PUBLIZIERBARER ENDBERICHT

gilt für Studien aus der Programmlinie Forschung

A) Projektdaten

Kurztitel:	BIO_CLIC
Langtitel:	Das Potential der Ufervegetation zur Minderung von Effekten des Klimawandels auf biologische Lebensgemeinschaften kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer
Programm inkl. Jahr:	Austrian Climate Research Programme (ACRP) 5th call 2011
Dauer:	01.04.2012 bis 31.03.2015
KoordinatorIn/ ProjekteinreicherIn:	Institut für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau, BOKU Wien Hans Peter Rauch
Kontaktperson Name:	Gerda Kalny
Kontaktperson Adresse:	Peter Jordan Straße 82, 1190 Wien
Kontaktperson Telefon:	+43 1 47654 7315
Kontaktperson E-Mail:	gerda.kalny@boku.ac.at
Projekt- und KooperationspartnerIn (inkl. Bundesland):	Das Projektteam besteht aus drei Instituten der Universität für Bodenkultur Wien, die in insgesamt fünf Arbeitsgruppen zusammenarbeiten: Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt; Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement - IHG Fish und IHG Benthos Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt; Institut für Meteorologie - MET Radiation und MET Climate Department für Bautechnik und Naturgefahren; Institut für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau - IBLB Vegetation
Schlagwörter:	Ufervegetation, Wassertemperatur, Fische, benthische Evertebraten, Klimawandel
Projektgesamtkosten:	299.686 €
Fördersumme:	299.686 €
Klimafonds-Nr:	B175079
Erstellt am:	30.06.2015

B) Projektübersicht

1 Kurzfassung

Das integrative Forschungsprojekt BIO_CLIC untersucht die Wirkung der Ufervegetation auf das Wassertemperaturregime sowie die Interaktionen mit aquatischen Organismen von kleinen und mittelgroßen Flüssen am Beispiel von Lafnitz und Pinka. Ziel von BIO_CLIC ist es, relevante Zusammenhänge zu analysieren und darzustellen, um daraus Managementmaßnahmen und Anpassungsstrategien entwickeln zu können. Die beiden Untersuchungsflüsse befinden sich im Südosten Österreichs, einer Region die nach derzeitigem Wissensstands mit relativ starken Klimawandelauswirkungen im nationalen Vergleich zu rechnen hat. Es ist davon auszugehen, dass der Klimawandel die Wassertemperaturen nicht nur im Durchschnitt steigen lässt, sondern ebenso die Maximaltemperaturen durch häufigere und stärkere Hitzeperioden beeinflusst werden.

Im Zuge der vorliegenden Arbeit wurden die thermischen Habitate der Flüssen Lafnitz und Pinka erfasst und die longitudinale Verbreitung der Fische sowie der benthischen Evertebraten Fauna (gewässerbodenbewohnende wirbellose Lebensgemeinschaft) analysiert. Dabei stellt die Lafnitz, vor allem im Mittellauf, ein weitestgehend naturnahes Gewässer dar, während die Pinka starke anthropogene Beeinträchtigungen, wie z.B. Flussbegradigung oder fehlende Ufervegetation aufweist. Schwerpunkt der Feldaufnahmen und Datenanalysen war die Erfassung und Analyse der longitudinalen Entwicklung der Wassertemperatur, des Zustandes der Ufervegetation sowie eine gewässerökologische Betrachtung auf Basis der biologischen Qualitätselemente Fische und wirbellose Fauna.

Die Auswertungen der Wassertemperaturen zeigten deutliche Unterschiede im Längsverlauf von Lafnitz und Pinka. Beide Flüsse verfügen über einen vergleichbaren Temperaturbereich an der Quelle, doch vor allem im mittleren Abschnitt erwärmt sich die Pinka wesentlich stärker als die Lafnitz, vor allem aufgrund fehlender Beschattung. Eine kombinierte Betrachtungsweise der Wassertemperaturen mit der Fisch- und wirbellosen Fauna, ausgedrückt durch Indices, zeigt sehr hohe Korrelationen und unterstreicht die Bedeutung der Temperatur für die aquatischen Lebensgemeinschaften.

Die globale Erwärmung zeigt bereits heute Auswirkungen auf Fließgewässersysteme und wird in Zukunft diese Ökosysteme und ihre Leistungen noch stärker beeinflussen. In natürlichen Flussabschnitten mit geringen menschlichen Belastungen ist der Wassertemperaturunterschied zwischen den biozönotischen Zonen im Sommer zwischen 2 und 3 °C und somit oft trennender Faktor zwischen den Zonen. Höhere Wassertemperaturen und veränderte Abflