum 1.6.-31.8. und somit die drei Sommermonate Juni/Juli/August jedenfalls abzudecken. In den Analysen wurden insbesondere Phasen mit hohen Wassertemperaturen herangezogen und dargestellt, da diese als ökologisch besonders relevant erachtet werden.

Tabelle 2: Übersicht über die ausgebrachten Sonden und deren Funktion. (Anmerkung: Aufgrund von Doppelfunktionen einiger Sonden übersteigt die Summe der aufgelisteten Sonden die Anzahl der 45 ausgebrachten Sonden).

Sonden-Typ	Summe
Longitudinal	6
Kolk	10
Zubringer	10
Restwasser Ober-Grafendorf (OGD) & Weinburg (WB)	12
Restwasser Prinzersdorf (PD)	9

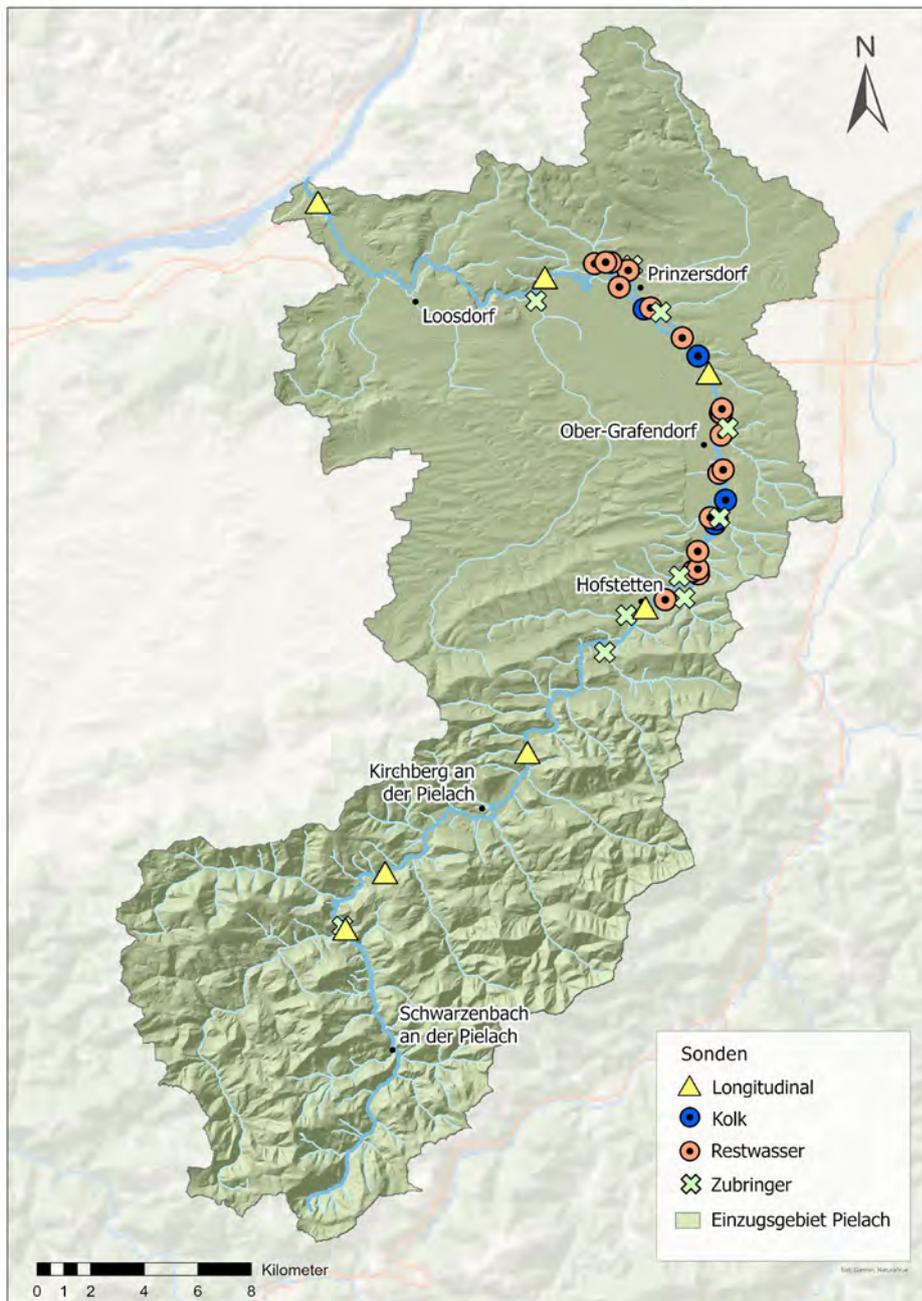


Abbildung 4: Übersicht über die Standorte der Wassertemperatursonden im Einzugsgebiet der Pielach

Teil 3 - Ufervegetation und Hydromorphologie

Die Ufervegetation sowie hydromorphologische Eigenschaften wurden in den zwei größten Ausleitungsstrecken bei Ober-Grafendorf und Prinzersdorf für den Restwasser führenden Hauptfluss sowie das Ausleitungsgerinne kartiert (Abbildung 5). Ziel der Aufnahmen war, einen Datengrundlage zu schaffen, um die Relevanz der Ufervegetation und somit der Beschattung sowie auch den Effekt der Gewässermorphologie für die Wassertemperaturentwicklung in Ausleitungs- und Restwasserstrecken vergleichen zu können.

- Die Ausleitungsstrecke bei Ober-Grafendorf beginnt beim Weinburger Wehr (48,113801 N/15,539777 O) und endet unterhalb von Ober-Grafendorf (48,161257 N/15,553865 O). Der Ausleitungskanal hat eine Länge von 6,4 km und wird zusätzlich durch den Zubringer Dietmannsdorfergraben gespeist. Die Restwasserstrecke weist eine Länge von 6,3 km auf. Folgende vier Zubringer münden in diese Strecke ein: Tannenbach, Pielachhofgraben, Grubbach, Krickelbach.
- Das Wasser der Ausleitungsstrecke Prinzersdorf wird über das Salauer Wehr (48,186457 N/15,534816 O) ausgeleitet und nach dem Zusammenfluss mit dem Kremnitzbach in die Pielach flussab von Prinzersdorf rückgeleitet (48,2131 N/15,498145 O). Der Ausleitungskanal hat eine Länge von 4,7 km. Die Restwasserstrecke weist eine Länge von 4,9 km auf und wird von den beiden Zubringern Weitendorfer Bach und Kremnitzbach gespeist.

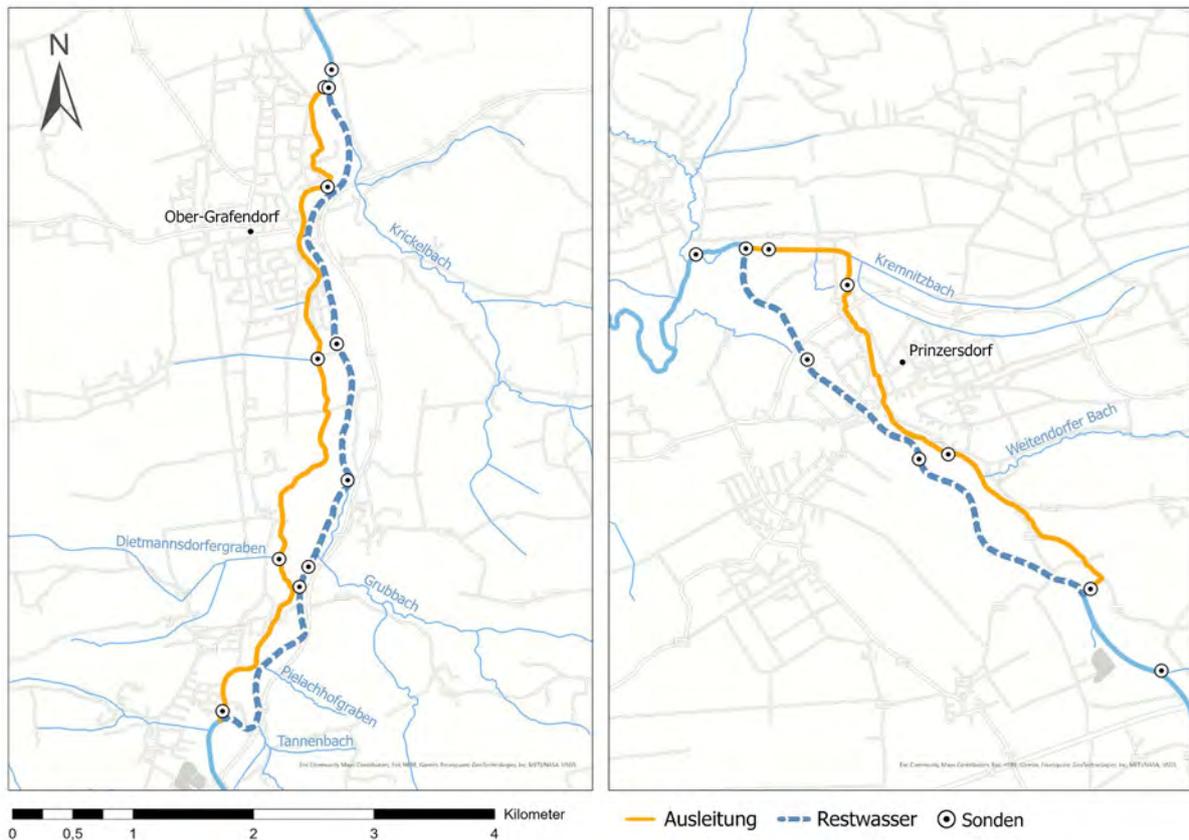


Abbildung 5: Lage der Ausleitungsstrecken in Ober-Grafendorf (links) und Prinzersdorf (rechts). Abgebildet ist in Orange der Ausleitungskanal und in gestricheltem Blau die Restwasserstrecke entlang der Pielach. Die Kreissymbole zeigen die Lage der ausgebrachten Sonden zur Erfassung der Wassertemperaturen in den Strecken und die daraus resultierenden Abschnitte, die jeweils zwischen zwei Sonden liegen. In Abbildung 24 ist eine detaillierte Darstellung der Abschnitte zu finden.

Für die Kartierung der vegetationsbezogenen und hydromorphologischen Merkmale wurden homogene Gewässerabschnitte auf Basis von Gewässerbreite, Fließrichtung, dominierende Mesohabitate, Wuchshöhe und Vegetationsdichte der Ufervegetation abgegrenzt. Änderte sich eines dieser Merkmale für eine Strecke von 30 m oder mehr, so wurde ein neuer Abschnitt gebildet. Am Start- und Endpunkt eines Abschnittes wurden jeweils die GPS-Koordinaten aufgezeichnet und eine individuelle Abschnittsnummer vergeben. Die gesamten Gewässerabschnitte wurden für die Kartierung wadend im Wasser bzw. entlang des Ufers begangen.

Im Zuge der Vegetationskartierung wurden Entwicklungsalter, Höhe der Böschungskante, Wuchshöhe, Vegetationsdichte und Überhang der Ufervegetation separat für beide Uferseiten erfasst. Der Überhang gibt an, wie weit die Vegetation in den Fluss hineinragt. Gemessen wurde dabei von der Wasseranschlagslinie weg. Die Klassen der Vegetationsmerkmale wurden nach der fünfstufigen Klasseneinteilung von *Braun-Blanquet (1964)* sowie an den vorgegebenen Definitionen der Bestandesschlussklassen nach der Instruktion für die Feldarbeit der Österreichischen Waldinventur 2007-2009 (Bundesforschungszentrum für Wald) festgelegt und an die Gewässerdimensionen adaptiert. In Tabelle 4 sind alle Vegetationsparameter sowie die verwendeten Klassen dargestellt, anhand derer kartiert wurde. Tabelle 3: Kartierungsklassen der

Vegetationsmerkmale, die getrennt an beiden Ufern der Restwasser- und Ausleitungsstrecken erfasst wurden.

Vegetation		
Parameter	Kategorien	Anmerkung
Entwicklungsalter	S = Sukzession; A = Alt	Sukzession: Falls Gehölz entnommen wurde
Höhe der Böschungskante [m]	I: 0; II: -2; III: -4; IV: -6; V: >6	
Wuchshöhe [m]	I: 0; II: -2; III: -5; IV: -10; V: -15; VI: -20; VII: >20	inkl. Böschungs-OK
Vegetationsdichte in %	I: 0-5; II: 6-25; III: 26 - 50; IV: 51-75; V: 76 - 100	Vegetationsdichte
Überhang [m]	I: 0; II: -1; III: -2; IV: -4; V: -6; VI: >6	Überhang ab Benetzungskante

Tabelle 4: Kartierungsklassen der hydromorphologischen Merkmale

Hydromorphologie		
Parameter	Kategorien	Anmerkung
Gewässerbreite	I: <5; II: -10; III: -15; IV: -20; V: >20	Benetzte Breite
Fließgeschwindigkeit	L = stehend/langsam fließend; S = schnell fließend; R = reißend	
Durchschnittliche Tiefe [m]	I: -0,2; II: -0,4; III: -0,6; IV: -1; V: >1	durchschnittliche Tiefe des Abschnitts
Maximale Tiefe [m]		maximale Tiefe des Abschnitts
Fließrichtung	N: Nord, O: Ost, S: Süd, W: West	über Himmelsrichtung aus Karte, vor Feldarbeit erhoben
Dominierende Mesohabitate	Ht = Heterogen; dominierendes MS: F = Furt, R = Rinner, K = Kolk; Ho = Homogen	dominierende Mesohabitate entweder heterogen oder ein dominierendes (>80 %)
Uferbefestigung	B = Buhnen, BL = Blockwurf, W = Wehr, S = Schwelle	

Folgende hydromorphologische Merkmale wurden für Abschnitte erfasst: Gewässerbreite, Fließgeschwindigkeit (an der Oberfläche), durchschnittliche und maximale Gewässertiefe, Fließrichtung, dominierende Mesohabitate und Uferbefestigung. Die detaillierten Parameter und ihre Kategorien der hydromorphologischen Kartierung können Tabelle 4 entnommen werden.

Zur Charakterisierung der Beschattungssituation wurde pro Abschnitt weiters eine Sonnenkompassaufnahme durchgeführt (weitere Details siehe folgendes Kapitel

Sonnenkompass). Dazu wurde an einer auf die Vegetationsmerkmale bezogen repräsentativen Position im kartierten Abschnitt eine Sonnenkompassaufnahme durchgeführt und dem Abschnitt zugeordnet.

Erhebung der Beschattung mittels Sonnenkompass

Zur Ermittlung jährlicher sowie monatlicher Sonnenstunden (und im Umkehrschluss zur Erfassung der Beschattungssituation) an Standorten kann ein Sonnenkompass, auch Horizontoskop genannt, eingesetzt werden (Abbildung 6, links). Dieser zeigt an, zu welchen Tagesstunden Sonnenstrahlen ungehindert an der erfassten Stelle auftreffen, beziehungsweise wie groß die Schattenwirkung durch die Umgebung (z.B. durch Ufervegetation) an dieser Stelle ist.

Die Sonnen- und Schattenstunden können vom Sonnenkompass für das Jahr, für jeden Monat oder auch einzelne Perioden im Tagesverlauf separat abgelesen werden. Die Auswertung der Sonnenkompassaufnahme erlaubt die Berechnung von potentiellen Sonnenstunden, da die unmittelbaren Witterungsverhältnisse (wie zum Bespiele Bewölkung) nicht dargestellt werden.

Der Sonnenkompass besteht aus einer runden Aluminiumscheibe mit Durchmesser von 12 cm auf der eine durchsichtige Plexiglaskuppel angebracht ist (Abbildung 6, links). Auf dieser Platte sind die Sonnenbahnen der Monate in Kreiseinteilungen als Linien versehen. Eine Nadel zeigt Norden an und eine Libelle die horizontale Ausrichtung bei der Messung. Es ist wichtig, dass ein Sonnenkompass für den richtigen Breitengrad verwendet wird, da sich die berechneten Datums- und Stundenlinien je nach Breitengrad ändern (Herzog Forsttechnik AG,o.J.). Der Sonnenkompass ist für die Winterzeit eingestellt.

Bei der Verwendung des Sonnenkompasses positioniert sich der Messnehmer Richtung Norden. Das Gerät wird waagrecht so nah wie möglich an die Wasseroberfläche gehalten. Anschließend wird die Oberfläche des Sonnenkompasses fotografiert, und das digitale Bild im Programm AutoCAD (Autodesk 2022) ausgewertet. Pro Abschnitt wurde eine Sonnenkompassauswertung durchgeführt.

Die Auswertung der Sonnenkompassaufnahmen erfolgte im ersten Schritt mit einer Übertragung des Bildes in eine digitale Form mittels einer eigens dafür erstellten Vorlage (Abbildung 6 rechts). Dafür werden die einzelnen Rasterfelder des Sonnenkompasses in drei Kategorien (Sonne/Halbschatten/Schatten) unterteilt und entsprechend auf die Vorlage übertragen. Die drei Kategorien sind: Sonne (volle Sonneneinstrahlung), Halbschatten (überwiegend Sonneneinstrahlung, wenig Schatten) und Schatten (wenig bis keine Sonneneinstrahlung) (Abbildung 6 rechts).

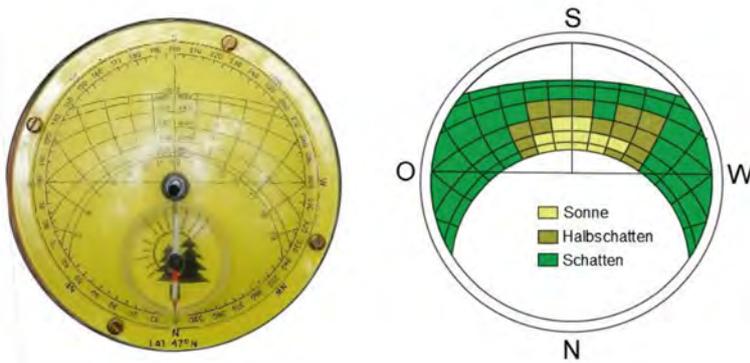


Abbildung 6: Darstellung eines Sonnenkompasses: links ist das Bild einer Sonnenkompass-Oberfläche zu sehen; rechts wird veranschaulicht, wie unterschiedliche Beschattungsintensitäten abgeleitet werden können.

Jedes der Rasterfelder entspricht einer Stunde zwischen 4:00 Uhr und 19:00 Uhr in dem jeweiligen Monat und wird als eine Einheit gezählt. Die Rasterfelder sind nach dem wechselnden Sonnenstand im Jahresverlauf angeordnet. Dementsprechend sind dem Dezember acht Einheiten und dem Juni 16 Einheiten zugeordnet. Da die 4 Monatspaare Januar – November, Februar – Oktober, März – September und April – August jeweils die gleiche Anzahl an potentiellen Sonnenscheinstunden pro Tag ausweisen, sind diese auf dem Sonnenkompass zusammengefasst. In Summe sind so 140 Felder und somit zu erfassende Einheiten für das gesamte Jahr vorhanden. Die Errechnung der Sonnenstunden pro Einheit erfolgt über nachstehende Methode:

Ein Jahr hat 365 Tage, durch 12 Monate geteilt ergibt das eine durchschnittliche Anzahl von 30,42 Tagen pro Monat. Da eine Einheit für eine Stunde pro Tag steht, welche täglich, (also für 30,42 Tage) gezählt wird, ergibt sich durch die Multiplikation mit den insgesamt 140 Einheiten eine maximale Anzahl von 4258,33 Sonnenstunden pro Jahr. Dieser Wert würde erreicht werden, wenn an dem gemessenen Standort keinerlei Beschattung zu keinem Sonnenstand vorhanden wäre. Für die Analysen wurden die potentiellen Sonnenstunden für die Monate Juni, Juli, August sowie für das gesamte Jahr berechnet, womit vier Werte vorliegen.

Vegetationskartierung

Für die Analyse mussten die Feldaufnahmen zunächst digitalisiert werden, was in einem geographischen Informationssystem (GIS) erfolgte. Grundlage dafür bildeten die GPS-Koordinaten der Start- und Endpunkte der Kartierungsabschnitte. Auf deren Basis konnten im GIS Abschnitte, d.h. Gewässer-Sektionen in Linienform, entlang der Restwasser- und Ausleitungsstrecke gebildet werden. Grundlage für die Linienform war das Österreichische Berichtgewässernetz aus dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan, in dem auch die Ausleitungsstrecken räumlich erfasst sind. Die Linien wurden mittels des GIS-Tools „Linie an Punkt teilen“ an den Start- bzw Endpunkten geteilt, was zur Abschnittsbildung führte. Diesen Abschnitten wurde schlussendlich die eindeutige Abschnittsnummer zugeteilt. Die detaillierten Kartierungsergebnisse zu den Einzelparametern der Ufervegetations- und Hydromorphologieaufnahmen wurden inklusive der Abschnittsnummer von den

Kartierungsbögen in eine digitale Kreuztabelle (csv-Tabelle) übertragen und anhand der Abschnittsnummer an die digitalen Abschnitte im GIS per „attribute join“ angefügt.

Das Ergebnis dieser Arbeitsprozesse ist ein sogenanntes Linien-Shapefile; ein Geodatensatz der Linien enthält, die den kartierten Abschnitten entsprechen und alle relevanten Informationen der Feldkartierung enthalten. Die Bearbeitung, Speicherung und Analyse der Daten erfolgte in der Geoinformationssoftware ArcGIS Version 10.7.1 (Esri, 2019) zum Einsatz.

Auswertung Vegetation, Beschattung und Wassertemperatur

Für eine gemeinsame Auswertung von Ufervegetations- (Beschattung) und Wassertemperaturdaten der Restwasser- und Ausleitungsstrecken wurden die Informationen zu den Kartierungsabschnitten und Sonden-Positionen im GIS kombiniert und miteinander verschnitten. Das heißt, es wurden beginnend bei der flussauf gelegenen Vollwasser-Sonde, die den Beginn von Restwasser bzw. Ausleitung darstellt, jeweils alle Kartierungsabschnitte, die sich zwischen zwei Sonden befinden, zu einer Sektion zusammengefasst und mit Hilfe von Feldstatistiken (Mittel-/Maximal-/Minimalwert innerhalb der Sektion) bilanziert. Das Ergebnis ist eine zusammenhängende Sektion, d.h. Gewässerabschnitt, der sich zwischen zwei Sonden befindet und alle Kartierungsergebnisse der Abschnitte in bilanzierter Form enthält.

Analyse hydromorphologischer Beeinträchtigungen

Zur Erfassung hydromorphologischer Beeinträchtigungen wurden die Daten aus dem aktuellen Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan, kurz NGP, des Jahres 2021 herangezogen. Der NGP stellt ein Instrument zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Österreich dar und erfasst sämtliche Oberflächengewässer hinsichtlich ihrer von Menschen verursachten Eingriffe hinsichtlich Morphologie, Querbauwerke, Ausleitung und Stauhaltungen. Die Erfassung dieser Daten erfolgt zentral im Ministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (BML) und wurde durch das Umweltbundesamt für die Projektarbeiten zur Verfügung gestellt.

Folgende Eingriffe im Fließgewässersystem der Pielach werden bilanziert: Morphologischer Zustand, Staue, Restwasser und Querbauwerke. Die Datenbearbeitung erfolgte in einem geografischen Informationssystem (GIS).

Statistische Analyse

Das Zusammenspiel der erhobenen hydromorphologischen Ausprägungen sowie der Vegetationsmerkmale und der Beschattung (ausgedrückt durch Sonnenstunden) auf die Temperaturentwicklung wurde mittels einer Entscheidungsbaumanalyse mit dem Softwarepaket R (R Core Team, 2023) analysiert. Als abhängige Größe wurde die Temperaturentwicklung herangezogen. Diese wurde in Form der Temperaturdifferenz (DeltaT) der täglichen Maximaltemperatur zwischen zwei Sonden, die direkt hintereinander in der Restwasser- oder Ausleitungsstrecke ausgebracht wurden, berechnet. Die absolute Temperaturdifferenz wurde anschließend über die

Abschnittslänge in Kilometer standardisiert, womit sich ein Erwärmungsfaktor pro Kilometer ergibt.

Die Regressionsbäume wurden mit dem R-Paket *rpart* (Therneau & Atkinson 2023) auf Basis der *anova* Aufteilungsregel erstellt. Aufgrund der Datenlage (eingeschränkter Stichprobenumfang durch die Anzahl der Abschnitte) ist die Analyse von eher explorativem Charakter.

6. Ergebnisse

Teil 1 - Fischökologische Untersuchungen

Fischbestand Völlerndorf

Artenverteilung

Die Artenverteilung in der Strecke Völlerndorf besteht aus zwölf Arten (Tabelle 5). Darunter befinden sich sechs der sieben Leitarten des nach Pletterbauer et al. (2015) adaptierten Leitbilds. Von sieben Begleitarten wurden fünf dokumentiert. Die drei als seltene Begleitarten eingestuftes Spezies wurden nicht nachgewiesen. Die fehlenden Leit- bzw. Begleitarten sind die Aalrutte sowie die Hasel und der Strömer.

Dominiert wird das Artenspektrum sehr klar von der Elritze mit 44% Anteil an der Gesamtartenverteilung. Zu erwähnen ist, dass vor allem wegen der Größe der Tiere nicht alle Individuen gefangen werden konnten. Gleiches gilt für die Arten Koppe (15%), Aitel (11%) und Bachschmerle (10%). Andere Arten wurden in vergleichsweise geringen Stückzahlen gefangen. So etwa die Nase oder der Gründling. Von der Barbe konnten 37 Individuen gefangen werden, womit sie sich mit 3% in der Artenverteilung niederschlägt. Die Leitarten Äsche, Bachforelle, Huchen, also alle im Leitbild relevanten Salmoniden, wurden in nur sehr geringer Stückzahl nachgewiesen, wobei dies für den Huchen nicht untypisch ist. Der Nachweis der Aalrutte gelang nicht. Andere relevante Arten, wie der Strömer und die Hasel (beide Begleitarten) konnten ebenfalls nicht dokumentiert werden. Als einzige gebietsfremde Art wurde die Regenbogenforelle mit einem Individuum nachgewiesen.

Tabelle 5: Fischökologisches Leitbild sowie adaptiertes Leitbild (*) nach Pletterbauer et al. (2015) sowie Realfang und Artenverteilung in Völlerndorf. Rot = Leitart; Orange = Begleitart; Gelb = seltene Begleitart.

Dt. Name	Wissensch. Name	Hyporhithral gr.	Hyporhithral gr.*	Anzahl [Ind.]	Anteil [%]
Aalrutte	<i>Lota lota</i>			-	-
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	b	b	122	11
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>			3	0,3
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>			15	1
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>			119	10
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	b	b	37	3
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>			502	44
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	s	s	-	-
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	b	b	13	1
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	b	b	-	-
Hecht	<i>Esox lucius</i>	s	s	-	-

Huchen	<i>Hucho hucho</i>	b	l	4	0,4
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	l	l	166	15
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	b	b	2	0,2
Neunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	s	s	-	-
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>			1	0,1
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	b	b	157	14
Strömer	<i>Telestes souffia</i>	b	b	-	-
Gesamt				1.141	100

Abundanz und Biomasse

Die Berechnung der Abundanz spiegelt die Ergebnisse der Artenverteilung wider. Die Fischdichte von insgesamt knapp 4.000 Ind./ha ist höher als jene im Jahr 2013 (rund 2.300 Ind./ha). Im langjährigen Vergleich, also unter Berücksichtigung der Daten des Jahres 2000, ist eine ähnliche Fischdichte wie 2013 zu beobachten und gleichzeitig ein wie schon 2013 beschriebener Rückgang der Fischdichte (vgl. Pletterbauer et al. 2015). Hier ist jedoch zu beachten, dass die Gesamtfischdichte nur bedingt schlechter geworden ist, denn auch 2000 wurden Bachschmerlen, Elritzen und auch Koppen in großen Dichten dokumentiert. Im Detail zeigt sich, dass es zu einer nachhaltigen Steigerung der Aitel dichte gekommen ist, was sich jedoch nicht in der Biomasse der Aitel widerspiegelt, die annähernd konstant über die Jahre ist. Einen signifikanten Rückgang hat die Äsche erlebt, die im Jahr 2000 noch einen zufriedenstellenden Bestand mit knapp 50 kg/ha aufwies. Aktuell sind nur mehr 12 kg/ha nachgewiesen worden. Die Barbe hat im Vergleich zu 2013 eine Erholung der Individuendichte erlebt, die Biomasse ist jedoch weiterhin niedrig (10 kg/ha) und deutlich unter dem Wert von 2000, was auf eine vor allem durch Jungfische dominierte Altersstruktur hinweist (siehe unten). Der Huchen hat seit 2013 keine nennenswerte Erholung erfahren und liegt weiterhin deutlich unter dem Niveau des Jahres 2000. Positiv zu erwähnen ist der Fang adulter Nasen, die sich mit geringer Individuendichte und 8 kg/ha im Bestand niederschlagen. Der Nachweis der Nase gelang im Jahr 2013 nicht. Insgesamt ist die Gesamtbiomasse der aktuellen Befischung (123 kg/ha) mit jener des Jahres 2013 sehr vergleichbar (109 kg/ha). Die nennenswerteste Veränderung ist durch den Nachweis der Nase gegeben.

Tabelle 6: Individuendichte und Biomasse in Völlerndorf (Hyporhithral gr.). Rot = Leitart; Orange = Begleitart; Gelb = seltene Begleitart.

Fischart	Ind./ha	kg/ha
Aitel	375	74
Äsche	12	2
Bachschmerle	432	2
Barbe	114	10
Bachforelle	192	23
Elritze	1.607	5
Gründling	64	1
Huchen	14	5
Koppe	554	4
Nase	6	8
Regenbogenforelle	3	<1
Schneider	489	2
Gesamt	3.862	136

Populationsstrukturen

Im Altersaufbau des Aitel sind alle Altersklassen vertreten (Abbildung 7). Jungfische des Jahres 2022 erscheinen unterrepräsentiert, was aber auf die Fischgrößen zwischen 30 und 80 mm zurückzuführen ist. Von diesen Tieren konnten noch deutlich mehr gesichtet werden. Der Populationsaufbau ist somit als intakt zu beschreiben. Anders verhält es sich bei der Barbe, von der primär nur Jungfische dokumentiert werden konnten (Abbildung 8). Die vier älteren Individuen weisen auf die deutlichen Defizite dieser Begleitart hin. Ähnlich verhält es sich auch mit den Arten Huchen, Äsche und Nase. Die vier gefangenen Huchen maßen 315, 315, 320 und 325 mm; die Äschen 225, 235 und 345 mm. Von der Nase wurden zwei adulte Individuen mit 495 und 510 mm nachgewiesen.

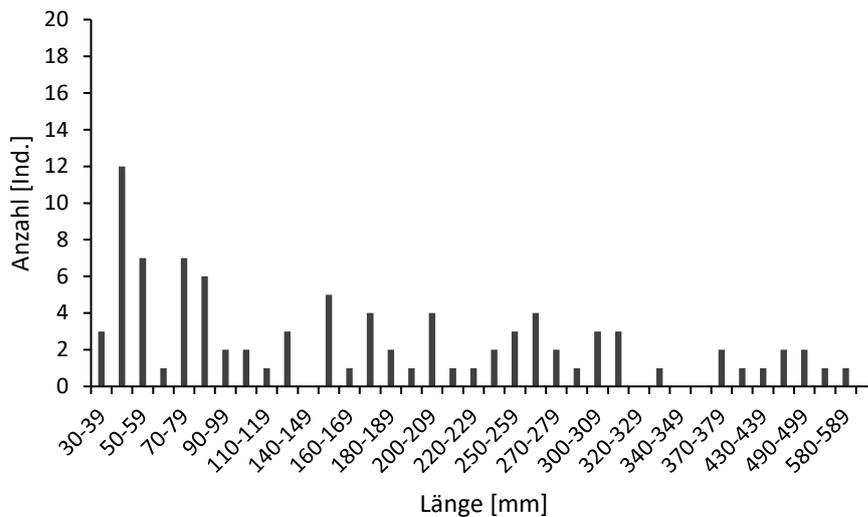


Abbildung 7: Längenfrequenzdiagramm der gefangenen Aitel (n = 92).

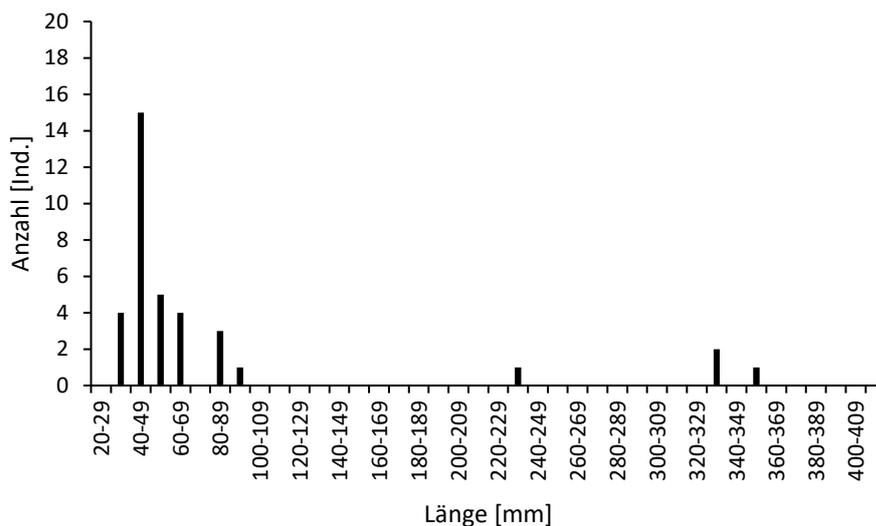


Abbildung 8: Längenfrequenzdiagramm der gefangenen Barbe (n = 36).

Für die Bachforelle konnte kein intakter Populationsaufbau nachgewiesen werden (Abbildung 9). Es wurde der Großteil des zu erwartenden Größenklassenspektrums

erfasst, aber lediglich einzelne Individuen jeder Altersklasse nachgewiesen. Anders ist es bei den meisten der Kleinfischarten, die in der Regel einen intakten Altersaufbau erkennen lassen können (Abbildung 10 bis Abbildung 11). Auffällig ist jedoch, dass Fische der Arten Bachschmerle, Elritze, Koppe und Schneider kaum größer als 10 cm werden. Beim Gründling (Abbildung 14) sind generell Defizite im Altersaufbau zu erkennen.

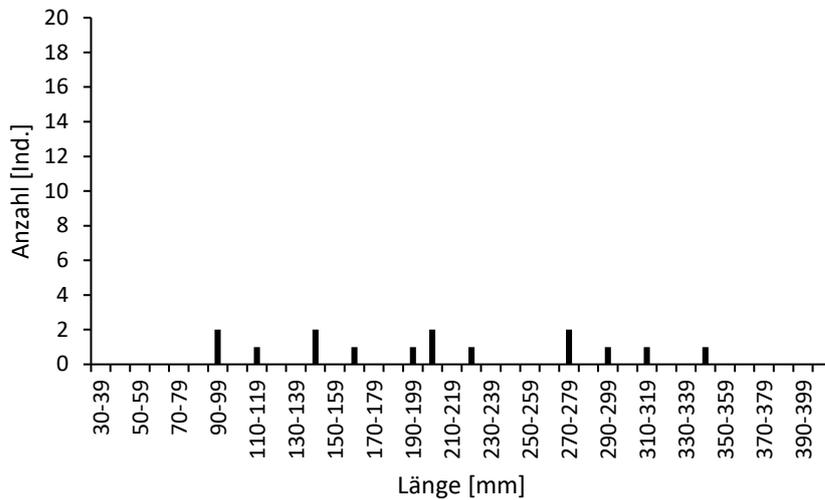


Abbildung 9: Längenfrequenzdiagramm der gefangenen Bachforelle (n = 15).

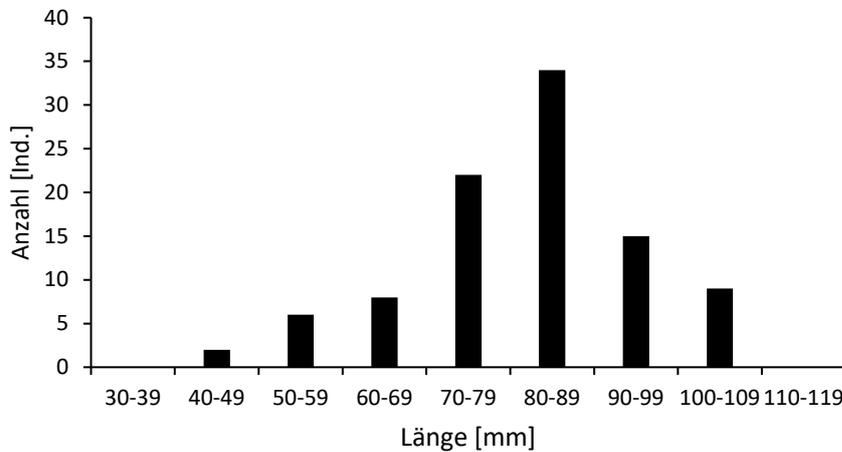


Abbildung 10: Längenfrequenzdiagramm der gefangenen Bachschmerle (n = 96).

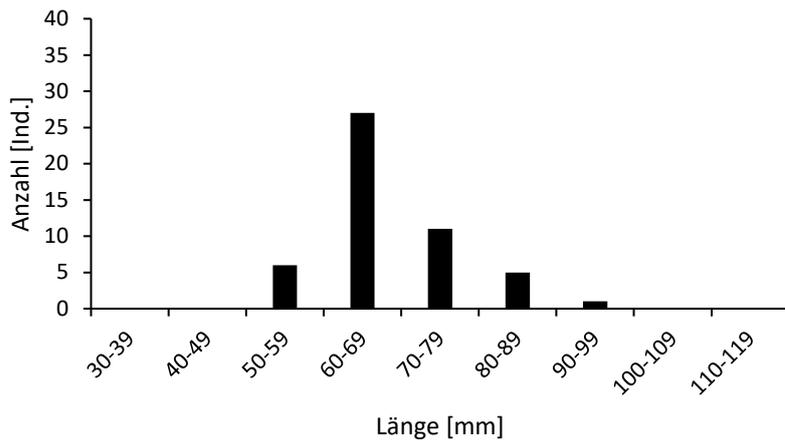


Abbildung 11: Längenfrequenzdiagramm der gefangenen Elritze (n = 55).

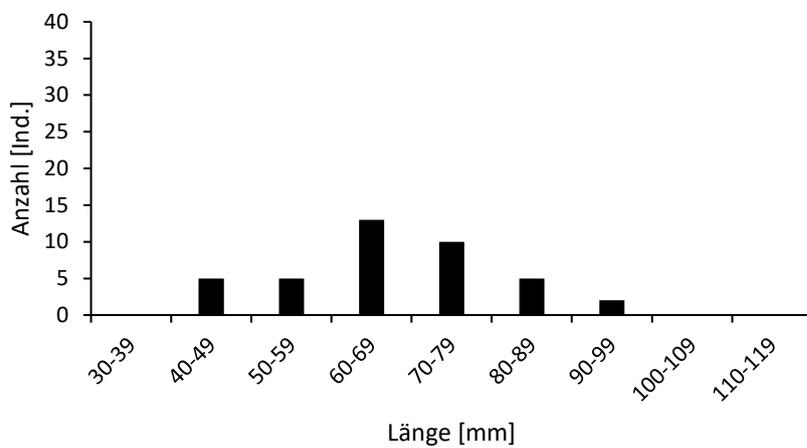


Abbildung 12: Längenfrequenzdiagramm der gefangenen Koppe (n = 40).

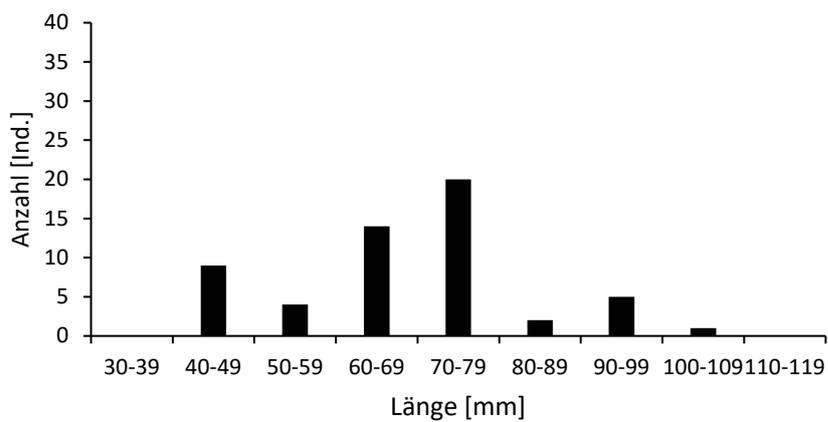


Abbildung 13: Längenfrequenzdiagramm der gefangenen Schneider (n = 55).

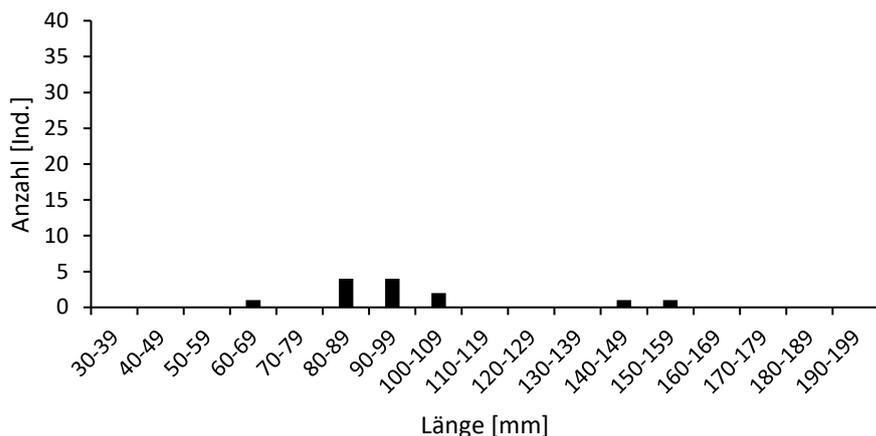


Abbildung 14: Längenfrequenzdiagramm der gefangenen Gründlinge (n = 13).

Fischökologische Zustandsbewertung

Die fischökologische Zustandsbewertung für die Strecke Völlerndorf ergibt bei der Gesamtbewertung mit einem Wert von 2,69 einen mäßigen ökologischen Zustand. Das Fehlen seltener Begleitarten und Begleitarten, als auch die mangelhafte Altersstruktur einzelner zentraler Arten dieser Region (Bachforelle, Äsche, Huchen, Nase) fallen bei der Bewertung negativ ins Gewicht. Berücksichtigt man den Vorschlag den Huchen als Leitart im Leitbild zu führen, so ergibt sich für die fischökologische Zustandsbewertung ein Wert von 2,80, was einer geringfügigen Verschlechterung aber ebenfalls dem mäßigen Zustand entspricht.

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			ko-Kriterium
	3862,0	136,5			ok
1. Artenzusammensetzung & Gilden					
	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					3,0
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	8	6	75	1	
Seltene Begleitarten	3	0	0	5	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	3	0	1	
Reproduktion	6	3	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					2,7
2. Dominanz					
	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,2	5,1	0,10	1	1,0
3. Altersstruktur					
	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	5	83	3,2	
Typische Begleitarten	8	5	63	3,5	
Altersstruktur					3,3
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,69

Entwicklung des Fischbestandes im Längskontinuum

Auf Basis der zur Verfügung stehenden Daten aus den letzten zwei Jahrzehnten (ab dem Jahr 2000), können die Fischbestandentwicklungen an der Pielach für ausgewählte Strecken des Epi- und Hyporhithrals sowie des Epipotamals abgebildet werden. Tabelle 7 zeigt die Bestandsentwicklungen in Warth für die Jahre 2000, 2013 und 2020, die eine kontinuierliche und ausgeprägte Reduktion der Gesamtbiomasse bzw. Abundanz erkennen lässt. Davon betroffen sind alle drei berücksichtigten Arten, wobei die Forellenartigen stärkere Einbrüche erlebten, als die Äsche.

Tabelle 7: Individuendichte und Biomasse im Epirhithral (Strecke Warth) mit den Befischungsergebnissen aus den Jahren 2000 (Unfer & Jungwirth, 2005), 2013 (Pletterbauer et al., 2015) und 2020 (Derntl et al., 2021).

Jahr	Bachforelle		Äsche		Regenbogenforelle		Gesamt	
	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha
2000	838	105	884	85	517	46	2.239	236
2013	675	101	200	40	92	10	967	151
2020	585	50	139	53	27	4	751	106

Zur Darstellung der Fischbestandentwicklung im Hyporhithral bietet sich vor allem die Strecke Völlerndorf an, da dort 2000, 2013 und 2022 in exakt demselben Bereich gefischt wurde (Tabelle 8). Zu sehen ist, dass im Jahr 2000 noch eine hohe Gesamtbiomasse nachgewiesen wurde, die im Laufe der letzten 20 Jahre halbiert wurde. Signifikante Rückgänge sind bei den Salmoniden Äsche und Huchen sowie bei der Barbe zu verzeichnen. Dieser Rückgang hat bereits zwischen 2000 und 2013 stattgefunden. Seither ist keine Erholung zu erkennen. Die Einzigen erwähnenswerten Änderung der letzten Jahre sind der Nachweis der Nase, wenngleich auch nur in sehr geringer Stückzahl, und der erstmalige Nachweis des Gründlings. Dies ist insofern als Besonderheit zu vermerken, da der Gründling in der flussab gelegenen Strecke Kremnitzbachmündung stets vertreten war und nun erstmalig auch sechs Kilometer flussauf in Völlerndorf vorkommt.

Die Strecke Kremnitzbachmündung hat bereits im Vergleich der Jahre 1999 und 2013 signifikante Änderungen aufgewiesen. Die Gesamtbiomasse fällt im Jahr 2013 aufgrund des Fangs mehrerer adulter Aitel und auch aufgrund des Nachweises von adulten Barben deutlich höher als 1999. Äschen wurden in keinem Jahr in großer Stückzahl nachgewiesen. Der Bestand an Nasen und Huchen ist zurück gegangen.

Die Befischung der nahegelegenen Restwasserstrecke im Jahr 2020 („Prinzersdorf naturnahe“; Derntl et al., 2021) ergibt eine deutlich geringere Gesamtbiomasse, was vor allem der unterschiedlichen Habitatausprägungen der befischten Strecken geschuldet sein mag (Tabelle 8). Davon abgesehen konnten 2020 in der Restwasserstrecke Bachforellen nachgewiesen werden, die 2013 in der Strecke Kremnitzbachmündung fehlten. Insgesamt ist die Gesamtbiomasse der Strecke mit nur rund 55 kg/ha als sehr gering anzusprechen (FIA KO-Kriterium liegt bei 50 kg/ha). Derntl et al. (2021) verweisen darauf, dass dieselbe befischte Strecke in den Untersuchungsjahren 2008 und 2009 vornehmlich durch Besatz bedingt deutlich höhere Biomassen aufwies, und dass in den Jahren 2008 und 2009 auch einzelne Huchen gefangen wurden. Auch ein Rückgang der Barbenbiomasse ist im Kontext der rückläufigen Gesamtbiomasse zu erwähnen (Derntl

et al., 2021). Wie auch in der Strecke Kremnitzbachmündung dominiert 2020 in der Restwasserstrecke flussauf das Aitel mit 42 kg/ha.

Tabelle 8: Individuendichte und Biomasse im Hyporhithral (Strecke Völlerndorf und Kremnitzbachmündung) mit den Befischungsergebnissen aus den Jahren 2000 (Unfer & Jungwirth, 2005), 1999 (Zobl, 2001), 2013 (Pletterbauer et al., 2015) und 2020 (Derntl et al., 2021). Gesamt¹: Berücksichtigt nur jene Arten, für die auch im Vergleichsjahr 2000 ein Bestand gerechnet wurde. Gesamt²: berücksichtigt alle im Jahr 2013 bzw. 2022 berechneten Bestandsdaten. x: Vorkommen der Art dokumentiert. xx: Häufiges Vorkommen der Art dokumentiert.

	2022		2020		2013				2000		1999	
	Völlernd.		Kremnitzb.*		Völlernd.		Kremnitzb.		Völlerndorf		Kremnitzb.	
	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha
Aitel	375	74	912	42	534	59	763	517	177	61	131	88
Äsche	12	2	2	<1	26	5	11	5	512	48	36	5
Bachschm.	432	2	174	1	77	<1	11	<1	xx	xx	x	x
Barbe	114	10	99	3	6	8	268	174	233	132	66	74
Bachforelle	192	23	29	<1	68	18	-	-	48	6	4	2
Elritze	1607	5	944	1	749	2	59	<1	xx	xx	xx	xx
Gründling	64	1	69	1	-	-	27	1	-	-	x	x
Huchen	14	5	-	-	6	9	-	-	44	42	11	27
Koppe	554	4	199	1	79	1	11	<1	xx	xx	x	x
Nase	6	8	9	1	-	-	33	9	22	10	73	66
Regenbogenf.	3	<1	44	<1	3	3	5	5	125	6	3	1
Schneider	489	2	897	6	751	3	660	5	-	-	x	x
Gesamt¹	716	123	1050	45	643	104	1.080	710	1.161	305	324	263
Gesamt²	3.862	136	3.377	55	2.299	109	1.847	716				

* Für die Strecke Kremnitzbachmündung 2020 wurde die Strecke „Prinzersdorf naturnahe“ aus Derntl et al. (2021) herangezogen.

Im Epipotamal der Pielach liegen Daten aus zwei Befischungsstrecken vor, wobei für das Gebiet der Neubacher Au auch auf rezente Daten zurückgegriffen werden kann. Pletterbauer et al. (2015) haben im Epipotamal einen deutlichen Rückgang der Gesamtbiomasse beschrieben (siehe Ø Epipotamal in Tabelle 9). Einzelne Arten wie Bachforelle, Hasel und Karpfen konnten 2013 nicht nachgewiesen werden. Der aktuelle Vergleich mit den Daten der Neubacher Au zeigt, dass die Gesamtbiomasse seit 2013 unverändert ist. Veränderungen im Artenspektrum sind bei den Salmoniden Äsche, Bachforelle und Huchen zu beobachten, die im Jahr 2020 nicht mehr gefangen werden konnten. Hinzugekommen ist der Steinbeißer, der flussauf, in der Strecke Neuhofen eine regelmäßig nachgewiesene Art ist. Auffällig ist auch die deutlich geringere Anzahl und insgesamt schwach ausgeprägte Population der Elritzen (27 Ind./ha) im Jahr 2020 (Tabelle 9).

Tabelle 9: Individuendichte und Biomasse im Epipotamal (Strecke Neuhofen und Neubacher Au) mit den Befischungsergebnissen aus den Jahren 1999 (Zobl, 2001), 2013 (Pletterbauer et al., 2015) und 2020 (Derntl et al., 2021). Gesamt¹: Berücksichtigt nur jene Arten, für die auch im Vergleichsjahr 2000 ein Bestand gerechnet wurde. Gesamt²: berücksichtigt alle im Jahr 2013 bzw. 2022 berechneten Bestandsdaten. x: Vorkommen der Art dokumentiert. xx: Häufiges Vorkommen der Art dokumentiert.

	2020		2013				1999							
	Neubacher Au		Neuhofen		Neubacher Au		Ø Epipotamal		Neuhofen		Neubacher Au		Ø Epipotamal	
	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha
Aitel	173	28	19	7	161	32	90	20	182	116	248	143	215	130
Äsche	-	-	20	7	7	1	13	4	64	8	63	8	64	8
Bachschm.	39	<1	9	<1	29	<1	19	<1	x	x	x	x	-	-
Barbe	88	17	65	51	43	<1	54	25	81	89	84	89	83	89
Bachforelle	-	-	-	-	4	2	2	1	10	3	9	3	10	3
Elritze	27	<1	61	<1	442	1	252	<1	x	x	x	x	-	-
Gründling	46	<1	110	2	57	1	84	1	x	x	x	x	-	-
Hasel	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
Huchen	-	-	2	6	4	13	3	9	18	37	26	77	22	57
Karpfen	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	-
Koppe	19	<1	73	1	71	<1	72	<1	xx	xx	x	x	-	-
Nase	4	<1	5	<1	4	<1	4	<1	63	41	59	41	61	41
Regenbogenf.	-	-	-	-	x	x	-	-	7	1	7	1	7	1
Schneider	732	3	105	1	669	2	387	1	x	x	x	x	-	-
Steinbeißer	8	<1	2	<1	-	-	1	<1	x	x	-	-	-	-
Gesamt¹			111	71	222	47	164	58	425	295	496	362	461	329
Gesamt²	1.247	48	469	74	1.491	52	980	63						

Bildet man die Entwicklung der Artenzusammensetzung auf Basis der relativen Gesamtbiomasse ab, so werden sehr deutliche Veränderungen der Fischartenzusammensetzung offensichtlich. Im Oberlauf ist eine Veränderung zugunsten der Äsche zu erkennen, wenngleich nicht außer Acht gelassen werden darf, dass sich die Gesamtbiomasse mehr als halbiert hat (vgl. Tabelle 7). Im Mittellauf und Unterlauf der Pielach ist vor allem die Veränderung zugunsten des Aitels augenscheinlich, dessen Anteil an der Gesamtbiomasse in allen Strecken deutlich zunimmt und im Jahr 2022 meist deutlich mehr als die Hälfte der relativen Biomasseverteilung einnimmt. Ganz generell darf bei diesen Betrachtungen keinesfalls außer Acht gelassen werden, dass es sich um relative Entwicklungen handelt. Das heißt, die Daten dürfen nicht so interpretiert werden, dass die Biomassen des Aitels generell zunehmend sind. Es bedeutet lediglich, dass der Aitel in Relation zu anderen Arten im Lauf der letzten 20 Jahre, bei gleichzeitig rückläufigen Gesamtbiomassen, profitiert hat.

Sehr klar ist auch der Rückgang des Huchens zu erkennen, der im Zuge der letzten Erhebungen nur mehr in äußerst geringem Anteil in der Strecke Völlerndorf nachzuweisen war.

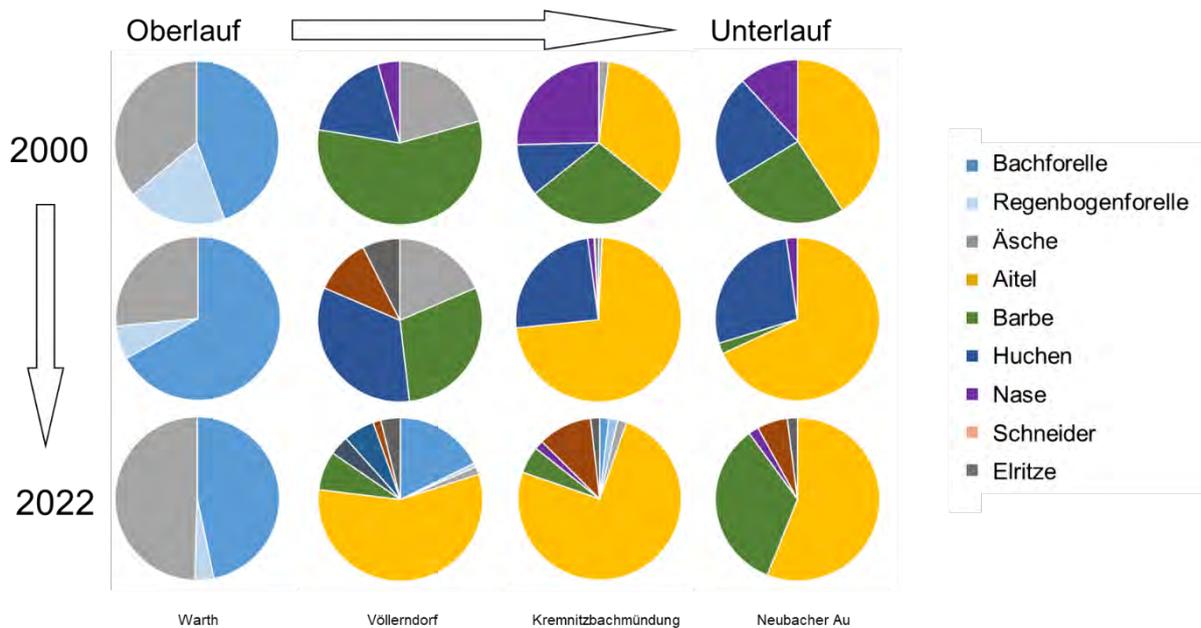


Abbildung 15: Entwicklung des relativen Anteils der Biomasse ausgewählter Fischarten in vier Befischungstrecken für den Zeitraum 2000 bis 2022.

Die Gegenüberstellung der Fischbestandsdaten der letzten Jahrzehnte mit dem Fischregionsindex (FRI) lässt im Flusslauf zwischen Pielachleitegend und Spielberg nur wenige nennenswerte Abweichungen vom Leitbild erkennen (Abbildung 16). Auffällig erscheinen zunächst die Ergebnisse der Befischungen bei Rabenstein (Restwasser 2020; in Derntl et al., 2021) sowie in Neuhofen 1999 (Zobl, 2001). In Rabenstein ist eine Abweichung des FRI in Richtung des Hyporhithrals abzulesen und in Neuhofen eine Rhithralisierung, da der berechnete FRI aus dem Epipotamal in Richtung des Hyporhithrals abweicht. Ähnliches ist auch bei den Strecken Neubacher Au (2020) und Spielberg (reguliert 2020) abzulesen.

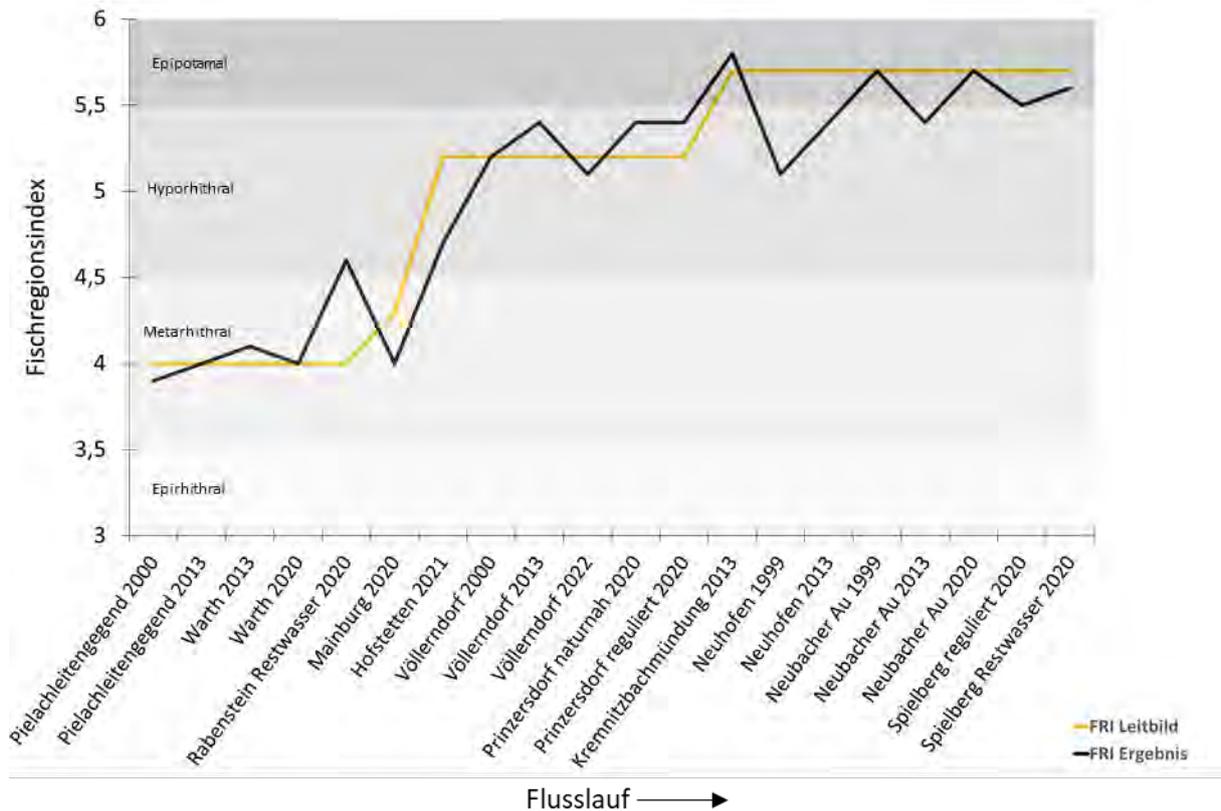


Abbildung 16: Fischregionsindex (FRI) Leitbild sowie Ergebnisse der FRI-Berechnungen aus den Befischungen der letzten Jahre (siehe Tabelle 1). Die Darstellung der Befischungsstrecken erfolgt im Längsverlauf (x-Achse). Die Ergebnisse von Befischungsstrecken aus unterschiedlichen Jahren sind für den direkten Vergleich nebeneinander dargestellt.

An dieser Stelle soll nochmal auf die laufende Diskussion zur Adaptierung der fischökologischen Leitbilder eingegangen werden (vgl. Pletterbauer, 2015; Derntl, 2021) und in Abbildung 17 die Befischungsergebnisse dem nach Derntl (2021) adaptierten Fischregionsindex gegenübergestellt werden. Dort sieht man, dass es vor allem im Hyporhithral des Mittellaufs, also zwischen Warth und Hofstetten, aufgrund des in Richtung des Hyporhithrals verschobenen Leitbilds zu deutlichen Abweichungen bei den Befischungsergebnissen der letzten Jahre gekommen ist, die einer Rhithralisierung gleichkommen.

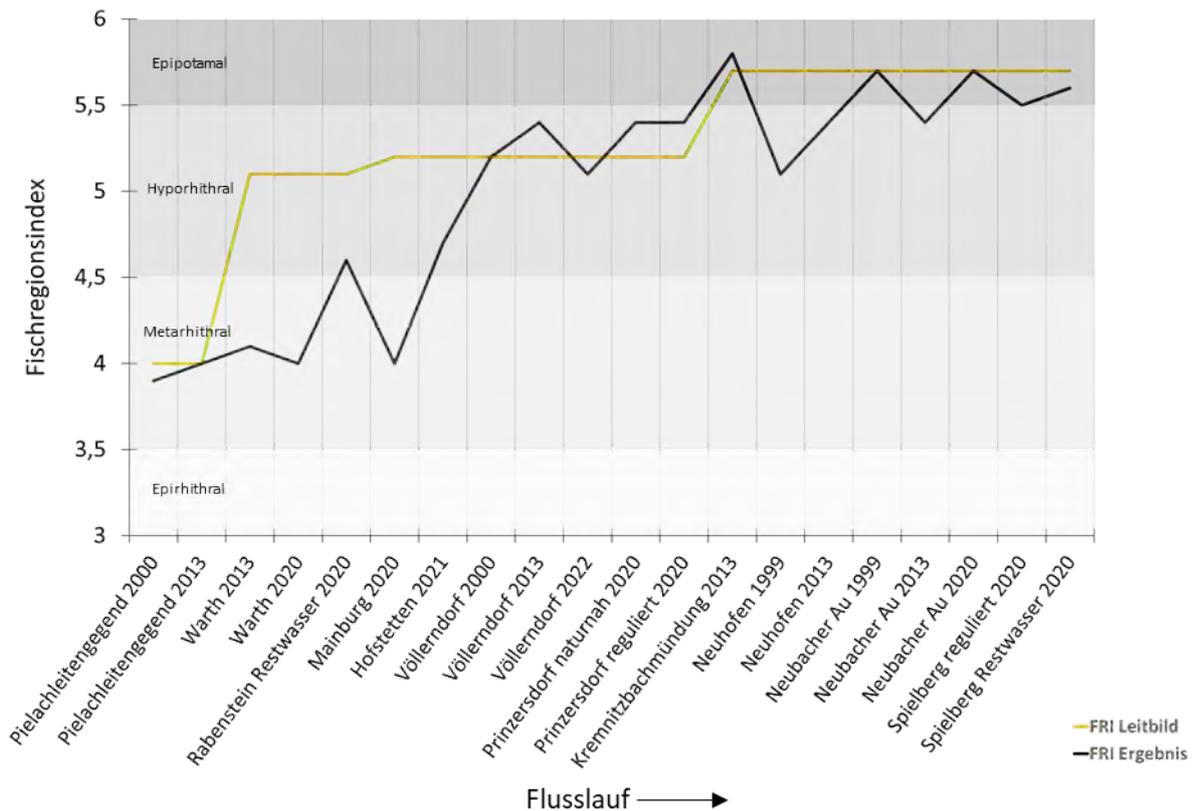


Abbildung 17: Fischregionsindex (FRI) adaptiert nach Derntl et al. (2021) sowie Ergebnisse der FRI-Berechnungen aus den Befischungen der letzten Jahre (siehe Tabelle 1). Die Darstellung der Befischungsstrecken erfolgt im Längsverlauf (x-Achse). Die Ergebnisse von Befischungsstrecken aus unterschiedlichen Jahren sind für den direkten Vergleich nebeneinander dargestellt.

Teil 2 – Wassertemperatur

Temperaturentwicklung der Pielach unter Berücksichtigung von Zubringern im Längskontinuum

Um den longitudinalen Temperaturverlauf entlang der Pielach darzustellen, wurden insgesamt die Wassertemperatur an sieben Messtellen entlang der Pielach über die Sommermonate erfasst (Abbildung 18). Zusätzlich wurden die Daten des Pegels Hofstetten in die Betrachtung der Wassertemperaturen im Längsverlauf miteinbezogen. Erwartungsgemäß nahm die Wassertemperatur im Verlauf von der Quelle zur Mündung kontinuierlich zu. So wurde an der höchstgelegenen Sonde LG1 (Pielachleitenggend) im Vergleich zu der am weitesten flussab gelegenen Sonde LG7 bei Spielberg kurz vor der Mündung im Durchschnitt eine um 5,9 °C niedrigere Temperatur aufgezeichnet.

Folgende Auffälligkeiten zeigen die Entwicklung der Wassertemperaturen im Längsverlauf der Pielach. Der erwartungsgemäße Erwärmungsgradient ist bis Völlerndorf klar ausgeprägt und flacht dann im verbleibenden Flusslauf ab. Die Mittel- und Minimaltemperaturen steigen zur Mündung hin noch leicht an, die Maximaltemperaturen fallen zwischen Völlerndorf (LG5) /Wimpassing (LG6) und Spielberg (LG7) ab (Tabelle 10).

Der Nattersbach, der flussab von Pielachleitenggend in die Pielach mündet, und bzgl. der Wassermenge etwa gleich groß wie die Pielach ist, zeigte in den drei Sommermonaten durchwegs höhere Temperaturen – sowohl im Mittel ($\Delta=1,8-2,1$ °C) als auch hinsichtlich des Minimums ($\Delta=0,8-1,2$ C) und Maximums ($\Delta=2,4-2,7$ C).

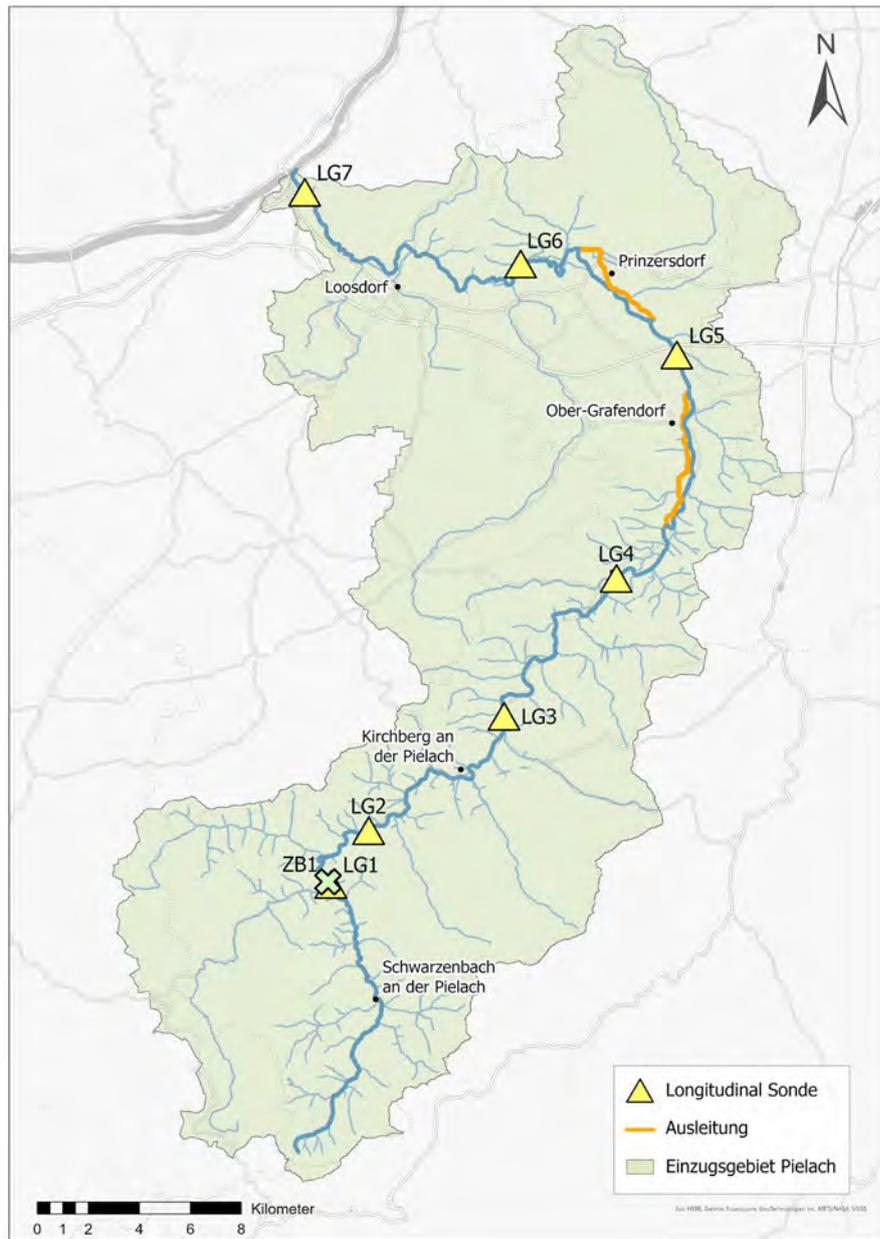


Abbildung 18: Lage der Temperatursonden entlang der Pielach für die Erfassung der longitudinalen Temperaturentwicklung.

Der absolut höchste Messwert (24,0 °C am 05. August) wurde nicht wie zu erwarten im Unterlauf der Pielach, sondern bei der Sonde LG5-Völlerndorf (im Vollwasser zwischen Ober-Grafendorf und Prinzersdorf) im Mittellauf gemessen. Die maximale Tagestemperaturdifferenz zwischen den beiden am weitesten voneinander entfernten Sonden entlang des Flusslaufs der Pielach, nämlich Sonde LG1-Pielachleitenggend und Sonde LG7-Spielberg, wurde am 07. Juni registriert und betrug 7,6 °C. Die absolut

niedrigste Temperatur im Längskontinuum wurde im Juni bei der Sonde LG1-Pielachleitengegend mit 9,3 °C gemessen.

Tabelle 10: Mittlere (\emptyset), maximale und minimale Wassertemperatur in den Monaten Juni, Juli und August für die sieben Messstellen im Längsverlauf der Pielach (Lage der Sonden siehe Abbildung 18)

Sondenbezeichnung- Standort	Juni			Juli			August		
	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min
ZB1 - Nattersbach	14,8	20,6	10,2	14,9	20,3	11,1	14,7	20,3	11,8
LG1 - Pielachleitengegend	12,7	18,1	9,3	13,1	17,9	9,9	12,9	17,6	10,2
LG2 - Dobersnigg	14,4	19,9	9,8	14,7	19,9	10,7	14,5	20,2	11,3
LG3 - Warth	15,4	20,4	10,3	15,7	20,1	11,5	15,5	20,3	12
LG4 - Hofstetten	16,6	22	10,6	16,9	21,8	12,1	16,6	21,8	12,3
LG5 - Völlerndorf	17,9	23,6	11,1	18,2	23,7	12,8	17,9	24	12,9
LG6 - Wimpassing	18,4	23,9	11,5	18,8	23,9	13,5	18,4	23,5	13,3
LG7 - Spielberg	18,6	23,4	12,1	19,1	23,3	14,2	18,8	23,1	13,9

In Abbildung 19 ist exemplarisch der Tagestemperaturverlauf für einen warmen Tag im Juli dargestellt. Entlang des Flusslaufs wird die Erwärmung sichtbar, wobei im Längskontinuum am Beispiel der betrachteten Sonden zwei Abschnitte herausstechen, in denen es zu Temperatursprüngen kommt. Der erste Abschnitt ist jener zwischen den beiden Sondenstandorten Pielachleitengegend (LG1) und Dobersnigg (LG2) flussauf Kirchberg an der Pielach. Zwischen diesen beiden Sonden ist eine auffällige Erwärmung um bis zu 2,6 °C gemessen worden. Diese Erwärmung muss unter anderem im Zusammenhang mit dem Nattersbach gesehen werden, dessen Wasser deutlich wärmer ist als das Wasser der Pielach oberhalb der Nattersbach-Mündung (am 22. Juli im Durchschnitt um 2,9 °C wärmer), was als generelles Phänomen festgehalten werden kann (siehe auch Tabelle 10). Der zweite Abschnitt ist jener zwischen der Sonde Warth (LG3) und allen flussab gelegenen Sonden (LG4 bis LG7). Dort sind bei aufeinander folgenden Sonden (LG3-Warth und LG4-Hofstetten) Temperaturunterschiede von bis zu 2,6 °C ablesbar.

Ab Völlerndorf findet keine so deutliche Erwärmung mehr statt und es sind sogar Abkühlungseffekte zu vermuten, da einzelne Messwerte bei von Völlerndorf flussab gelegenen Sonden unter oder im selben Bereich der Messwerte von LG5 liegen. Die mündungsnahen Sonde LG7, beispielsweise, registrierte meist nur geringfügig höhere Werte als LG5 bei Völlerndorf. Gleiches gilt für Sonde LG6 bei Wimpassing, die auch den stärksten Tagesgang erkennen lässt. Wimpassing ist auch jener Standort, bei dem an diesem Tag die höchste Temperatur mit knapp 24 °C gemessen wurde.

Der longitudinale Temperaturverlauf kann also generell so beschrieben werden, dass es im gesamten Ober- und Mittellauf zu einer konstanten, beinahe linearen Zunahme der Wassertemperatur kommt und ab dem Bereich der Sonde LG5 bei Völlerndorf kaum noch eine Erwärmung stattfindet (Abbildung 19).

Die stärksten Tagesgänge sind im Oberlauf bei den Sonden LG1 (Pielachleitegend) und LG2 (Dobersnigg) zu erkennen, wo Amplituden von 5 °C (LG1) beziehungsweise 4,5 °C (LG2) gemessen wurden. Sonde LG3 bei Warth hat bereits einen deutlich gedämpfteren Tagesgang. Ein Muster abnehmender Tagesamplituden, dass sich im weiteren Flusslauf fortsetzt.

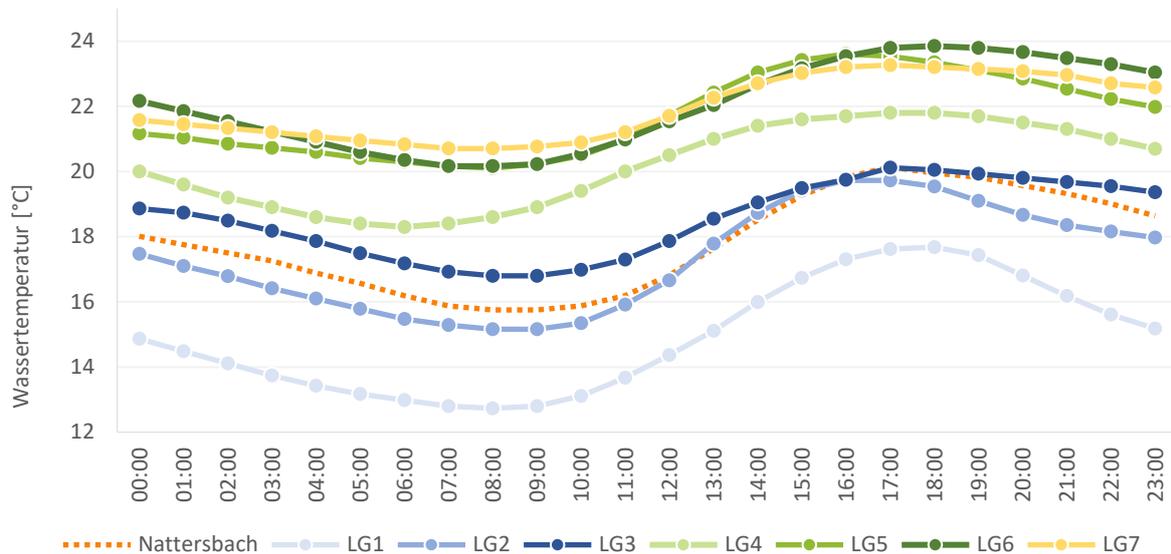


Abbildung 19: Tagestemperaturverlauf für den 22. Juli 2022 der longitudinalen Sonden sowie für den Zubringer Nattersbach (ZB1) auf Basis stündlicher Temperaturmessungen.

Die Wassertemperaturen in ausgewählten Zubringern der Pielach Temperatur der Zubringer

Die Wassertemperaturen wurden in zehn Zuflüssen entlang der Pielach erfasst (Abbildung 20). In Tabelle 11 sind die durchschnittlichen sowie maximalen und minimalen Monatswassertemperaturen dieser Zubringer dargestellt. Die meisten Zubringer verfügten über ähnliche Werte für Monatsmittel, -maxima, und -minima. Der Nattersbach, der im Oberlauf des Einzugsgebietes liegt, sowie der Grünsbach (ZB3) zeigten hier im Verhältnis zu den anderen Zubringern kühlere Werte. Den maximalen Temperaturwert erreichte der Grubbach (ZB6) in allen drei Monaten. Die geringste Temperatur wurde im Juni im Grünsbach (ZB3) mit 9,8°C aufgezeichnet, in den Monaten Juli und August im Nattersbach (ZB1) mit 11,1 °C und 11,8 °C.

Am 5. August wurde die absolut höchste Temperatur von 24,7 °C in dem im Mittellauf der Pielach mündenden Grubbach (Tabelle 11; Abbildung 21) gemessen. Die niedrigste Temperatur von 10,7 °C wurde am 10. Juli im Nattersbach erfasst. Die größte Temperaturdifferenz zwischen dem am weitesten flussauf gelegenen Zufluss, dem Nattersbach, und dem am weitesten flussab gelegenen Zubringer, der Sierning, betrug 6,1 °C und wurde am 27. August gemessen.

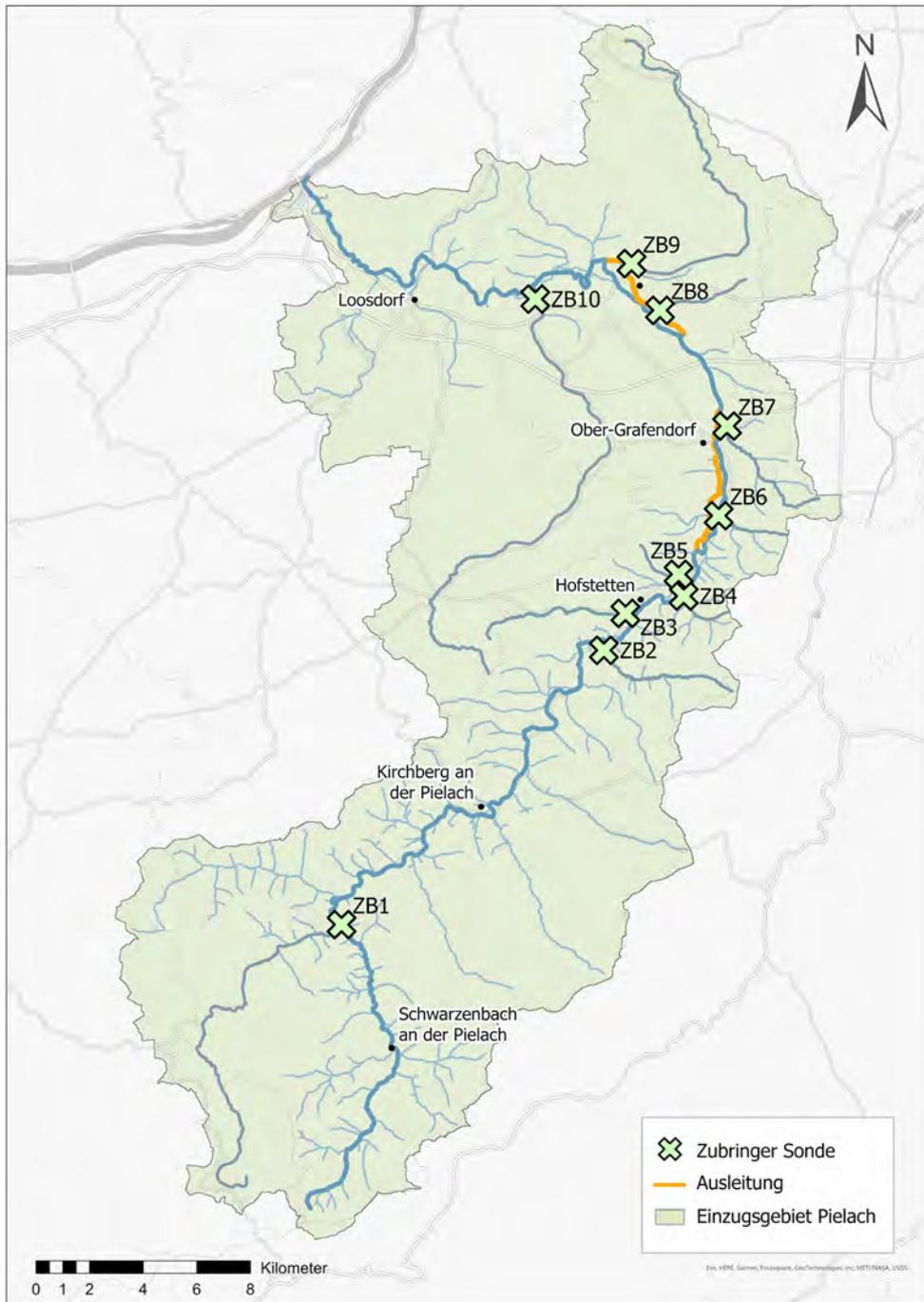


Abbildung 20: Lage der Wassertemperatursonden an den Zubringern der Pielach

Tabelle 11: Mittlere (\emptyset), maximale und minimale Wassertemperatur für die Monate Juni, Juli und August in den untersuchten Zubringern der Pielach

Sondenbezeichnung - Zubringer	Juni			Juli			August		
	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min
ZB1 - Nattersbach	14,8	20,6	10,2	14,9	20,3	11,1	14,7	20,3	11,8
ZB2 - Plambach	17,1	21,7	12,9	17,6	21,5	13,6	17,5	21,4	13,9
ZB3 - Grünsbach	15,9	19,9	9,8	16,6	20,0	13,3	16,6	20,0	13,0
ZB4 - Aigelsbach	16,3	21,0	12,6	16,9	21,1	13,3	17,4	21,1	14,3
ZB5 - Hinterholzgraben	17,1	24,1	12,3	17,7	23,1	13,7	18,0	22,2	14,4
ZB6 - Grubbach	17,5	23,9	13,3	18,0	23,6	14,0	18,6	24,7	14,9
ZB7 - Krickelbach	17,2	21,7	13,9	17,5	21,5	13,9	17,6	21,5	14,3
ZB8 - Weitendorfer Bach	16,4	20,1	13,2	17,0	19,9	14,3	17,4	19,9	15,1
ZB9 - Kremnitzbach	17,4	21,4	14,2	17,7	21,2	14,3	17,6	20,7	15,0
ZB10 - Sierning	17,4	22,3	12,1	18,0	22,3	14,5	18,3	22,4	14,9

Der Vergleich der mittleren Monatstemperaturen für Juni, Juli und August zeigt, dass die meisten Zuflüsse beim Zusammenfluss mit der Pielach kühler sind (siehe Abbildung 21). Dies gilt jedoch nicht für den Nattersbach (ZB1) und auch nicht für den Grubbach (ZB5). Beide liegen im Mittel in allen Monaten über den Temperaturen der Pielach. Eine weitere Ausnahme bildet der Aigelsbach (ZB4) im August.

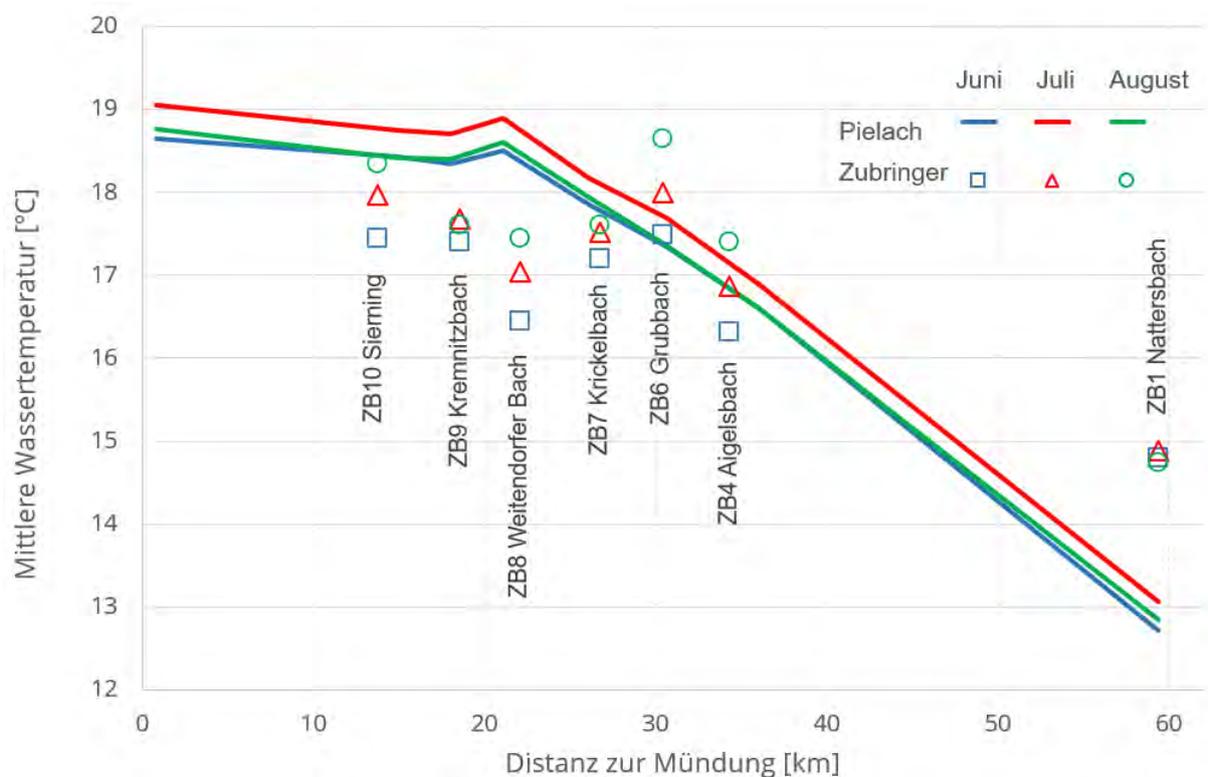


Abbildung 21: Darstellung des longitudinalen Temperaturverlaufs für die Monate Juni, Juli und August in der Pielach (Linie) sowie der Wassertemperaturen ausgewählter Zubringer (Symbole)

Die Wassertemperatur der Zubringer ist nicht ausschließlich durch deren Lage im Einzugsgebiet zu erklären. Am Beispiel des 22. Juli wird in Abbildung 21 ersichtlich, dass Zubringer höherer Lagen, wie der Nattersbach (ZB1) kälter sind, als Zubringer tieferer Lagen (ZB9 Kremnitzbach, ZB10 Sierning). Zubringer des Mittellaufs, wie der Hinterholzgraben (ZB5) und der Grubbach (ZB6) können aber auch deutlich über den zu erwartenden Werten liegen. Dass es zusätzlich lokale Unterschiede gibt wird ersichtlich, wenn man den nahe zu ZB5 und ZB6 gelegenen Krickelbach (ZB7) hinzuzieht, der geringere Temperaturen aufweist als die beiden zuvor genannten Gewässer.

Die Tagesgänge der Zubringer fallen mitunter unterschiedlich stark ausgeprägt aus. Wenn man beispielsweise den Nattersbach (ZB1) und den Weitendorfer Bach (ZB8) vergleicht, sieht man, dass der Weitendorfer Bach einen deutlich schwächer ausgeprägten Tagesgang abbildet.

Sommerliche Wärmephasen im Längsverlauf der Pielach

In diesem Kapitel wird auf die Dauer und die Häufigkeit erhöhter Wassertemperaturniveaus im Längsverlauf der Pielach eingegangen. Über sogenannte ‚Heatmaps‘ werden Phasen mit unterschiedlichen Temperatur-Schwellenwerten visualisiert. Phasen, an denen die Durchschnitts- oder Maximaltemperatur von 18°C an drei oder mehr Tagen überschritten wurde, werden mit einem schwarzen Rahmen hervorgehoben.

In Abbildung 22 sind die mittleren Tageswerte der Wassertemperatur von Juni bis August für fünf Bereiche entlang der Pielach dargestellt. Die Heatmap zeigt sehr klar, wie sich Warmphasen im Längsverlauf entwickeln und im Längsverlauf längere Zeiträume einnehmen. Die fünf dargestellten Messpunkte sind im Oberlauf (LG1 und LG3), im Mittellauf (HF3_VW und LG5) und im Unterlauf (LG7) der Pielach verortet. Von insgesamt 92 Tagen wurde im Oberlauf die 18°C Schwelle nie (LG1) und 8 mal (LG3) überschritten. Im Mittellauf betrug die Anzahl der Tage mit Temperaturschwellenüberschreitung bereits 34 (HF3_VW) und 54 (LG5), im Unterlauf (LG7) 66 Tage. Betrachtet man nun die Tage, an denen Extremwerte von über 22°C gemessen werden konnten, so zeigt sich, dass an beiden Oberlauf-Messstellen sowie an der höchstgelegenen Mittellauf Sonde HF3_VW an keinem Tag dieser Grenzwert überschritten wurde. Im Mittellauf bei LG5 ist es ein Tag und im Unterlauf sind es drei Tage, an denen diese Extremtemperaturen gemessen wurden.

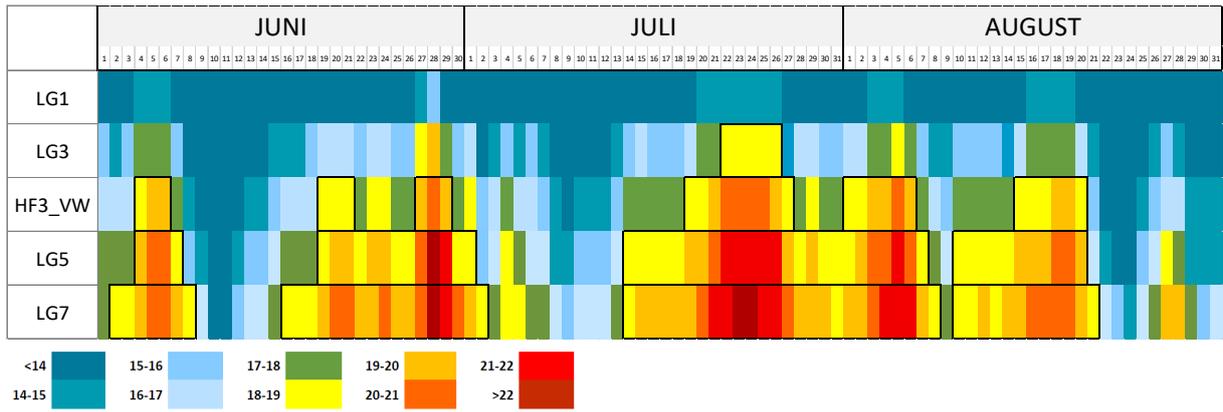


Abbildung 22: Heatmap der mittleren Wassertemperatur pro Tag von Juni bis August. Oberlauf: LG1 und LG3; Mittellauf: HF3_VW und LG5; Unterlauf: LG7. Perioden, an denen die Tagesmaximalwerte 18 °C länger als an zwei aufeinanderfolgenden Tagen überschritten wurden, sind mit einem schwarzen Rahmen hervorgehoben.

Betrachtet man nun die Maximalwerte (Abbildung 23), so ist die Anzahl der Tage an denen der Tagesmaximalwert von 18 °C überschritten wurde von den insgesamt 92 Tagen zwei Tage (LG1) und 31 Tage (LG3). Im Mittellauf betrug die Anzahl der Tage mit Temperaturschwellenüberschreitung 59 Tage (FR3_VW) und 69 Tage (LG5), im Unterlauf 75 Tage (LG7).

Im Vergleich zu den mittleren Temperaturwerten wurde der Extremwert von über 22 °C 5-mal bei der obersten Mittellauf-Sonde HF3_VW überschritten. Weiter flussab im Mittellauf wurden 17-mal (LG5) und im Unterlauf 14-mal Temperaturen über 22 °C aufgezeichnet.

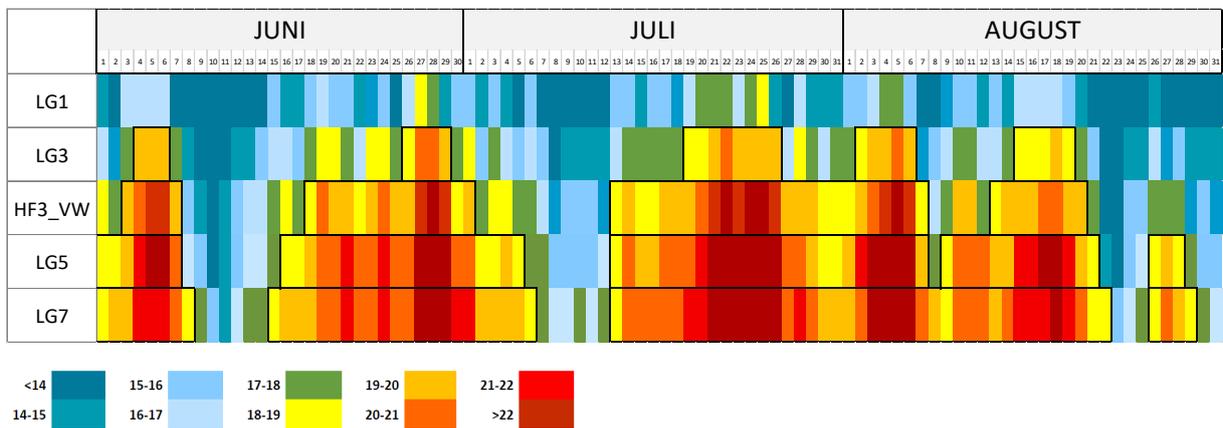


Abbildung 23: Heatmap der maximalen Wassertemperatur pro Tag von Juni bis August. Oberlauf: LG1 und LG3; Mittellauf: HF3_VW und LG5; Unterlauf: LG7. Perioden, an denen die Tagesmaximalwerte 18 °C länger als an zwei aufeinanderfolgenden Tagen überschritten wurden, sind mit einem schwarzen Rahmen hervorgehoben.

Die Wassertemperaturen der Restwasser- und Ausleitungsstrecken in den Abschnitten Ober-Grafendorf und Prinzersdorf

Die beiden Ausleitungsstrecken bei Ober-Grafendorf und Prinzersdorf stellen die längsten an der Pielach dar und decken mit einer rund 3,3 km langen Vollwasserstrecke zwischen Ober-Grafendorf und Salau fast den gesamten Mittellauf der Pielach ab.

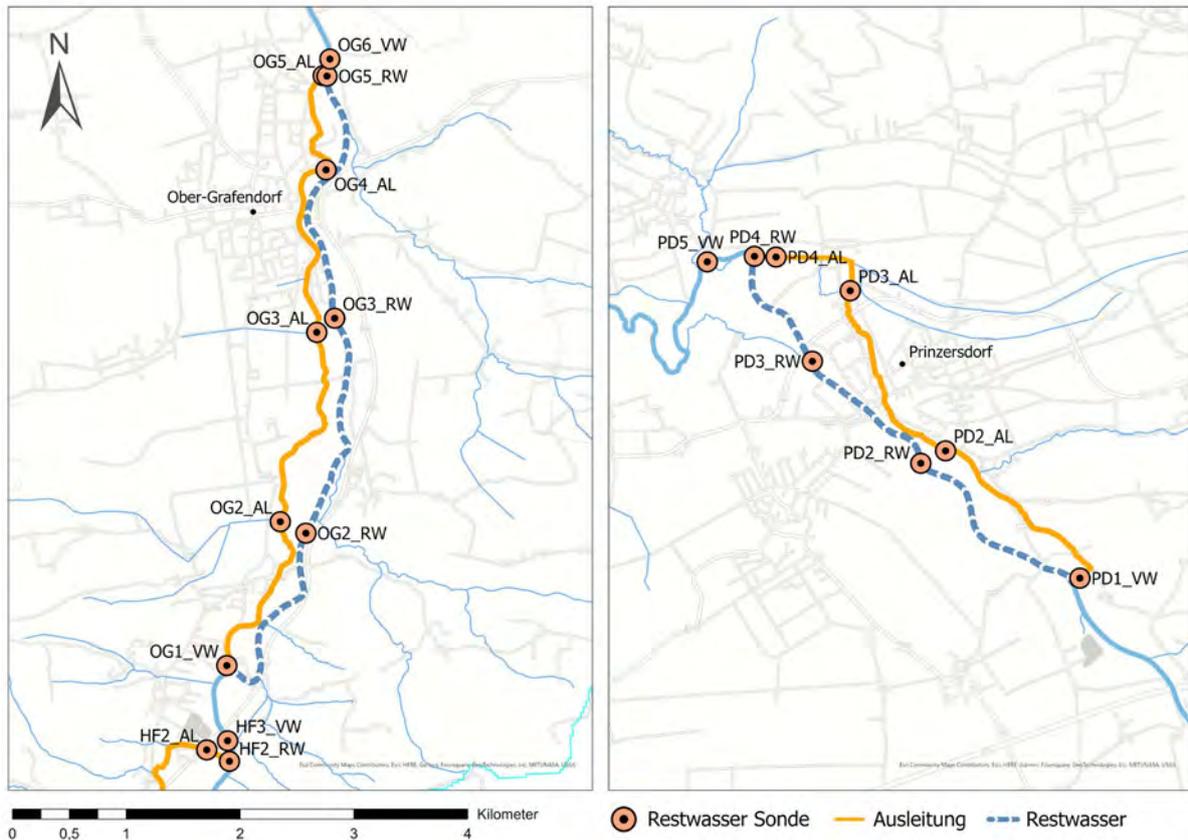


Abbildung 24: Lage der Wassertemperatursonden entlang der Restwasser- und Ausleitungsstrecken in Ober-Grafendorf (links) und Prinzersdorf (rechts) mit den Bezeichnungen der Sonden.

In Tabelle 12 und Tabelle 13 werden die mittleren, maximalen und minimalen gemessenen Wassertemperaturen in den Ausleitungsstrecken bei Hofstetten, Ober-Grafendorf und Prinzersdorf dargestellt. Der Standort Hofstetten (HF) wurde aus den Betrachtungen exkludiert. Sonden mit der gleichen Nummer wurden auf einer ähnlichen Position im Flusslauf von Restwasser- und Ausleitungsstrecke ausgebracht, um eine bestmögliche Vergleichbarkeit zu schaffen.

Tabelle 12 zeigt, dass am Standort Ober-Grafendorf die Sonden in der Restwasserstrecke im Vergleich zu ihren Pendanten in der Ausleitungsstrecke konstant höhere durchschnittliche Temperaturen gemessen haben. Im Juni lag die Wassertemperatur 0,3 °C höher, im Juli und August jeweils 0,2 °C. Diese Entwicklung wird noch deutlicher, wenn man die maximal gemessenen Temperaturen betrachtet. Im Durchschnitt lag die Temperatur in der Restwasserstrecke im Juni um 0,7 °C und im Juli um 1,0 °C über der in der Ausleitungsstrecke. Nur im August gab es eine Ausnahme, als am 5. August in der

Ausleitungsstrecke die höchste Temperatur mit 26,4 °C aufgezeichnet wurde. Interessanterweise zeigte sich bei den gemessenen Mindesttemperaturen ein anderes Muster, da die niedrigsten Werte im Juni und August ebenfalls in der Restwasserstrecke gemessen wurden.

Am Standort Prinzersdorf wurden vergleichbare Messwerte aufgezeichnet. Auch hier lag die durchschnittliche Monatstemperatur in der Restwasserstrecke im Juni 0,4 °C, im Juli und im August 0,5 °C über denjenigen der Ausleitungsstrecke (siehe Tabelle 13). Bei den maximal gemessenen Temperaturen war die Restwasserstrecke an bestimmten Tagen bis zu 1,0° C wärmer als die Ausleitungsstrecke. Wie bereits am Standort Ober-Grafendorf zeigte sich auch in Prinzersdorf, dass die niedrigsten Monatstemperaturen fast ausschließlich in der Restwasserstrecke aufgezeichnet wurden.

Diese Messergebnisse verdeutlichen, dass in den Restwasserstrecken beider Standorte höhere Temperaturschwankungen auftreten als in den jeweiligen Ausleitungsstrecken.

Tabelle 12: Mittlere (\emptyset), maximale und minimale gemessene Wassertemperatur in den Monaten Juni, Juli und August der Sonden in der Restwasser- (RW) und Ausleitungsstrecke (AL) bei Hofstetten und Ober-Grafendorf. Die Pegelmessstelle Hofstetten wird in den Analysen nicht berücksichtigt.

Sonden ID	JUNI			JULI			AUGUST		
	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min
HF2_AL	17,0	22,7	10,9	17,4	22,4	12,3	17,0	22,5	12,7
HF2_RW	17,0	23,1	10,8	17,5	23,0	12,5	17,1	23,0	12,7
HF3_VW	16,9	22,4	10,9	17,3	22,1	12,4	17,0	22,3	12,6
OG1_VW	17,2	22,4	10,9	17,7	23,9	12,5	17,5	24,1	12,7
OG2_AL	17,2	22,3	10,9	17,6	22,0	12,5	17,3	22,0	12,7
OG2_RW	17,3	22,6	10,9	17,7	22,3	12,6	17,3	22,4	12,8
OG3_AL	17,3	23,2	11,0	17,7	22,0	12,6	17,4	22,0	12,8
OG3_RW	17,8	23,7	11,0	18,1	23,5	12,7	17,7	23,6	12,8
OG4_AL	17,4	22,2	11,1	17,7	21,9	12,7	17,3	24,0	12,9
OG5_AL	17,5	22,0	11,2	17,9	21,9	12,8	17,6	26,4	13,0
OG5_RW	17,8	23,3	11,1	18,1	23,2	12,8	17,8	23,6	12,9
OG6_VW	17,8	23,3	11,2	18,2	23,3	12,9	17,9	23,8	13,0

Tabelle 13: Mittlere (\emptyset), maximale und minimale gemessene Wassertemperatur in den Monaten Juni, Juli und August der Sonden in der Restwasser- (RW) und Ausleitungsstrecke (AL) bei Prinzersdorf.

Sonden ID	JUNI			JULI			AUGUST		
	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min
PD1_VW	18,2	24,4	11,1	18,5	24,6	12,9	18,2	24,7	13,0
PD2_AL	18,2	24,4	11,3	18,5	24,7	13,0	18,2	24,8	13,0
PD2_RW	18,5	25,0	11,3	18,9	25,6	13,2	18,6	24,5	13,1
PD3_AL	18,4	24,4	11,5	18,6	24,6	13,1	18,3	24,8	18,4
PD3_RW	18,7	25,0	11,5	19,0	25,3	13,3	18,7	25,2	13,2
PD4_AL	18,3	24,2	12,2	18,5	24,2	13,2	18,2	24,1	13,4
PD4_RW	18,9	25,7	11,3	19,2	25,7	13,3	18,8	25,6	13,2
PD5_VW	18,3	24,1	11,4	18,7	24,2	13,3	18,4	24,0	13,2

Vergleich der Wassertemperaturentwicklung im Tagesverlauf

In Abbildung 25 sind die Wassertemperaturentwicklungen jeweils einer Sonde in der Ausleitungsstrecke und einer Sonde in der Restwasserstrecke bei Ober-Grafendorf im Tagesverlauf abgebildet. Hierfür wurde der 20. Juli als Beginn einer Hitzeperiode gewählt. Die mittlere Wassertemperatur betrug in der Restwasserstrecke Ober-Grafendorf 19,7 °C. Die durchschnittliche Temperatur im Tagesverlauf am 20. Juli in der Ausleitungsstrecke lag mit 19,2 °C mit 0,5 °C unter der Restwasserstrecke. Die Temperaturdifferenz zwischen 6:00 und 18:00 Uhr liegt in der Ausleitungsstrecke Ober-Grafendorf bei 1,3 °C, in der Restwasserstrecke hingegen bei 3,8 °C. Dieser Trend war besonders an Tagen mit höherer Lufttemperatur stark ausgeprägt. Die maximale Temperaturdifferenz zwischen Ausleitungs- und Restwasserstrecke wurde um 14:00 und 15:00 mit 2,9 °C aufgezeichnet.

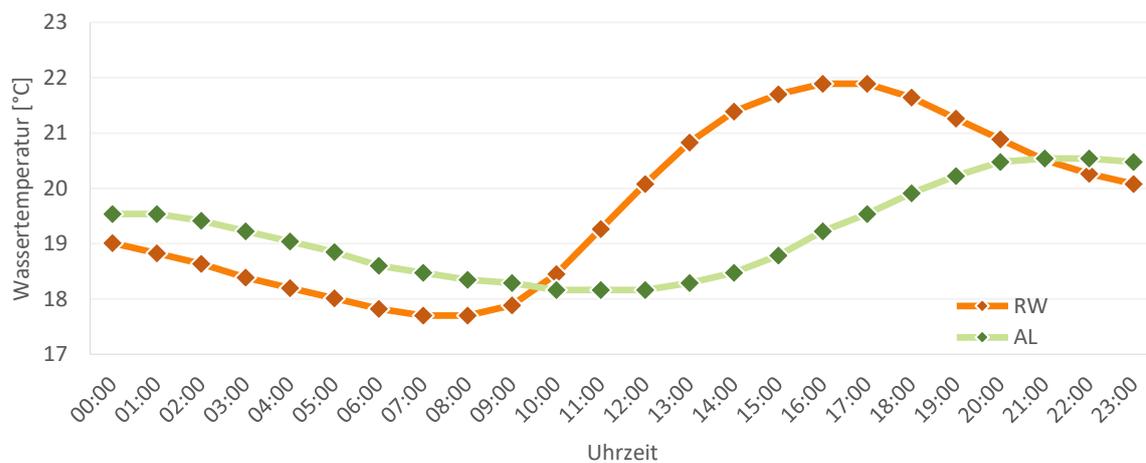


Abbildung 25: Vergleich der Wassertemperaturen der Restwasserstrecke (OG4_RW - orange) und Ausleitungsstrecke (OG4_AL - grün) in Ober-Grafendorf am 20. Juli 2022.

In der Restwasserstrecke bei Prinzersdorf wurde am 20. Juli eine durchschnittliche Tages-Temperatur von 20,9 °C erfasst. Dies bedeutet, dass die Ausleitungsstrecke mit 20,3 °C ebenfalls niedrigere Wassertemperaturen mit einer Differenz von 0,6 °C aufgewiesen hat. Die Temperaturdifferenz zwischen 6:00 Uhr und 18:00 Uhr in der Ausleitungsstrecke bei Prinzersdorf beträgt 4,5 °C, während sie in der Restwasserstrecke 5,6 °C betrug (Abbildung 26). Auch die aufgezeichneten Maximaltemperaturen zeigen, dass die Temperatur der Restwasserstrecke mit 23,8 °C über jener der Ausleitungsstrecke (22,9 °C) liegt. Die ausgeprägteste Temperaturdifferenz zwischen Restwasser- und Ausleitungsstrecke wurde um 13:00 und 14:00 Uhr mit 1,6 °C gemessen.

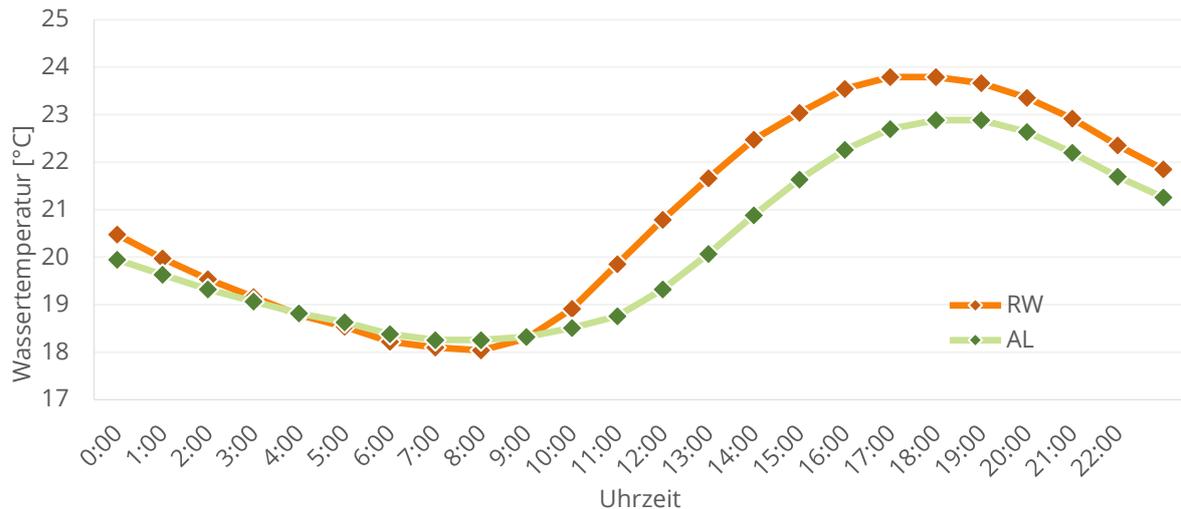


Abbildung 26: Vergleich der Wassertemperaturen der Restwasserstrecke (PD3_RW - orange) und Ausleitungsstrecke (PD3_AL - grün) in Prinzersdorf am 20. Juli 2022.

Sommerliche Wärmephasen in den Restwasser- und Ausleitungsstrecken

Im folgenden Ergebnisteil werden die mittleren Tageswerte der Wassertemperatur von Restwasser- und Ausleitungsstrecken betrachtet, um Phasen mit länger anhaltenden, hohen Wassertemperaturen zu identifizieren.

Vergleicht man die Wärmephasen zwischen Ausleitungsstrecke (AL) und Restwasserstrecke (RW) bei Ober-Grafendorf, so zeigt sich basierend auf den Tagesmittelwerten, dass die Phasen hoher Temperaturen in der Restwasserstrecke länger und ausgeprägter sind als in der Ausleitung. Der Grenzwert von 18°C wurde in der Ausleitungsstrecke an 43 Tagen, in der Restwasserstrecke hingegen an 53 Tagen überschritten. Extremwerte von über 22°C wurden nicht gemessen (Abbildung 27). Gemessen an den Tagesmaximalwerten zeigt sich im Vergleich von Restwasser- und Ausleitungsstrecke bei Ober-Grafendorf, dass der Schwellenwert von 18°C in der Ausleitungsstrecke an 65 Tagen und in der Restwasserstrecke an 68 Tagen überschritten wurde. Extremwerte von über 22°C wurden in der Ausleitungsstrecke an 8 Tagen und in der Restwasserstrecke an 12 Tagen gemessen (Abbildung 28).

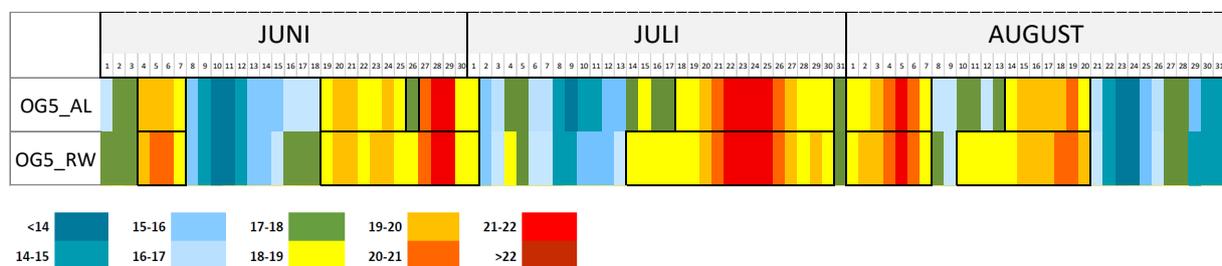


Abbildung 27: Heatmap der mittleren Tagestemperatur in der Ausleitungs- (OG5_AL) bzw. Restwasserstrecke (OG5_RW) in Ober-Grafendorf für den Zeitraum Juni bis August. Perioden, an denen die Tagesmittelwerte von 18°C länger als an zwei aufeinanderfolgenden Tagen überschritten wurden, sind mit einem schwarzen Rahmen hervorgehoben.

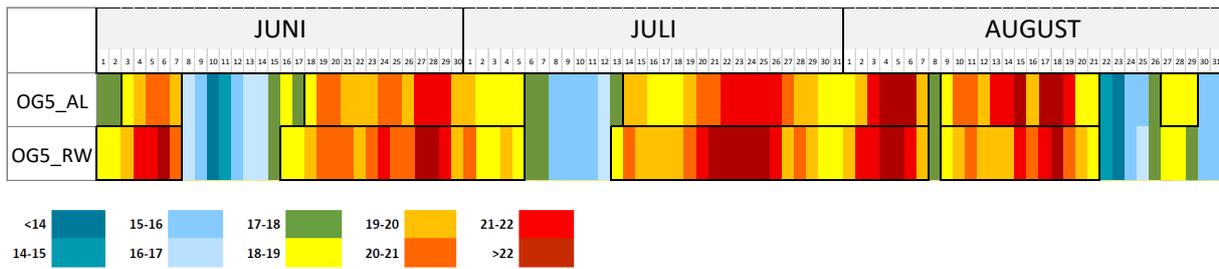


Abbildung 28: Heatmap der maximalen Tagestemperatur in der Ausleitungs- (OG5_AL) bzw. Restwasserstrecke (OG5_RW) in Ober-Grafendorf für den Zeitraum Juni bis August. Perioden, an denen die Tagesmittelwerte von 18 °C länger als an zwei aufeinanderfolgenden Tagen überschritten wurden, sind mit einem schwarzen Rahmen hervorgehoben.

Auch in der flussab gelegenen Ausleitungsstrecke bei Prinzersdorf wurde der Schwellenwert von 18° C mit 62 Tagen öfters überschritten als in der Ausleitungsstrecke mit 57 Tagen. An beiden Messstellen wurden an jeweils 6 Tagen Wassertemperaturen über 22° C gemessen (Abbildung 29). Bei dem Vergleich zwischen der Restwasserstrecke und der Ausleitungsstrecke in Prinzersdorf zeigt sich, dass der Schwellenwert von 18 °C in der Ausleitungsstrecke an insgesamt 71 Tagen überschritten wurde, während er in der Restwasserstrecke an 73 Tagen überschritten wurde. Es wurden auch Extremwerte von über 22° C verzeichnet, und zwar an 25 Tagen in der Ausleitungsstrecke und an 34 Tagen in der Restwasserstrecke (Abbildung 30).

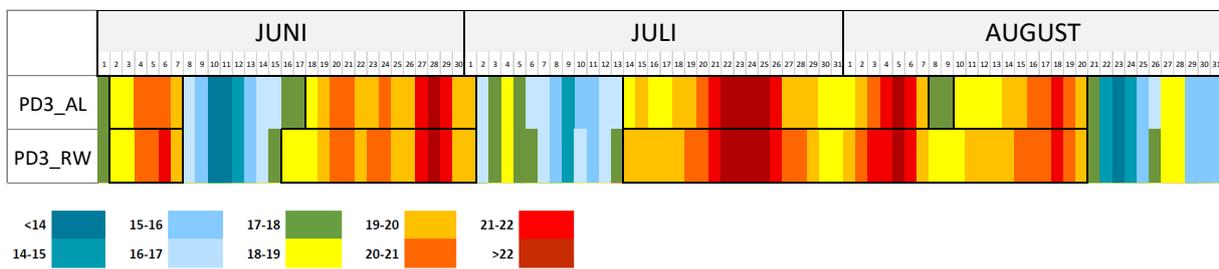


Abbildung 29: Heatmap der mittleren Tagestemperatur in der Ausleitungs- (PD3_AL) bzw. Restwasserstrecke (PD3_RW) in Ober-Grafendorf für den Zeitraum Juni bis August. Perioden, an denen die Tagesmittelwerte von 18 °C länger als an zwei aufeinanderfolgenden Tagen überschritten wurden, sind mit einem schwarzen Rahmen hervorgehoben.

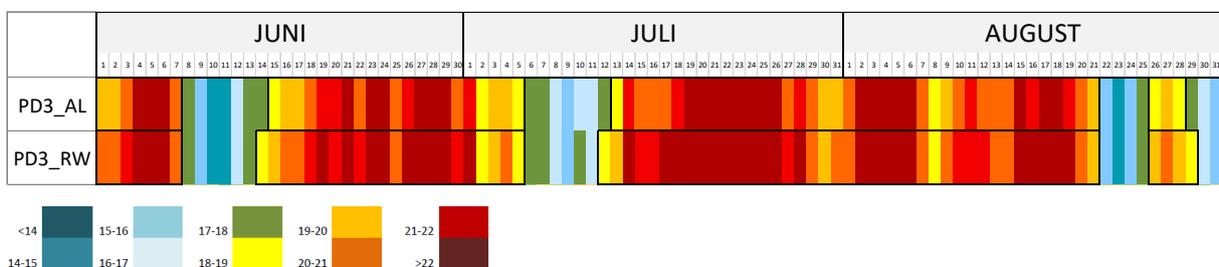


Abbildung 30: Heatmap der maximalen Tagestemperatur in der Ausleitungs- (PD3_AL) bzw. Restwasserstrecke (PD3_RW) in Ober-Grafendorf für den Zeitraum Juni bis August. Perioden, an denen die Tagesmittelwerte von 18 °C länger als an zwei aufeinanderfolgenden Tagen überschritten wurden, sind mit einem schwarzen Rahmen hervorgehoben.

Die Wassertemperatur in ausgewählten Kolken der Pielach

An zwei der fünf Standorte (KO4 und KO5) konnten die am Gewässergrund angebrachten Sonden nicht wieder geborgen werden. Die Referenzsonden (KO1-5_REF) wurden an allen Standorten gefunden. Somit liegen Daten für einen Vergleich der Oberflächentemperatur und der Temperatur in Sohlhöhe von drei Standorten vor.



Abbildung 31: Lage der Temperatursonden für die Erfassung der fünf Kolke und ihrer Referenzmessungen. Bei den Standorten KO4 und KO5 konnten die Sonden am Gewässergrund nicht geborgen werden. Die Daten der Referenzsonden wurden auch an diesen Stellen erfasst.

Aus Gründen der Vollständigkeit, werden in Tabelle 14 die monatlichen Durchschnitts-, Maximal- und Minimaltemperaturen an den drei vollständig erfassten Kolk-Standorten wiedergegeben. Es zeigt sich, dass die gemessenen Maximaltemperaturen in den Kolken mehrfach leicht über denjenigen der zugehörigen Referenzsonde liegen.

Tabelle 14: Mittlere (\emptyset), maximale und minimale Wassertemperatur in den Monaten Juni, Juli und August für die Kolke (_TIEF) und ihre Referenzsonden (_REF, grau hinterlegt)

Standort	Sonden ID	JUNI			JULI			AUGUST		
		\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min	\emptyset	Max	Min
Klangen I	KO1_TIEF	17	21,1	10,9	17,5	21,3	12,6	17,2	21,3	12,8
	KO1_REF	17,3	22,6	10,9	17,7	22,3	12,6	17,3	22,4	12,8
Klangen II	KO2_TIEF	17,4	22,7	10,9	17,7	22,4	12,6	17,4	22,4	12,8
	KO2_REF	17,3	22,7	11	17,7	22,4	12,6	17,4	22,4	12,8
Rennersdorf	KO3_TIEF	17,6	23,2	11	17,9	23,2	12,7	17,6	23,2	12,8
	KO3_REF	17,5	23,3	10,9	17,9	23,4	12,6	17,5	23,3	12,7

Im am weitesten flussauf gelegenen Kolk bei Klangen (Klangen I) lag die maximale Temperaturdifferenz zwischen Kolksonde (KO1_TIEF) und Referenzsonde (KO1_REF) bei 1,0° C, wobei die Referenzsonde an der Wasseroberfläche die wärmeren Temperaturen aufzeichnete. Wie in Abbildung 32 zu erkennen ist, nimmt die Temperaturdifferenz zwischen den beiden Sonden unter Tags zu und gleicht sich während der Nacht wieder aus.

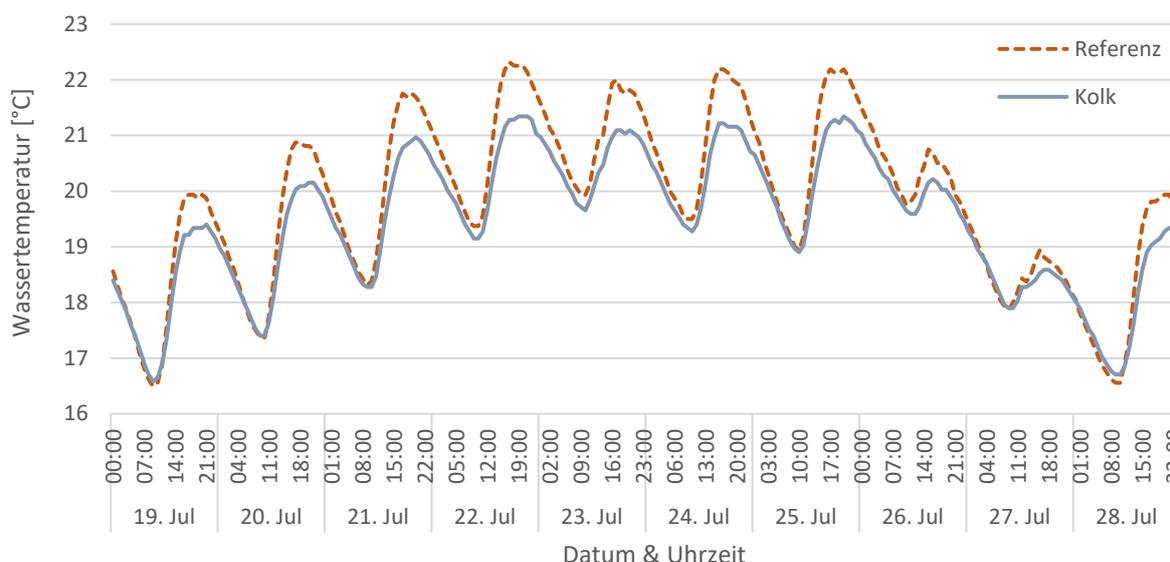


Abbildung 32: Gegenüberstellung der stündlichen Wassertemperaturen der sohnahen Temperatursonde (KO1_TIEF) und der Referenzposition (KO1_REF) für den Zeitraum 19. - 28. Juli im Kolk bei Klangen I (KO01).

Die maximale Temperaturdifferenz im Kolk Klangen II (180m flussab vom Kolk Klangen I) betrug 0,2 °C. Dieser geringe Unterschied zwischen Referenzsonde (KO2_REF) und Kolksonde (KO2_TIEF) ist im Tagesverlauf in Abbildung 33 nur schwer ersichtlich.

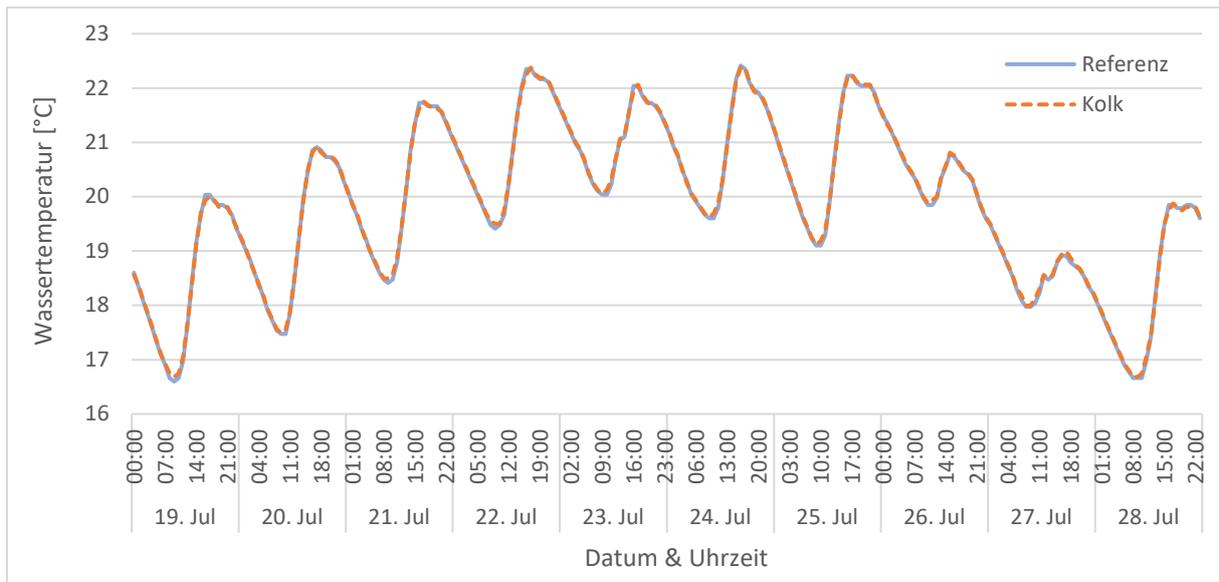


Abbildung 33: Gegenüberstellung der stündlichen Wassertemperaturen der sohnahen Temperatursonde (KO2_TIEF) und der Referenzposition (KO2_REF) für den Zeitraum 19. - 28. Juli im Kolk bei Klängen II (KO02).

Der Kolk bei Rennersdorf zeigte ebenfalls nur sehr geringe Unterschiede im Temperaturverlauf zwischen der Sonde am Gewässergrund (KO3_TIEF) und der Referenzsonde an der Wasseroberfläche (KO3_REF) (Abbildung 34). Die maximale Temperaturdifferenz lag bei 0,2° C.

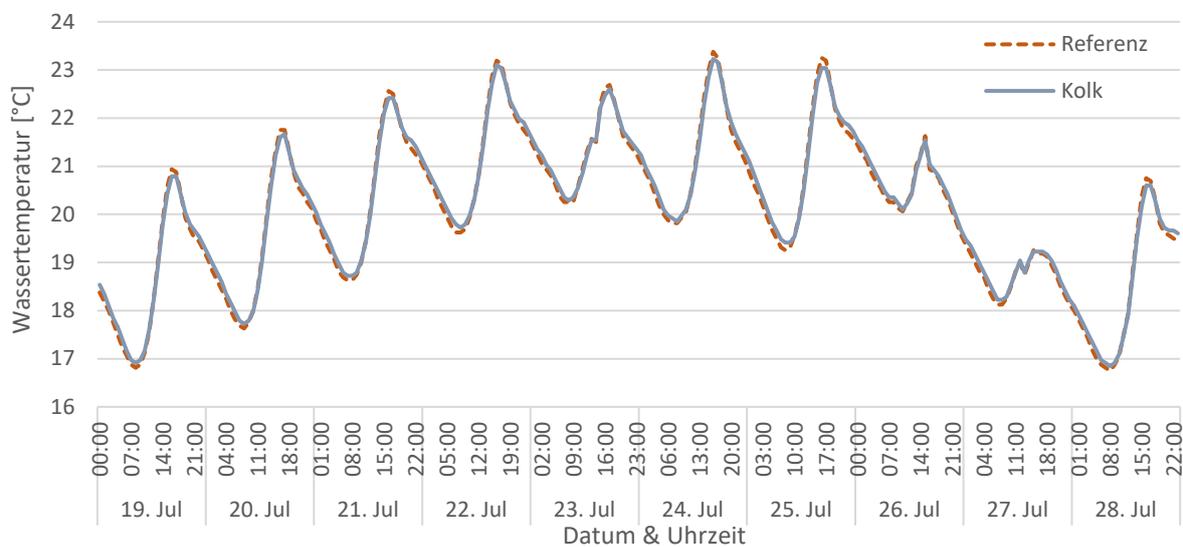


Abbildung 34: Gegenüberstellung der stündlichen Wassertemperaturen der sohnahen Temperatursonde (KO3_TIEF) und der Referenzposition (KO3_REF) für den Zeitraum 19. - 28. Juli im Kolk bei Rennersdorf (KO03).

Teil 3 - Ufervegetation und Hydromorphologie

Ufervegetation, Beschattung

Entlang der Ausleitungsstrecke Ober-Grafendorf wurden im Zuge der Vegetationskartierung 11 Abschnitte gebildet und in der Restwasserstrecke 24. In Prinzersdorf sind es 13 Abschnitte in der Ausleitung und 24 Abschnitte in der Restwasserstrecke. Tabelle 15 und Tabelle 16 im Anhang vermitteln eine detaillierte Übersicht über die einzelnen Abschnitte der beiden Ausleitungs- und Restwasserstrecken und deren vegetationspezifischen Eigenschaften.

Hinsichtlich der Vegetationsdichte sind leichte Unterschiede zwischen den beiden Ausleitungs- und Restwasserstrecken erkennbar (Abbildung 35 und Abbildung 36). In Ober-Grafendorf wurde in der Ausleitungsstrecke eine mittlere Vegetationsdichte von 84 % ermittelt und in der Restwasserstrecke 86 %. Es herrschen also annähernd vergleichbare Bedingungen. Abbildung 36 lässt erkennen, dass die Ausleitungsstrecke in Fließrichtung betrachtet zunächst eine komplett geschlossene Vegetation aufweist, bevor sie kurz vor Ober-Grafendorf sukzessive abnimmt. In der Restwasserstrecke sind in Fließrichtung betrachtet Anfangs offene Bereiche, auf die dann weitestgehend geschlossene Bereiche folgen.

In Prinzersdorf beträgt die durchschnittliche Vegetationsdichte in der Ausleitungsstrecke 67 % und in der Restwasserstrecke 83 %. Die Ausleitungsstrecke Prinzersdorf weist also im Vergleich aller vier betrachteten Abschnitte die geringste Vegetationsdichte auf. Im Vergleich zu Ober-Grafendorf ist in Prinzersdorf in beiden Strecken ein heterogeneres Bild der Vegetationsdichte gegeben, mit teilweise sehr hohen aber auch sehr niedrigen Werten, bis hin zu völlig offenen Bereichen, wie in der Ausleitungsstrecke knapp vor dem Zusammenfluss mit dem Kremnitzbach.

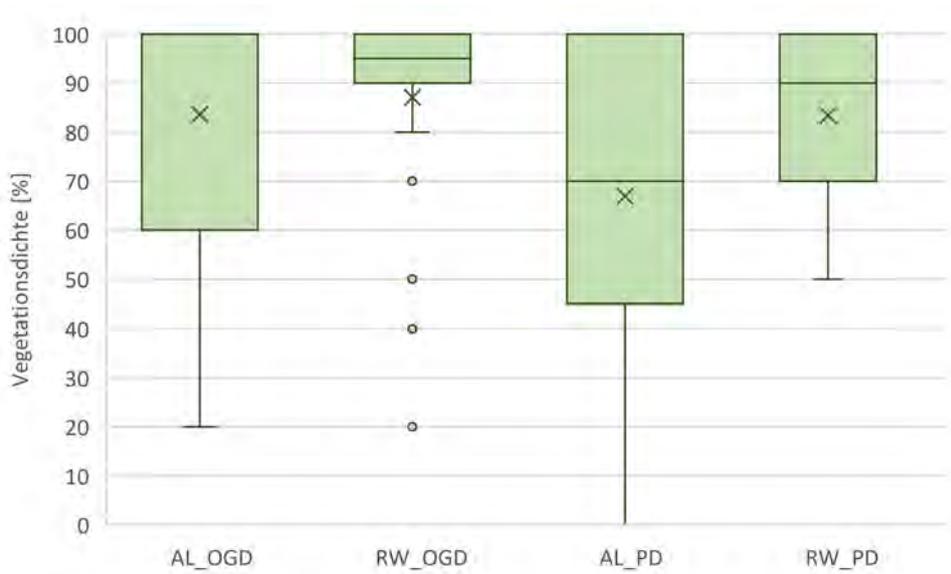


Abbildung 35: Vegetationsdichte in den Ausleitungsstrecken Ober-Grafendorf (AL_OGD) und Prinzersdorf (AL_PD) sowie den Restwasserstrecken bei Ober-Grafendorf (RW_OGD) und Prinzersdorf (RW_PD).

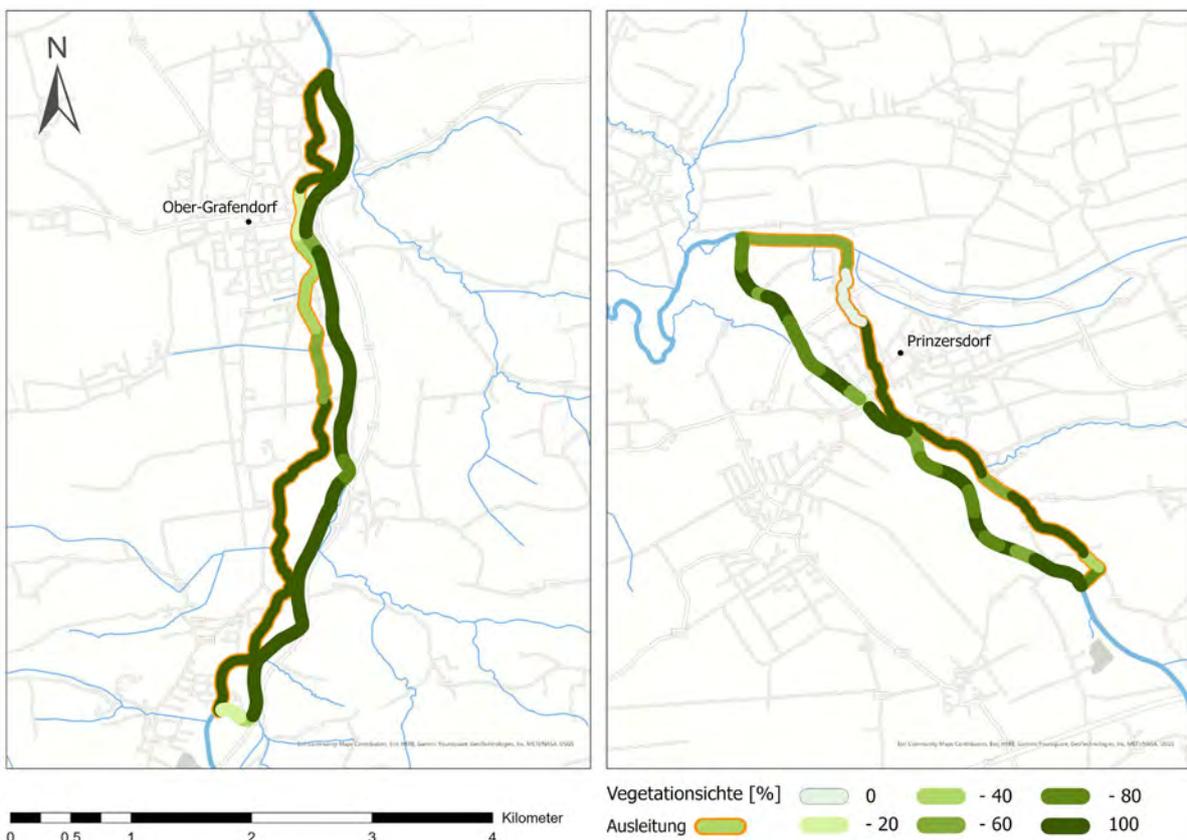


Abbildung 36: Klassifizierte Vegetationsdichte in den beiden Ausleitungs- und Restwasserstrecken bei Ober-Grafendorf (links) und Prinzersdorf (rechts).

Neben der Vegetationsdichte wurden die Höhe der Vegetation (Abbildung 37 und Abbildung 38) sowie der Überhang über das jeweilige Gewässer (siehe Tabelle 15 und Tabelle 16 im Anhang) aufgenommen. Die durchschnittliche Vegetationshöhe in Ober-Grafendorf betrug 9 m in der Ausleitungsstrecke und 17 m in der Restwasserstrecke. Im Vergleich dazu, am Standort Prinzersdorf, war die Vegetation durchschnittlich 7,5 m in der Ausleitungsstrecke und knapp 14 m in der Restwasserstrecke hoch. Die beiden Restwasserstrecken weisen also die höheren und damit vermutlich älteren Vegetationsbestände auf.

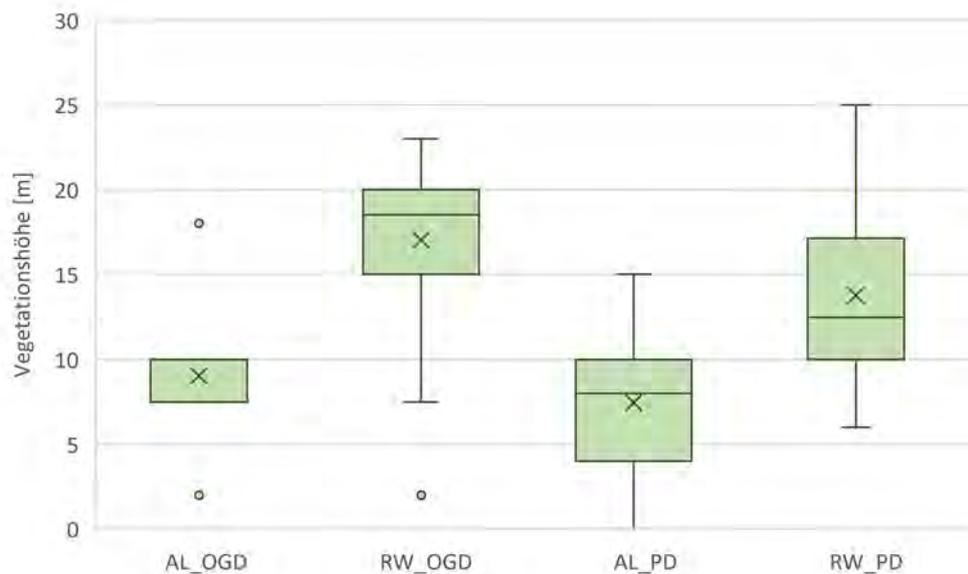


Abbildung 37: Vegetationshöhe entlang der Ausleitungsstrecken Ober-Grafendorf (AL_OGD) und Prinzersdorf (AL_PD) sowie der Restwasserstrecken bei Ober-Grafendorf (RW_OGD) und Prinzersdorf (RW_PD).

Der prozentuelle Überhang in Abhängigkeit der Gewässerbreite zeigt einen klaren Trend von geringerem Überhang in den Restwasserstrecken als in den Ausleitungsstrecken. Am Standort Ober-Grafendorf beträgt der durchschnittliche Überhang 75 % in der Ausleitungsstrecke und nur 26 % in der Restwasserstrecke. Ein ähnliches Bild zeigte sich in Prinzersdorf, wo die Ausleitungsstrecke einen Überhang von 66 % aufwies und die Restwasserstrecke 24 %. Abbildung 39 zeigt den Überhang der beiden Standorte zusätzlich in Metern.

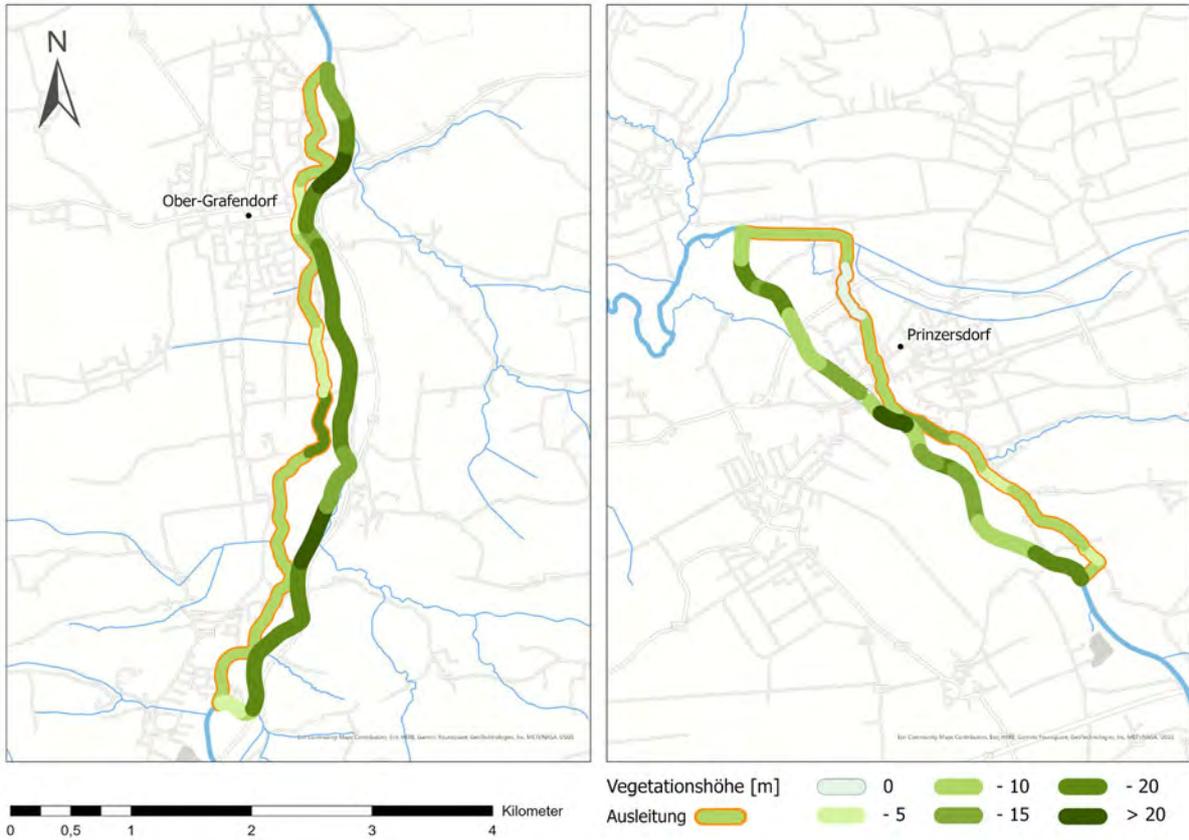


Abbildung 38: Klassifizierte Vegetationshöhe in den beiden Ausleitungs- und Restwasserstrecken bei Ober-Grafendorf (links) und Prinzersdorf (rechts).

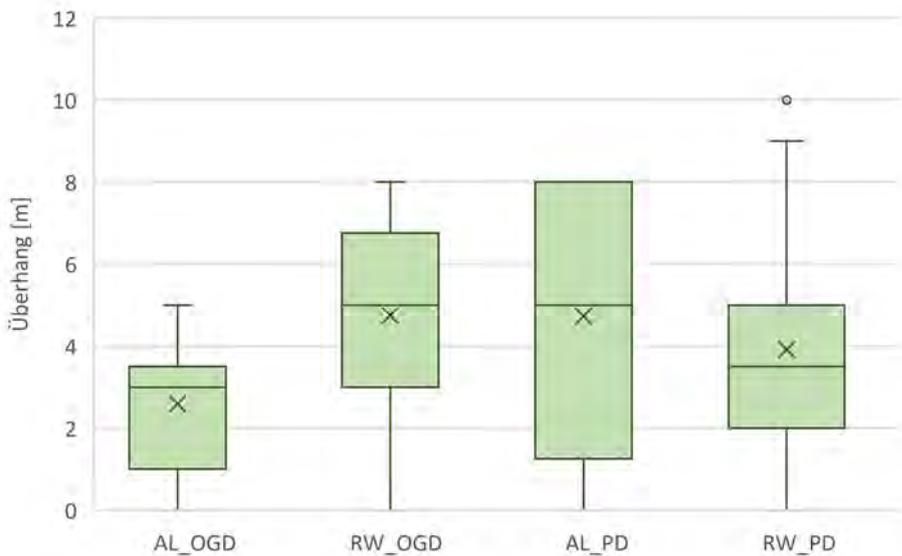


Abbildung 39 Überhang entlang der Ausleitungsstrecken Ober-Grafendorf (AL_OGD) und Prinzersdorf (AL_PD) sowie der Restwasserstrecken bei Ober-Grafendorf (RW_OGD) und Prinzersdorf (RW_PD).

Sommerliche Beschattung der Restwasser- und Ausleitungsstrecken

Da die Beschattung eine Auswirkung auf die Wassertemperaturentwicklung im Gewässer hat, wurde diese anhand der Sonnenkompassmessungen quantifiziert. Abbildung 40 und Abbildung 41 geben die durchschnittliche prozentuelle Verteilung der Sonnen-, Halbschatten- und Schattenstunden in den Monaten Juni, Juli und August wieder. Am Standort Ober-Grafendorf dominierten die beschatteten Abschnitte in der Ausleitungsstrecke mit 78 % im Vergleich zu 53 % in der Restwasserstrecke. Von Halbschatten dominierte Abschnitte sind in der Restwasserstrecke mit 11 % doppelt so häufig vertreten wie in der Ausleitungsstrecke mit 5 %. Sonnendominierte Abschnitte kommen in der Ausleitungsstrecke nur auf 16 %, in der Restwasserstrecke auf 36 %. In Summe wurde in der Ausleitungsstrecke also eine höhere Beschattung festgestellt als in der Restwasserstrecke.

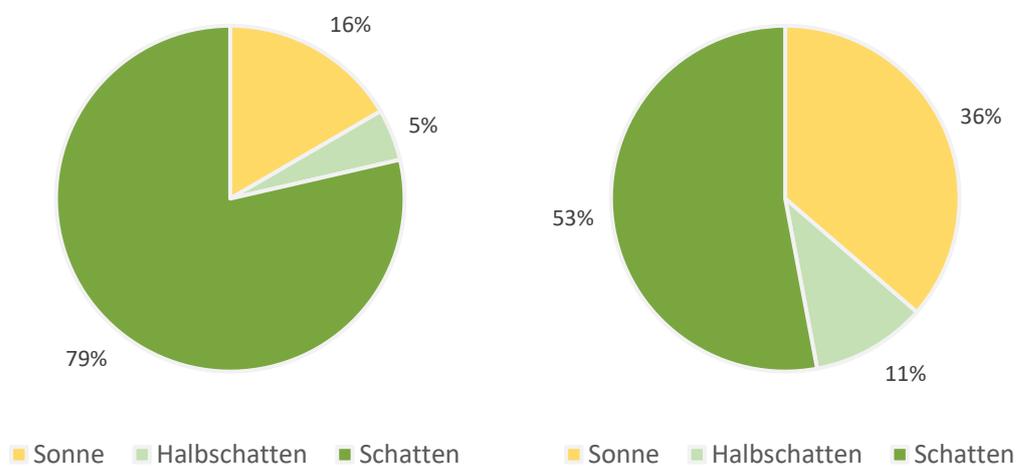


Abbildung 40: Anteile der Beschattungskategorien laut Sonnenkompass in der Ausleitungsstrecke (links) und der Restwasserstrecke (rechts) bei Ober-Grafendorf. Durchschnitt Juni, Juli und August.

Am Standort Prinzersdorf war die Ausleitungsstrecke mit 71 % Schattenanteil deutlich stärker beschattet als die Restwasserstrecke mit 41 %. Der Anteil an Abschnitten mit Halbschatten war ähnlich verteilt, mit je knapp 10 %, die Restwasserstrecke verzeichnete jedoch mit 49 % deutlich mehr anteilige Sonnenstunden als die Ausleitungsstrecke mit 21 %. Ähnlich der zweiten Ausleitungsstrecke bei Ober-Grafendorf war auch hier die Ausleitung stärker beschattet als die Restwasserstrecke. In der Restwasserstrecke ist der Anteil mit Sonneneinstrahlung aber doch deutlich höher als in Ober-Grafendorf.

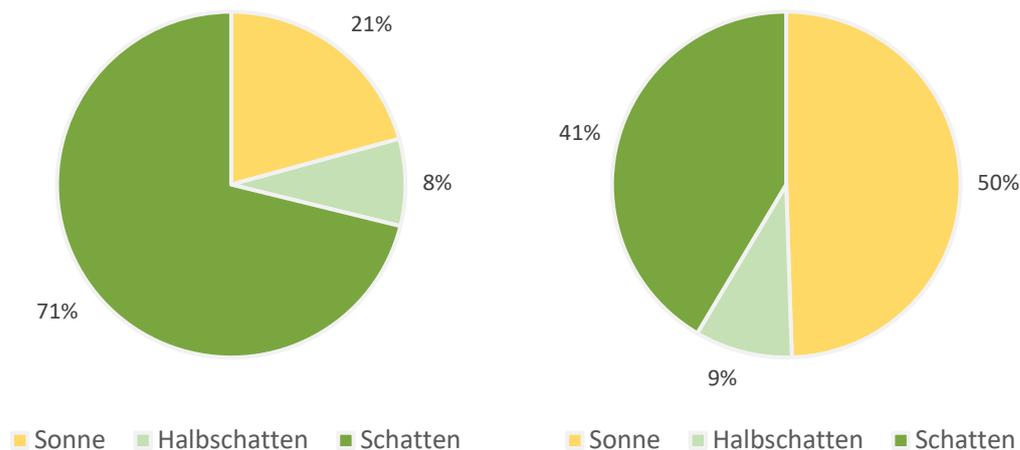


Abbildung 41: Anteile der Beschattungskategorien lt. Sonnenkompass in der Ausleitungsstrecke (links) und der Restwasserstrecke (rechts) bei Prinzersdorf - Durchschnitt Juni, Juli und August.

Hydromorphologie

Die Auswertung der Daten des dritten nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans aus dem Jahr 2021 (NGP 2021) zu den Belastungen Morphologie, Stauhaltungen, Restwasser und Querbauwerke zeigte, dass es zu keinen maßgeblichen Veränderungen an der Pielach im Vergleich zum zweiten NGP (2015) gekommen ist. Die Bewertungen der Morphologie hinsichtlich Uferdynamik, Sohldynamik, Laufentwicklung, Uferbegleitvegetation haben sich in diesem Zeitraum nicht verändert. Selbiges trifft auf die Bewertung der Stau- und Restwasserstrecken sowie die Art und Anzahl der Querbauwerke im Gewässer zu. Deshalb wird an dieser Stelle auf die wiederholte Darstellung der Belastungssituation anhand der NGP-Daten verzichtet. Eine ausführliche Analyse und Bewertung der Belastungen, sprich des morphologischen Zustandes sowie der hydromorphologischen Eingriffe entlang der Pielach, kann im Endbericht der Pielachstudie aus dem Jahr 2015 nachgelesen werden (siehe Pletterbauer, 2015).

Wassertiefe

Die mittlere Tiefe der Restwasserstrecke bei Ober-Grafendorf lag bei 0,4 m, in der Ausleitungsstrecke bei 0,8 m. In der Restwasserstrecke wurde eine durchschnittliche Maximaltiefe von 1,3 m gemessen, in der Ausleitungsstrecke lag diese bei 0,9 m. Ähnlich der Situation in Ober-Grafendorf kam die mittlere Wassertiefe der Restwasserstrecke in Prinzersdorf auf 0,4 m und die der Ausleitungsstrecke auf 0,9 m. Da im untersten Bereich der Ausleitungsstrecke der Kremnitzbach mündet, wurde dieser Abschnitt separat vermessen. Die mittlere Tiefe betrug hier 1,3 m. Die durchschnittlichen Maximaltiefen der beiden Strecken in Prinzersdorf waren ähnlich, mit einer maximalen Tiefe von 1,0 m in der Restwasserstrecke und 1,2 m in der Ausleitungsstrecke beziehungsweise 1,5 m nach Zusammenfluss mit dem Kremnitzbach.

Abbildung 42 visualisiert die Tiefenverteilung in den vier betrachteten Abschnitten und stellt diese gegenüber. Dabei wird die Ähnlichkeit der beiden Ausleitungsstrecken hinsichtlich der mittleren Wassertiefen klar ersichtlich, so wie auch dass die

Ausleitungsstrecke Ober-Grafendorf eine höhere Tiefenvariabilität aufwies als die in Prinzersdorf. Die Mediane der Restwasserstrecken waren im Vergleich deutlich geringer und in ähnlichen Wertebereichen angesiedelt. Die Tiefenvariabilität der Restwasserstrecken fiel gering aus.

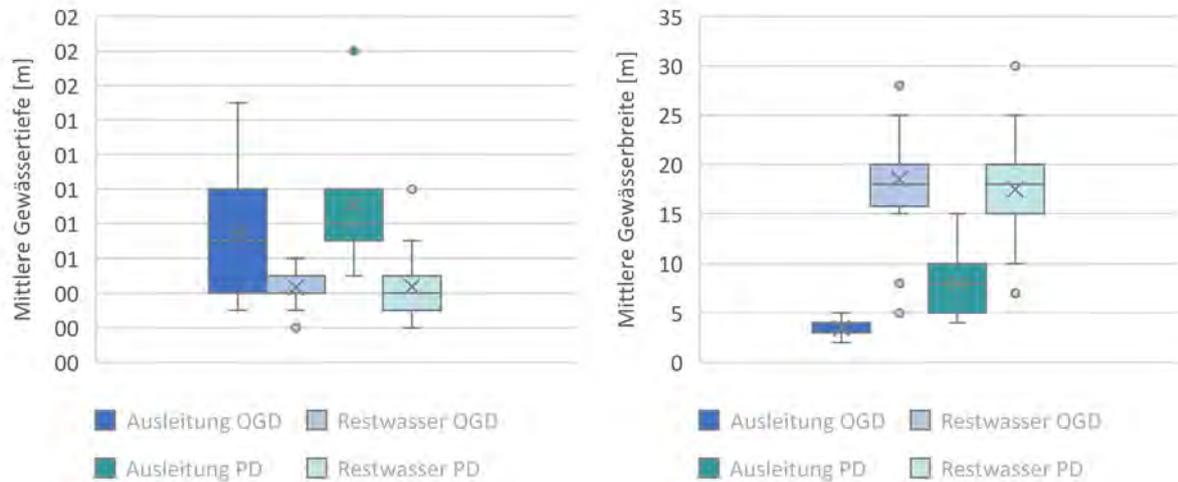


Abbildung 42: Tiefenverteilung (links) und Breitenverteilung (rechts) der kartierten Flussabschnitte in Restwasser- und Ausleitungsstrecken beider Standorte; OGD: Ober-Grafendorf, PD: Prinzersdorf.

Gewässerbreite

Hinsichtlich der Gewässerbreiten sind sehr deutliche Unterschiede zwischen den Ausleitungs- und Restwasserstrecken sowohl in Ober-Grafendorf als auch in Prinzersdorf zu erkennen. So war die Restwasserstrecke Prinzersdorf mit durchschnittlich 17 m Breite fast mehr als doppelt so breit wie die Ausleitungsstrecke mit 8 m. Noch ausgeprägter ist dies in Ober-Grafendorf, wo die Restwasserstrecke mit 18 m mehr als fünfmal so breit war, wie die durchschnittlich 3 m breite Ausleitungsstrecke.

In Abbildung 43 ist zu erkennen, dass die Gewässerbreiten der beiden Ausleitungsstrecken deutlich geringer ausgefallen sind und auch, dass insbesondere in der Ausleitungsstrecke Ober-Grafendorf eine sehr geringe Breitenvariabilität vorlag. Des Weiteren wird erkennbar, dass die Breiten der Restwasserstrecken beider Standorte meist zwischen 15 m und 20 m angesiedelt waren, wie auch dass die mittleren Breiten ähnlich ausfallen.

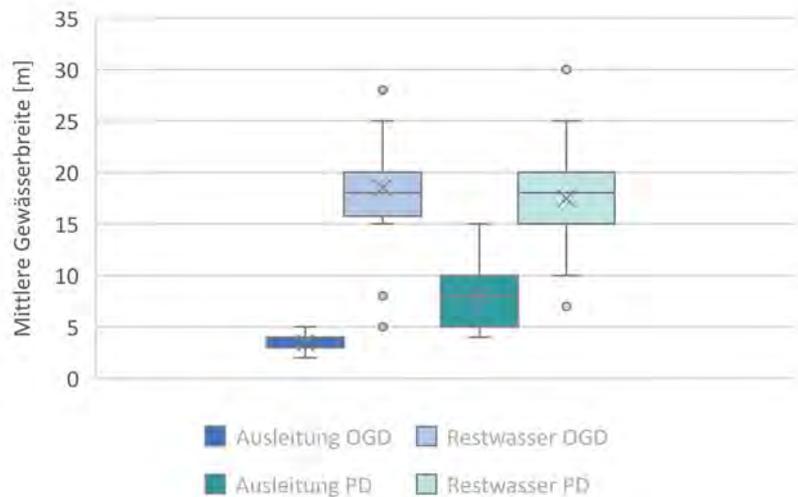


Abbildung 43 Durchschnittliche Gewässerbreiten der kartierten Abschnitte in Ausleitungs- und Restwasserstrecken, OGD: Ober-Grafendorf, PD: Prinzersdorf.

Zusammenfassende Darstellung der Vegetationsmerkmale und der Hydromorphologie

In Abbildung 44 werden die hydromorphologischen Merkmale und Merkmale der Vegetation, die in der Kartierung erfasst wurden, zusammenfassend für die Ausleitungsstrecken, die Restwasserstrecken und die Vollwasserstrecke zwischen Ober-Grafendorf und dem Salauer Wehr flussauf von Prinzersdorf abgebildet. Zu erkennen ist, dass die Abschnittslängen in den drei Strecken sehr unterschiedlich ausgeprägt sind. Jene der Ausleitungsstrecken und der Vollwasserstrecke sind am längsten. Dies lässt auf einen vergleichsweise homogenen Vegetationscharakter bzw. eine homogene hydromorphologische Ausprägung entlang der Strecken schließen, da Gewässerabschnitte auf Basis von Veränderungen von Gewässerbreite, Fließrichtung, dominierender Mesohabitate, Wuchshöhe und Vegetationsdichte der Ufervegetation abgegrenzt wurden.

Die Wassertiefen der Ausleitungsstrecken heben sich deutlich von jenen der Restwasserstrecken und des Vollwassers ab. Rest- und Vollwasser sind im Mittel vergleichsweise seicht. Hinsichtlich der benetzten Breite sind über alle drei Typen klare Unterschiede gegeben. Die mittleren Breiten der Vollwasserstrecken sind am höchsten, gefolgt von denen der Restwasserstrecken und den vergleichsweise schmalen Ausleitungskanälen. Die stärksten Ufer-Eintiefungen wurden in den Restwasserstrecken beobachtet, die im Median gut 1,5 m beträgt.

Auch die Vegetationsmerkmale der drei Streckentypen sind unterschiedlich ausgeprägt. Die Vegetationshöhe der Ausleitungsstrecken ist im Vergleich zu Rest- und Vollwasser geringer, der prozentuelle Überhang der Vegetation (gleichzusetzen mit dem Kronenschluss über dem Gewässer) ist aber deutlich über jenen der Rest- und Vollwasserstrecke. Daraus resultierend sowie aus dem Umstand, dass die Vegetationsdichte in allen drei Streckentypen ähnlich ausgebildet ist (Mediane zwischen

rd. 90 und 100 %), ergibt sich eine geringe Anzahl an Sonnenstunden bzw. im Umkehrschluss eine stärkere Beschattung in den Ausleitungsstrecken.

Die mittlere Vegetationshöhe in den Rest- und Vollwasserstrecken ist höher als in den Ausleitungsstrecken, was mitunter auf älteren Baumbestand schließen lässt. Dieser weist in der Vollwasserstrecke auch einen stärkeren Überhang auf. Bemessen an der Gewässerbreite ist aber in der Vollwasserstrecke der geringste prozentuelle Überhang angezeigt. Ähnlich schwach ausgeprägt ist der Kronenschluss in den Restwasserstrecken. Entsprechend hoch bzw. niedrig fallen in Rest- und Vollwasserstrecken die Ergebnisse zu den Sonnenstunden und der Beschattung aus.

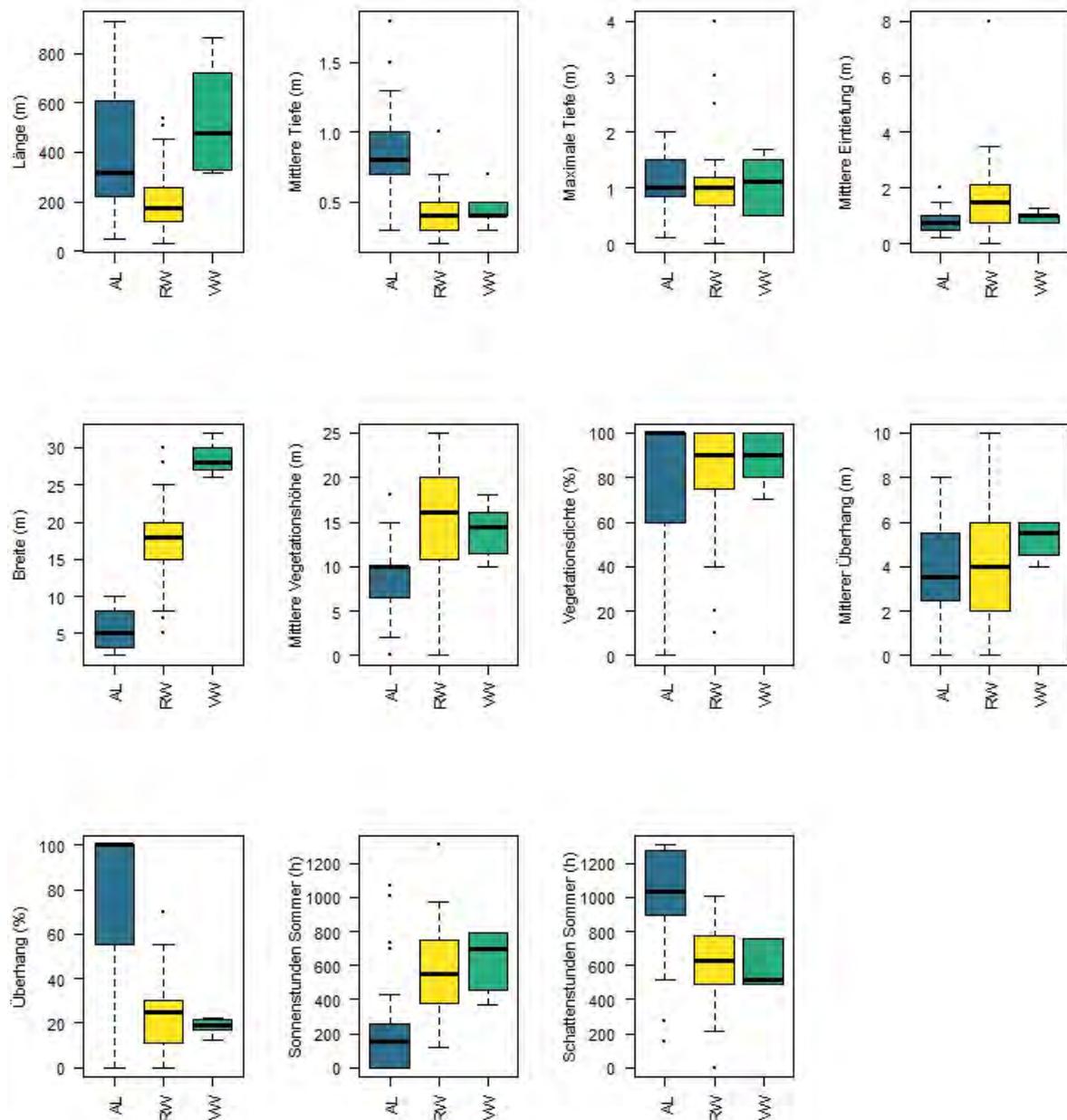


Abbildung 44: Hydromorphologische Merkmale und Merkmale der Vegetation zusammenfassend für die Ausleitungsstrecken (AL), die Restwasserstrecken (RW) und die Vollwasserstrecke (VW) zwischen Ober-Grafendorf und dem Salauer Wehr flussauf von Prinzersdorf. In die Betrachtung fließen die im Zuge der Kartierung definierten Merkmale der Abschnitte ein. Die beiden Rest- und Vollwasserstrecken werden jeweils zusammengefasst dargestellt. SD = Standardabweichung.

Im Rahmen der Entscheidungsbaumanalyse wurde geprüft, wie die hydromorphologischen und Vegetationsfaktoren auf die Temperaturentwicklung Einfluss nehmen. Das Analyseverfahren hat bei einem R^2 von 43,8 % den Überhang der Vegetation, gleichzusetzen mit dem Kronenschluss und dementsprechend sehr relevant für Beschattung, als den Faktor mit dem stärksten Einfluss identifiziert und unterteilt den Datensatz in jene Bereiche mit hohem Vegetationsüberhang ($\geq 30\%$) und jenen mit niedrigem Vegetationsüberhang ($< 30\%$) (Abbildung 45; siehe auch Abbildung 46 im Anhang). In den Bereichen mit geringem Überhang kommt es durchschnittlich zu einer Erwärmung von $0,36^\circ\text{C}/\text{km}$ (siehe Abbildung 46 im Anhang). In Bereichen mit höherem Vegetationsüberhang ist keine nennenswerte Temperaturveränderung pro Kilometer zu verzeichnen. Dort werden die Daten nochmal in seichtere und tiefere Bereiche unterteilt. Sind tiefere Abschnitte dabei, dann kann sogar eine leichte Abkühlung auftreten ($-0,32^\circ\text{C}/\text{km}$, siehe Abbildung 46 im Anhang). Diese Situation ist aber von untergeordneter Bedeutung, da nur 8 % der Datensätze in diese Kategorie fallen. Auch in Abschnitten, deren mittlere Tiefe 1,2 m unterschreitet kommt es zu keiner Erwärmung.

In Abschnitten geringer Beschattung kommt weiter die Variabilität der mittleren Tiefe als wichtiger Faktor zu tragen, wobei 25 % der Abschnitte eine geringe Tiefenvariabilität aufweisen. Dort wird auch die stärkste Erwärmung mit durchschnittlich $0,45^\circ\text{C}/\text{km}$ verzeichnet. Die Erwärmung in Abschnitten höherer Tiefenvariabilität ist auch von der Anzahl der Sonnenstunden abhängig. Ist diese gering, so liegt die Erwärmung bei $0,19^\circ\text{C}/\text{km}$. Ist sie hoch, so steigt der Wert auf knapp $0,4^\circ\text{C}/\text{km}$.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Temperaturentwicklung zunächst von der Beschattung, also der Vegetation abhängig ist, und dass dann hydromorphologische Komponenten zu tragen kommen. Der linke Ast des Entscheidungsbaumes in Abbildung 45, wo eine hohe Beschattung gegeben, repräsentiert primär die Ausleitungsstrecken in denen keine Erwärmung festzustellen war. Im rechten Ast des Entscheidungsbaums, wo geringe Beschattung durch Vegetationsüberhang verortet ist, beinhaltet hauptsächlich die Restwasserstrecken und die Vollwasserstrecken. Eine variable Wassertiefe ist dort mit einer geringeren Erwärmung verbunden. Umgekehrt sind die Abschnitte geringer Wassertiefenvariabilität (was auf eine geringe morphologische Heterogenität schließen lässt).

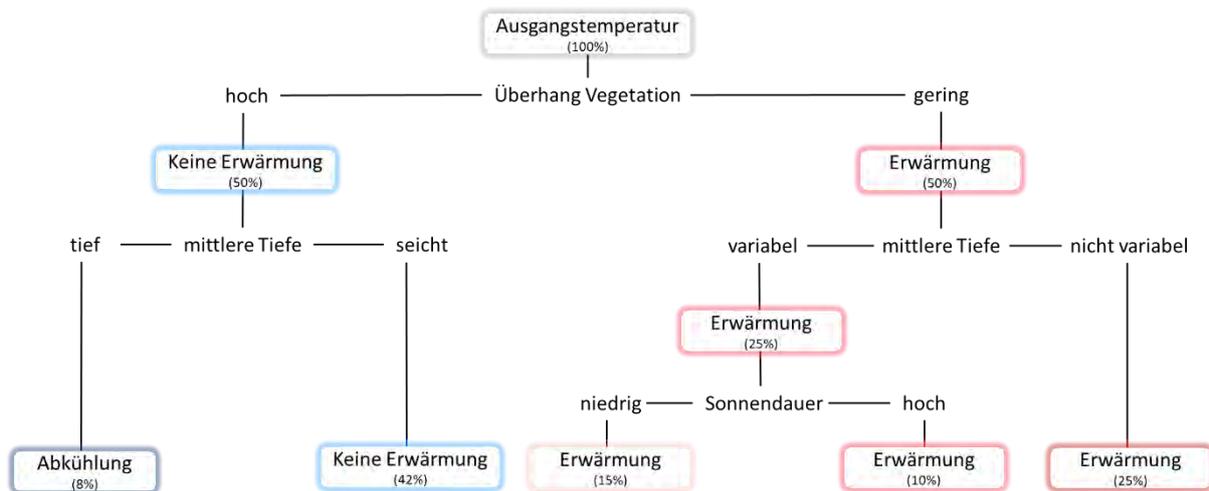


Abbildung 45: Schematische Darstellung der Entscheidungsbaumanalyse zu Entwicklungen von Temperaturunterschieden in den Restwasser-, Ausleitungs- und Vollwasserstrecken. Abgebildet wird der Einfluss hydromorphologischer Faktoren sowie der Vegetationsmerkmale inkl. der Sonnendauer auf die Temperaturentwicklung (DeltaT/km zwischen zwei Sonden). Die in Klammer geschriebenen Werte zeigen die prozentuale Verteilung der Daten an. Die Farbgebung orientiert sich am Grad der Temperaturänderung. Eine genauere Darstellung mit den identifizierten Grenzwerten und Temperaturveränderungen ist im Anhang (Abbildung 46) abgebildet.

7. Zusammenfassung & Diskussion

Die Pielach wurde vor rund zehn Jahren in einer vergleichbaren Studie hinsichtlich des Fischbestandes und des longitudinalen Temperaturregimes untersucht (Pletterbauer et al., 2015). Die wichtigsten fischökologischen Erkenntnisse damals waren, dass die Pielach lediglich im Oberlauf vitale Fischbestände beherbergt, sowie dass der Mittel- und Unterlauf große fischökologische Defizite aufweisen und dementsprechender Handlungsbedarf angezeigt ist. Sowohl die Biomassen, die Fischdichten und die Populationsstrukturen, als auch das Artenspektrum ließen damals auf klare Defizite im Lebensraum schließen. Hinsichtlich des thermalen Regimes wurde ein Temperaturgradient von knapp 5°C unterhalb der Nattersbachmündung und der Mündung in die Donau beobachtet sowie Spitzenwerte von 19°C im Oberlauf und knapp 24°C im Unterlauf. Eine weitere zentrale Erkenntnis war, dass ein Wärme-Überhang an der Grenze von Hyporhithral und Epipotamal besteht. Flussab des Wehres bei Hafnerbach bzw. unterhalb der Kremnitzbachmündung wurde eine Stagnation der Maximaltemperaturen sowie lokale Abkühlungsprozesse registriert. Die Autoren führen in Pletterbauer et al. (2015) diese Beobachtung primär auf zwei Wirkungsmechanismen zurück: Bis zur Mündung des Kremnitzbaches (flussauf von Wimpassing) verläuft die Pielach in Süd-Nord Richtung. Demzufolge kann selbst bei vorhandener Ufervegetation die Sonne den Großteil des Gewässerlaufes im Sommer stark bestrahlen. Weiters befindet sich der Bereich mit dem größten Temperaturüberhang unterhalb ausgedehnter Restwasserstrecken: Jene bei Ober-Grafendorf sowie die bei Prinzersdorf. Eine Begünstigung von Erwärmungsprozessen wurde damals als naheliegend angenommen. Diese Annahme bildete den Grundstein der hier vorliegenden Studie, in der insbesondere

der Frage nach dem Einfluss der Restwasserstrecken sowie der Vegetation auf das thermale Regime der Pielach nachgegangen wurde.

Thermales Regime im Sommer 2022

Longitudinale Temperaturentwicklung

Die Wassertemperaturen der Pielach wurden im Sommer 2022 gemessen. Zwischen der am weitesten flussauf gelegenen Sonde (LG1 - Pielachleitengegend) und der am weitesten flussab gelegenen (LG7 - Spielberg) wurde im Durchschnitt eine Erwärmung von 6 °C registriert. Die maximale Tagestemperaturdifferenz zwischen diesen beiden Sonden betrug knapp 8 °C. Der höchste Messwert von 24 °C wurde interessanterweise bei einer Sonde im Mittellauf (LG5 - Völlerndorf) gemessen. Zusammenfassend sind diese Ergebnisse mit jenen aus Pletterbauer et al. (2015) vergleichbar. Es wurde ein vergleichbarer Temperaturgradient zwischen dem Ober- und dem Unterlauf registriert, berücksichtigt man, dass im Rahmen der vorliegenden Studie der oberste Messpunkt flussauf des durchschnittlich wärmeren Nattersbaches verortet war. Auch die gemessenen Maximaltemperaturen der beiden Studien ähneln einander. Zu beachten ist jedoch, dass die Spitzentemperaturen bei Pletterbauer et al. (2015) nahe der Mündung in die Donau gemessen wurden und diesmal bei Völlerndorf. Dies kann als Zeichen einer weiteren Erwärmung interpretiert werden, muss aber freilich auch im Kontext saisonaler Variabilität gesehen werden.

Zur Verdeutlichung klimatischer Veränderungen eignen sich Messreihen der Tagesmittelwerte besser als einzelne Extremwerte. In diesem Zusammenhang kann festgehalten werden, dass im Mittellauf der Pielach, bei Völlerndorf, im Jahr 2022 in Summe 54 Tage registriert wurden, an denen die mittlere Tagestemperatur die 18 °C-Marke überschritten hat (Abbildung 22). Die Messungen des Jahres 2013 registrierten lediglich zwei Tage (Pletterbauer et al., 2015). Auch die Messungen des Ober- und Unterlaufs ergeben ähnliches: Im Vergleich zu 2013, wo bei Kirchberg an der Pielach keine Tage mit Tagesmittelwerten über 18 °C registriert wurden, sind im Jahr 2023 beim nahe gelegenen Standort Warth acht Tage registriert worden (vgl. Pletterbauer et al., 20215). Im Unterlauf, bei Spielberg, erbringt der Vergleich 34 Tage im Jahr 2013 und eine knappe Verdoppelung mit 66 Tagen im Jahr 2023. Diese Vergleiche schließen an die in Pletterbauer et al. (2015) beschriebenen Veränderungen im Temperaturhaushalt der Pielach an und lassen, im Angesicht der Temperaturschwellenwerte für kaltwasserliebende Fischarten, Auswirkungen auf die Fischzönose vermuten (siehe unten).

Auswertungen zu den klimatischen Bedingungen des Jahres 2022 zeigen, dass die Sommertemperaturen des Tieflands mit 3,5 °C über dem Sommermittel der jüngeren Vergangenheit (1961-1990) lagen und der drittwärmste Sommer, seit es Aufzeichnungen

gibt, registriert wurde³. Auch der hier für Vergleichszwecke herangezogene Sommer 2013 zählte zu den 15 wärmsten der letzten 257 Jahre (ZAMG Messreihe seit 1767). Die beiden untersuchten Jahre bilden also die aktuellen klimatischen Entwicklungen und die Auswirkungen des Klimawandels auf das Temperaturregime von Fließgewässern gut ab.

Wie bereits bei Pletterbauer et al. (2015) beobachtet, konnte auch diesmal festgestellt werden, dass es am Übergang vom Hyporhithral zum Epipotamal zu einem Temperaturüberhang kommt. Es ist also als Charakteristikum des longitudinalen Temperaturverlaufs der Pielach zu verstehen, dass es im gesamten Ober- und Mittellauf zu einer konstanten, beinahe linearen Zunahme der Wassertemperatur kommt und ab dem Bereich flussab Prinzersdorf kaum noch eine Erwärmung stattfindet (Abbildung 19 & Abbildung 21). Die Ursache für diese Entwicklung ist unter anderem in der Topographie, konkret in dem von Süden nach Norden gerichteten Flusslauf mit entsprechender Sonneneinstrahlung, zu sehen. Unseren Analysen zufolge muss ebenso eine Ursache in der Existenz und der Ausprägung der den Mittellauf bestimmenden Restwasserstrecken gesehen werden. In den breiten und gleichförmig flachen Strecken, die sich von Ober-Grafendorf flussab fast durchgehend bis zur Kremnitzbachmündung erstrecken, ist eine starke Erwärmung festzustellen.

Die Vergleiche der Sonden in Restwasser- und der Ausleitungsstrecken zeigen, dass im Restwasser konstant höhere durchschnittliche Temperaturen festzustellen sind (Tabelle 12 & Tabelle 13). In beiden Restwasserstrecken wird auch der Schwellenwert einer mittleren Tageswassertemperatur von 18°C öfters überschritten als in den Ausleitungsstrecken (Abbildung 27 & Abbildung 29). In der Strecke bei Ober-Grafendorf sind es 53 Tage in der Ausleitungsstrecke und 43 Tage in der dazu gehörenden Restwasserstrecke. Ähnlich in Prinzersdorf, mit 57 Tagen in der Ausleitungsstrecke und 62 Tagen in der Restwasserstrecke. Auch kritische Tagesmaximaltemperaturen über 22°C werden öfter in den Restwasserstrecken erreicht (Abbildung 28 & Abbildung 30). Die Strecke bei Prinzersdorf sticht diesbezüglich heraus, da hier der Schwellenwert von 22 °C an neun zusätzlichen Tagen in der Restwasserstrecke überschritten wurde. Erwähnenswert ist, dass in beiden Ausleitungsstrecken keine bzw. nur äußerst geringfügige Erwärmungen gemessen wurde. Der verhältnismäßig schmale und gleichzeitig tiefe sowie gleichförmig fließende Wasserkörper in den Ausleitungsstrecken nimmt weniger Temperatur auf.

Auf Basis der Entscheidungsbaumanalyse (Abbildung 45) kann abgeleitet werden, dass vor allem der Faktor Vegetationsüberhang, aber auch die Wassertiefe und die hydromorphologische Heterogenität (Tiefenvariabilität) entscheidend bei der Erwärmung des Wassers sind. Die Auswertung der Vegetationskartierung ergab, dass die Ausleitungsstrecken im Vergleich zu den Restwasserstrecken stärker beschattet aber gleichzeitig schmaler und tiefer sind (Abbildung 40 & Abbildung 41). Dies lässt sich unter anderem auf die unterschiedlichen Gewässerbreiten der beiden Streckentypen

³https://www.zamg.ac.at/cms/de/dokumente/klima/dok_news/dok_histalp/sommerbericht-2022/histalp-oesterreich-sommerbericht-2022

zurückführen (Abbildung 43). Die Restwasserstrecken weisen eine durchschnittliche Breite von gut 17 m auf, was deutlich breiter ist als die Ausleitungsstrecken (3 bis 8 m). Die Gewässerbreite der Restwasserstrecken ermöglicht eine längere Sonneneinstrahlung auf die Wasserfläche, womit ein höherer Energieeintrag ermöglicht wird. Die ältere und dementsprechend höhere Vegetation entlang der Restwasserstrecken bzw. die teilweise höhere Vegetationsdichte, wie im Fall der Restwasserstrecke am Standort Prinzersdorf (83 % vs. 67% in der Vollwasserstrecke), vermögen dies nicht zu kompensieren.

Dass in den Restwasserstrecken abseits der stärkeren Erwärmung auch eine schnellere Abkühlung festgestellt wurde (Tabelle 12 & Tabelle 13), muss auch im Zusammenhang mit der spezifischen Wärmekapazität des Wassers gesehen werden. Die größeren und ‚kompakteren‘ (d.h. schmaler und tiefer) Wassermengen in den Ausleitungsstrecken erwärmen sich langsamer bzw. kühlen langsamer ab als die geringen Abflussmengen in den Restwasserstrecken.

Ein anderer Aspekt, der Gegenstand weiterer Untersuchungen sein muss, befasst sich mit der Frage, inwieweit die Unterschiede hinsichtlich der hydraulischen Bedingungen in den Rest- und Vollwasserstrecken Einfluss auf die Temperaturentwicklung haben. Konkret ist von unterschiedlichen Durchflussgeschwindigkeiten zwischen Rest- und Vollwasser auszugehen, womit abseits der oben beschriebenen Vegetations- und hydromorphologischen Merkmale von einem Einfluss auf die Temperaturentwicklung ausgegangen werden kann. Gleichzeitig ist die Frage zu stellen, inwieweit Austauschprozesse mit dem Grundwasser begünstigt durch morphologische Strukturvielfalt die Temperaturentwicklung in den Restwasserstrecken und gegebenenfalls auch in den Ausleitungsstrecken beeinflussen?

Zusammenfassend bleiben für eine endgültige Beurteilung des Zustandekommens des Temperatur-Überhangs im Mittellauf der Pielach noch Fragen bestehen. Die hier erarbeiteten Ergebnisse legen jedoch nahe, dass die geringe Beschattung, die geringen Wassertiefen und die strukturelle Situation hinsichtlich der Morphologie in den beiden Restwasserstrecken eine Erwärmung des Wassers begünstigen. Diesbezüglich ist auch die zwischen den Restwasserstrecken liegende Vollwasserstrecke nicht vollständig auszunehmen, da auch dort wenig Beschattung, geringe Wassertiefen, und keine große Tiefenvariabilität vorherrschen. In diesem Kontext ist auch das Auftreten der gemessenen Maximaltemperaturen in eben dieser Vollwasserstrecke weniger überraschend.

Im internationalen Vergleich fügen sich die Ergebnisse der Pielach gut in den heutigen Wissenstand zum Temperaturhaushalt von Fließgewässern ein. O'Brian et al. (2017) und Wondzell et al. (2018) beschreiben, dass die Beschattung durch Ufervegetation einen klaren Einfluss auf die Fließgewässertemperatur hat. Ebenso konnte bereits dokumentiert werden, dass es in Ausleitungsstrecken zu einer langsameren Erwärmung des Wassers kommt (Sinokrot & Gulliver, 2000; Meier et al., 2003; Žganec, 2012). Und auch die Beobachtung, dass der (hydro)morphologische Zustand das Temperaturregime eines Flusses beeinflusst, wird von den Ergebnissen an der Pielach gestützt. O'Brian et al. (2020) beschreiben in diesem Zusammenhang, dass geomorphologische Eigenschaften, die mit der natürlichen Ausgestaltung des Flusslaufs in Verbindung stehen, dazu beitragen,

niedrigere Temperaturen aufrechtzuerhalten und thermische Stabilität zu gewährleisten, indem sie den Austausch von Strömungen zwischen der Wasseroberfläche und dem Grundwasser fördern. Der begradigte und regulierte Mittellauf der Pielach wirkt demnach nachteilig auf den Austausch mit dem kühlenden Wasser des Grundwasserkörpers.

Zubringer

Von dem meisten Zubringer ist kein nennenswerter Einfluss auf die Erwärmung der Pielach auszugehen, was auch durch die Messdaten gestützt wird. Dies liegt einerseits an der, im Verhältnis zur Pielach, geringen Wasserspende, über die die meisten Zubringer verfügen. Darüber hinaus ist ein Großteil der Wassertemperaturmessungen in den Zubringern kühler als jene im Hauptfluss (Abbildung 21).

Nennenswerte Ausnahmen bilden der Nattersbach und der Kremnitzbach (inkl. Rückleitung) sowie tlw. die Sierning. Der Nattersbach, dessen Wassertemperatur beim Zufluss in die Pielach im Dreimonatsdurchschnitt $0,3\text{ °C}$ und an einzelnen Tagen bis zu $2,9\text{ °C}$ höher war, lässt einen klaren Einfluss an der Pielach erkennen. Anzumerken ist, dass im Bereich von Pielach und Nattersbach bei Pielachleitengegend, beide Gewässer in absoluten Werten noch sehr kühl sind. Anders der Kremnitzbach, der beim Zusammenfluss mit der Ausleitungsstrecke in Prinzersdorf das Wasser abkühlt. Dies liegt nicht nur an dem kühleren Wasser der Ausleitungsstrecke, die über den Kremnitzbach in die Pielach rückgeleitet wird, sondern auch am kalten Wasser des Kremnitzbaches selbst, wie eine Sonde flussauf des Zusammenflusses mit der Ausleitung festhielt.

Die teilweise recht unterschiedlichen Temperaturen nahe zueinander gelegener Zubringer begründen sich höchstwahrscheinlich in der unterschiedlichen Lauflängen, der Abflussmenge und/oder der Art der Speisung (etc.). Anthropogene Veränderungen, wie etwa durchströmte Teichanlagen, könnten auffällige Temperaturverhältnisse, wie beispielsweise am Grubbach beobachtet, erklären. Dort wurden mit knapp 25 °C die höchsten Maximalwerte im gesamten Untersuchungsgebiet gemessen.

Kolke als thermale Refugialhabitate für den Huchen

Die im Rahmen dieser Studie beobachteten Temperaturmaxima von gut 24 °C sowie das zunehmend ausgeprägte Auftreten von Perioden höherer Wassertemperaturen bedeuten für manche in der Pielach vorkommenden Fischarten, insbesondere für Salmoniden, bereits eine hohe thermische Belastung. Vor diesem Hintergrund wurde der Frage nachgegangen, ob thermische Refugialhabitate in tiefen Kolken begünstigt durch Grundwassereintritte existieren. Von drei beobachteten Kolken wies einer (Klangen I) deutliche Unterschiede im Tagestemperaturverlauf zwischen Referenzsonde an der Oberfläche und der Tiefensonde im Kolk auf. Der Temperaturverlauf der Kolksonde zeigte eine geringere tageszeitliche Amplitude im Vergleich zur flussauf gelegenen Referenzsonde mit bis zu einem $1,0\text{ °C}$ Unterschied. Damit ist ein Beleg erbracht, dass es stellenweise zu Kaltwassereintritten kommt, die einen kühlenden Effekt auf die fließende Welle und auf das Habitat haben. Ein im Jahr 2023 begonnenes Folgeprojekt, geht dieser Frage im Detail nach und analysiert Temperaturunterschiede an insgesamt elf Standorten

entlang der Pielach (Busch, in prep.). Erste Ergebnisse verdeutlichen, dass dieses 2022 erstmalig dokumentierte Phänomen häufiger auftritt. Temperaturunterschiede von mehr als 0,5 °C zwischen Kolk- und Referenzsonde konnten an neun der elf Standorte nachgewiesen werden. Am erneut untersuchten Standort Klängen I wurde im Juli 2023 ein maximaler Unterschied von 3,1 °C dokumentiert. Methodisch ist es jedenfalls sehr herausfordernd die Wassertemperaturen an tiefen Stellen in Kolken zu erfassen. Da diese tiefen Stellen auch gerne als Badeplätze genutzt werden und Sonden, die sichtbar sind, gerne von neugierigen Badegästen entfernt werden. Gleichzeitig ist es auch leicht möglich, dass die versenkten Sonden durch Sediment verschüttet werden und nicht mehr geborgen werden können.

Die gezielte Nutzung dieser Habitate durch Fische ist wissenschaftlich noch nicht untersucht worden. Fischereivertreter an der Pielach, mit deren Hilfe die Standorte für diesen Studienaspekt ausgewählt wurden, berichten aber darüber, dass adulte Huchen diese Stellen in Hitzeperioden gezielt aufsuchen und davon Gebrauch machen. Angesichts der im Rahmen von Busch (in prep.) berichteten Temperaturunterschiede erscheint dies sehr plausibel. International rücken Fragestellungen zum Umgang der Tierwelt mit den Bedrohungen des Klimawandels zusehends in den Fokus wissenschaftlicher Fragestellungen (z.B. Beever et al., 2017). Im aquatischen Bereich werden insbesondere auch Fragestellungen zu Managementmöglichkeiten adressiert (z.B. Beechie et al., 2013; Isaak et al., 2015; Kurylik et al., 2015; Ebersole et al., 2020). Forschung, die auch an der Pielach angesichts der voranschreitenden Erwärmung an Bedeutung gewinnt.

Fischökologie

Die fischökologische Situation an der Pielach lässt für die letzten 10 Jahre keine bedeutsamen Veränderungen erkennen. Die bei Pletterbauer et al. (2015) festgestellten Fischartenzusammensetzungen und Biomasseniveaus sind mit Ausnahme geringfügiger Abweichungen unverändert. Im noch zum Oberlauf der Pielach gezählten Bereich bei Warth konnte ein vergleichsweise intakter Fischbestand nachgewiesen werden. Flussab davon sind die Biomassen als gering anzusprechen, sieht man von den Ergebnissen des Aitels ab. Nach dem vor 10 Jahren festgestellten Einbruch der Biomassen ist es zu keiner Erholung des Fischbestands gekommen. Die Lebensraumdefizite haben sich weitestgehend manifestiert. Im Bereich von Warth sind Rhithralisierungseffekte zu erkennen, die im Zusammenhang mit den dort getroffenen Flussregulierungsmaßnahmen stehen (Abbildung 17).

Nicht nur die Defizite im Lebensraum zeichnen sich ab, auch der Einfluss des Klimawandels kann in den Daten vermutet werden. Bei Pletterbauer et al. (2015) wurde bereits darauf hingewiesen, dass beispielsweise der erstmalige Nachweis des Schneiders in Völlerndorf als Anzeichen temperaturbedingter Verschiebungen der Zönose gesehen werden kann. Der Schneider dürfte sich in Völlerndorf etabliert haben, wie die Daten der aktuellen Befischung zeigen. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde erstmals der Gründling in Völlerndorf nachgewiesen. Ob der Nachweis dieser als (meso)euzytherm und Kaltwasser-bevorzugenden Fischart (Jungwirth et al., 2003; Blanck et al., 2007) ein Indiz

für den Klimawandel ist, bleibt zunächst offen. Festzuhalten ist, dass die am weitesten flussauf gelegene Ausbreitungsgrenze bisher bei der Kremnitzbachmündung dokumentiert wurde. Im Rahmen der vorliegenden Studie gelang erstmal ein Nachweis beim sechs Kilometer flussauf gelegenen Völlerndorf (Tabelle 8). Ein ähnliches Indiz für die Auswirkungen des Klimawandels kann im Verschwinden von Äsche und Bachforelle in der Neubacher Au vermutet werden. Es ist keinesfalls auszuschließen, dass auch andere Faktoren, wie Prädation, die Kraftwerksproblematik, oder die allgemeine Lebensraumsituation und deren Wechselwirkung (mit)verantwortlich für das Verschwinden sind.

Mit den Veränderungen im Temperaturregime ist jedoch mit großer Wahrscheinlichkeit ein weiterer Faktor mit großem Einfluss auf die Verbreitung und Ausprägung der Fischbestände gegeben. Schließlich ist weitgehend bekannt, dass erhöhte Wassertemperaturen für Fische einen maßgeblichen Stressfaktor darstellen (Alfonso et al. 2021) und der Klimawandel die Verschiebung von Fischzönosen zur Folge hat (Pletterbauer et al., 2015b). In diesem Zusammenhang ist auch auf die Stellung des Aitels in der Fischzönose hinzuweisen. Die langjährige Datenreihe an der Pielach zeigt, dass der Aitel zusehends an Dominanz gewinnt, die sich kontinuierlich weiter nach oben verschiebt. Die Verschlechterung der Lebensraumsituation aber auch die Veränderungen im Temperaturregime der Pielach sind für den Aitel von geringerer Problematik, da er als Ubiquist zu jenen Arten zählt, die hinsichtlich Schwankungen bzw. Änderungen lebenswichtiger Umweltfaktoren tolerant ist (Jungwirth et al., 2003).

Zusammenfassend sind die fischökologischen Daten so zu interpretieren, dass es abseits gängiger Populationsschwankungen neuerlich Anzeichen einer Anpassung an die steigenden Temperaturen in der Pielach gibt. Dies ist im Angesicht der an Dauer und Intensität zunehmenden Warmwasserperioden keineswegs überraschend. Temperaturen bis 25 °C können von Salmoniden wie der Bachforelle zwar toleriert werden, liegen allerdings bereits deutlich außerhalb des optimalen bzw. präferierten Temperaturbereichs von < 19 °C (Jungwirth et al., 2003). Auch für die Äsche gilt, dass Temperaturen jenseits der 25 °C nicht toleriert werden. Bereits ab 21 °C sind Auswirkungen auf die Physiologie gegeben, wie etwa in der Form, dass das Wachstum eingestellt wird (Mallet et al., 1999). Ältere Literatur beschreibt, dass Äschen nur in Gewässern vorkommen, deren Tagesmittelwerte 17 °C nicht überschreiten (Schmitz & Schuman, 1982). Dies kann insofern bestätigt werden, als dass in der Pielach vitale Äschenbestände nur mehr am Übergang vom Oberlauf zum Mittellauf nachgewiesen werden können, wo diese Temperaturen überwiegend vorherrschen. In Warth ist mit 53 kg/ha ein noch zufriedenstellender Äschenbestand gegeben. Dort wurden in den Monaten Juni bis August Tagesmittelwerte zwischen 15 und 16 °C beobachtet (Tabelle 10). Flussab davon, in Völlerndorf, überschreiten die Tagesmittelwerte den von Schmitz & Schuman (1982) festgehaltenen Grenzwert um einen Grad. Dies war auch schon 2013 der Fall (vgl. Pletterbauer et al., 2015) und auch damals wurde ein nur verschwindend kleiner Äschenbestand von 5 kg/ha dokumentiert (2022 waren es 2 kg/ha). Der letzte Zeitpunkt, zu dem ein nennenswerter Äschenbestand in diesem Bereich dokumentiert wurde, liegt

23 Jahre zurück. Im Jahr 2000 wurden noch 48 kg/ha festgestellt (Unfer & Jungwirth, 2005). Es liegen keine Temperaturdaten für das Jahr 2000 von Völlerndorf vor, aber der kontinuierliche Anstieg der Temperaturen am Pegel Hofstetten ist gut dokumentiert, ebenso wie die nach 2000 auftretenden Hitzesommer der Jahre 2003 oder 2007 (vgl. Pletterbauer et al., 2015). Es darf also von einem Zusammenhang zwischen dem Anstieg der Temperaturen und dem Verschwinden der Äsche in Völlerndorf ausgegangen werden. Das Bild rundet sich ab, wenn man den Zuwachs des Aitels in die Betrachtungen einbezieht. Die an Gewicht gewinnende Stellung in der Artenverteilung unterstreicht, dass wärmetolerante Generalisten von den aktuellen klimatischen Entwicklungen profitieren.

Abschließend kann festgehalten werden, dass die Daten und Erkenntnisse der vorliegenden Studie klar zeigen, dass das thermale Regime in Fließgewässern ein komplexes System darstellt, das von abiotischen und morphologischen Faktoren der Gewässerlandschaft (inkl. Umland) beeinflusst wird. Hervorstreichen ist, dass neben der Beschattungssituation die morphologische Struktur eine wichtige Rolle spielen kann: Breite und gleichmäßig flache (und somit morphologisch strukturarme) Abschnitte zeigten stärkere Erwärmung. Die Ausleitungsstrecken zeigten keine bzw. eine sehr geringe Erwärmung. In den Fischbestandsdaten manifestierte sich die Tendenz zur Bestandshomogenisierung im Unter- und Mittellauf. Auch hier kann die Wiederherstellung von unterschiedlichen Lebensraumtypen, die in Verbindung mit einer morphologischen Vielfalt stehen, eine sinnvolle Maßnahme sein. Der Oberlauf verfügt nach wie vor über Wassertemperaturen, die gute Lebensraumbedingungen für Salmoniden bieten. Die Messungen in den Kolken geben einen ersten Hinweis auf thermale Refugialhabitate, die eine wichtige Rolle während der häufiger werdenden Hitzephase spielen können. Einer Frage, der zukünftig noch detaillierter nachgegangen werden sollte, ist, welche Bedingungen die Ausbildung von diesen kühleren Kolken begünstigen.

8. Referenzen

- Alfonso, S., Gesto, M., & Sadoul, B. (2021). Temperature increase and its effects on fish stress physiology in the context of global warming. *Journal of Fish Biology*, 98(6), 1496–1508. <https://doi.org/10.1111/jfb.14599>
- Beechie, T., Imaki, H., Greene, J., Wade, A., Wu, H., Pess, G., Roni, P., Kimball, J., Stanford, J., Kiffney, P. and Mantua, N., 2013. Restoring salmon habitat for a changing climate. *River research and applications*, 29(8), pp.939-960.
- Blanck, A., Tedesco, P. A., & Lamouroux, N. (2007). Relationships between life-history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. *Freshwater biology*, 52(5), 843-859.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer-Verlag, Wien.
- Caissie, D. (2006): The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51: 1389–1406.
- Comte, L., & Olden, J. D. (2017). Evolutionary and environmental determinants of freshwater fish thermal tolerance and plasticity. *Global change biology*, 23(2), 728-736.
- Derntl, F., Jung, M., Ratschan, C. (2021) Action A.1.5 GE-RM Pielach. Endbericht BESTANDSAUFNAHME Gewässerentwicklung / Gewässerökologie (GE) Module Hydromorphologie (14), Biologische Qualitätskriterien (15), Physik, Chemie (16). Studie im Auftrage der NÖ-Landesregierung.
- Ebersole, J. L., Quiñones, R. M., Clements, S., & Letcher, B. H. (2020). Managing climate refugia for freshwater fishes under an expanding human footprint. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(5), 271-280.
- Eberstaller, J., Frangez, C., Köck, J. (2017) Hochwasserschutz Pielach Hofstetten–Grünau. Fischökologisches Monitoring. 1. Zwischenbericht. Auftraggeber Marktgemeinde Hofstetten-Grünau.
- Eberstaller, J., Frangez, C., Köck, J., Gandolf D. (2021) Hochwasserschutz Pielach Hofstetten–Grünau. Fischökologisches Monitoring. Endbericht. Auftraggeber Marktgemeinde Hofstetten-Grünau.
- Ebersole, Joseph L., William J. Liss, und Christopher A. Frissell. „COLD WATER PATCHES IN WARM STREAMS: PHYSICOCHEMICAL CHARACTERISTICS AND THE INFLUENCE OF SHADING“. *Journal of the American Water Resources Association* 39, Nr. 2 (April 2003): 355–68. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb04390.x>.
- Eliason, E. J., Clark, T. D., Hague, M. J., Hanson, L. M., Gallagher, Z. S., Jeffries, K. M., ... & Farrell, A. P. (2011). Differences in thermal tolerance among sockeye salmon populations. *Science*, 332(6025), 109-112.

Environmental Systems Research Institute (ESRI). (2019). ArcGIS Release 10.7.1 Redlands, CA.

Fullerton, Aimee H., Christian E. Torgersen, Joshua J. Lawler, Russell N. Faux, E. Ashley Steel, Timothy J. Beechie, Joseph L. Ebersole, und Scott G. Leibowitz. „Rethinking the Longitudinal Stream Temperature Paradigm: Region-Wide Comparison of Thermal Infrared Imagery Reveals Unexpected Complexity of River Temperatures: COMPLEXITY IN LONGITUDINAL THERMAL PROFILES WITHIN AND AMONG RIVERS“. *Hydrological Processes* 29, Nr. 22 (30. Oktober 2015): 4719–37. <https://doi.org/10.1002/hyp.10506>.

Hanfand S., Ivanc M., Ratschan C., Schnell J., Schubert M., Siemens M. (2015): Der Huchen – Ökologie, aktuelle Situation und Gefährdung. Landesfischereiverband Bayern e.V.. 112S.

Hauk, E., & Schadauer, K. (2016). Österreichischen Waldinventur 2007 – 2009. 201.

Isaak, D. J., Young, M. K., Nagel, D. E., Horan, D. L., & Groce, M. C. (2015). The cold-water climate shield: delineating refugia for preserving salmonid fishes through the 21st century. *Global Change Biology*, 21(7), 2540-2553.

Kurylyk, B. L., MacQuarrie, K. T., Linnansaari, T., Cunjak, R. A., & Curry, R. A. (2015). Preserving, augmenting, and creating cold-water thermal refugia in rivers: Concepts derived from research on the Miramichi River, New Brunswick (Canada). *Ecohydrology*, 8(6), 1095-1108.

Leach, J. A., Kelleher, C., Kurylyk, B. L., Moore, R. D., & Neilson, B. T. (2023). A primer on stream temperature processes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, e1643.

Mallet, J. P., Charles, S., Persat, H., & Auger, P. (1999). Growth modelling in accordance with daily water temperature in European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(6), 994-1000.

Meier, W., Bonjour, C., Wüest, A., & Reichert, P. (2003). Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams. *Journal of Environmental Engineering*, 129(8), 755-764.

O'Briain, R., Shephard, S., Matson, R., Gordon, P., & Kelly, F. L. (2020). The efficacy of riparian tree cover as a climate change adaptation tool is affected by hydromorphological alterations. *Hydrological Processes*, 34(11), 2433-2449.

O'Briain, R., Shephard, S., & Coghlan, B. (2017). River reaches with impaired riparian tree cover and channel morphology have reduced thermal resilience. *Ecohydrology*, 10(8), e1890.

Olden, J. D., & Naiman, R. J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55(1), 86-107.

Pletterbauer, F., Pinter, K., Unfer, G. (2015). Fischökologische Studie zur Pielach unter besonderer Berücksichtigung der Wassertemperatur. Eine Studie im Auftrag des

niederösterreichischen Landesfischereiverbandes und des Revierverbandes IV – St. Pölten. Universität für Bodenkultur Wien.

Pletterbauer, F., Melcher, A. H., Ferreira, T., & Schmutz, S. (2015b). Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers. *Hydrobiologia*, 744(1), 235–254. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2079-y>

Ratschan C. (2014): Aspekte zur Gefährdung und zum Schutz des Huchens in Österreich. *Denisia* 33, 443–462.

Ratschan C. (2015): Gefährdung und Schutz des Huchens in Österreich. Unter besonderer Berücksichtigung der Situation in Tirol. *TFV-Mitteilungen* 1, 4–14.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Schmitz, W., Schuman, G. O. (1982): Die sommerlichen Wassertemperaturen der Äschenzone mitteleuropäischer Fließgewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 95, 435-443.

Schmutz S., M. Jungwirth, C. Ratschan, M. vSiemens, S. Guttman, S. Paintner, G. Unfer, S. Weiss, S. Hanfland, T. Schenekar, M. Schubert, H. Brunner, O. Born, G. Woschitz, B. Gum, T. Friedl, C. Komposch, M. Mühlbauer, W. Honsig-Erlenburg, K. Hackländer, G. Haidvogel, J. Eberstaller, T. Friedrich, J. Geist, C. Gumpinger, C. Graf, M. Hofpointner, G. Honsig-Erlenburg, D. Latzer, K. Pinter, A. Rechberger, Z. Schähle, N. Schotzko, C. Seliger, G. Sutter, W. Schröder, G. Zauner (2023): Der Huchen stirbt aus – was tun? Gefährdungsfaktoren und notwendige Maßnahmen in Bayern und Österreich. Sonderheft Österreichs Fischerei, Herausgegeben vom Österreichischen Fischereiverband. Wien.

Sinokrot, B. A., & Gulliver, J. S. (2000). In-stream flow impact on river water temperatures. *Journal of Hydraulic Research*, 38(5), 339-349.

Therneau T, Atkinson B (2023). `rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees`. R package version 4.1.23, <<https://CRAN.R-project.org/package=rpart>>.

Unfer, G., Jungwirth, M. (2005): Fischökologische Bestandsaufnahme an acht niederösterreichischen Fließgewässern. In: Festschrift anlässlich des 125-jährigen Bestehens. Österreichische Fischereigesellschaft gegr. 1880.

Wondzell, S. M., Diabat, M., & Haggerty, R. (2018). What matters most: Are future stream temperatures more sensitive to changing air temperatures, discharge, or riparian vegetation? *Journal of the American Water Resources Association*, 55(1), 116–132.

Žganec, K. (2012). The effects of water diversion and climate change on hydrological alteration and temperature regime of karst rivers in central Croatia. *Environmental monitoring and assessment*, 184, 5705-5723.

9. Anhang

Tabelle 15: Übersicht über die kartierten Abschnitte und deren vegetationspezifischen Eigenschaften in der Ausleitungs- und Restwasserstrecke bei Ober-Grafendorf

	ID	Vegetationsdichte [%]	Höhe [m]	Überhang [m]
Ausleitung Ober-Grafendorf	1	100	10	3
	2	100	10	3
	3	100	10	3
	4	100	10	3
	5	20	2	0
	6	40	10	0
	7	60	2	1
	8	100	18	4
	9	100	10	5
	10	100	10	3
	11	100	7,5	3,5
Restwasser Ober-Grafendorf	1	100	18	5
	2	100	19	2
	3	90	19	3
	4	50	15	3
	5	90	19	6
	6	100	22,5	7
	7	90	16,5	7
	8	100	20	6
	9	90	14	6
	10	20	2	0
	11	40	7,5	4
	12	90	20	5
	13	100	20	6
	14	90	20,5	5
	15	100	20	8
	16	90	17	5
	17	100	20	6
	18	100	19	7
	19	100	23	5
	20	100	14	1
	21	80	15	2
	22	70	11,5	1
	23	100	18	7
	24	100	18	7

Tabelle 16: Übersicht über die kartierten Abschnitte und deren vegetationsspezifischen Eigenschaften in der Ausleitungs- und Restwasserstrecke bei Prinzersdorf

	ID	Vegetationsdichte [%]	Höhe [m]	Überhang [m]
Ausleitung Prinzersdorf	1	50	6,5	5
	2	50	6,5	5
	3	0	0	0
	4	100	8	8
	5	90	10	5
	6	100	15	8
	7	90	15	8
	8	100	10	6
	9	60	5	2
	10	100	10	8
	11	40	3	0,5
	12	70	8	6
	13	20	0	0
Restwasser Prinzersdorf	1	60	12,5	6
	2	100	10	1
	3	70	17,5	4
	4	90	12,5	1
	5	80	10	0
	6	100	20	7
	7	100	20	2
	8	60	15	2
	9	90	16	5
	10	90	16	4
	11	70	10	3
	12	100	20	9
	13	60	6	4
	14	100	6,5	5
	15	80	10	3
	16	90	10	5
	17	100	11,5	3
	18	70	12,5	4
	19	90	14	2
	20	90	20	3
	21	70	15	2
	22	50	10	3
	23	100	25	10
	24	90	10	6

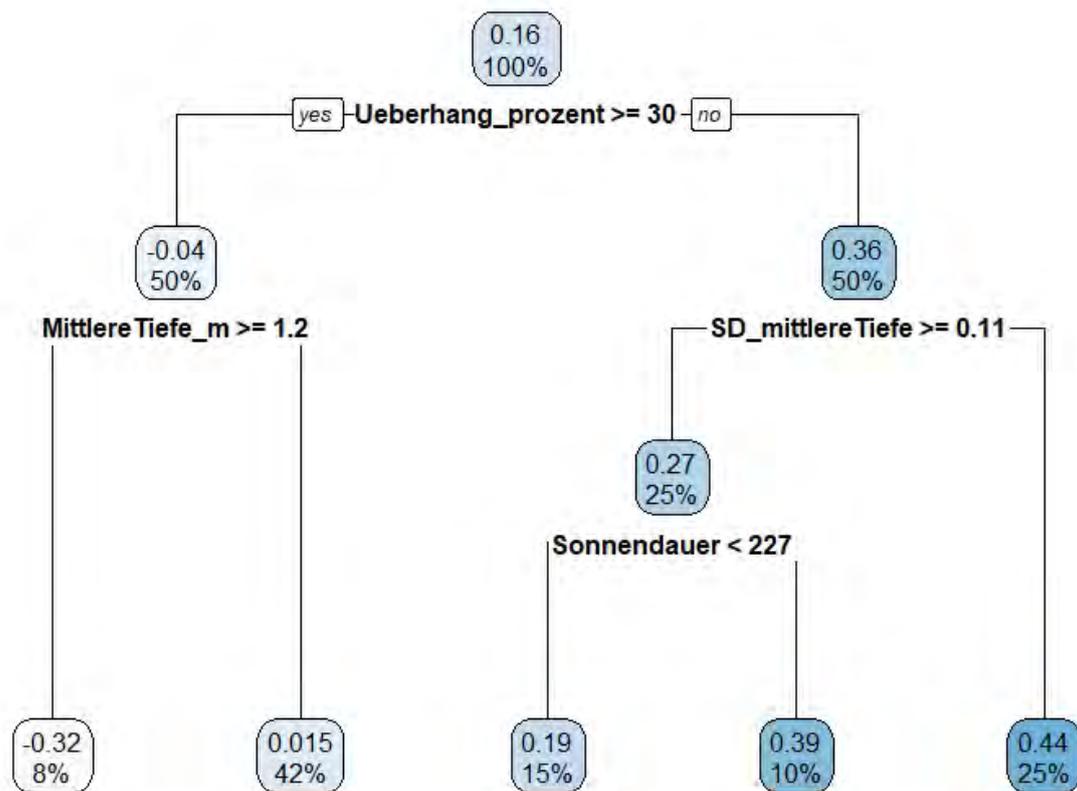


Abbildung 46: Entscheidungsbaumanalyse zu Entwicklungen von Temperaturunterschieden in den Restwasser-, Ausleitungs- und Vollwasserstrecken. Abgebildet wird der Einfluss hydromorphologischer Faktoren sowie der Vegetationsmerkmale inkl. der Sonnendauer auf die Temperaturentwicklung (DeltaT/km zwischen zwei Sonden) sowie der prozentualen Verteilung der Daten.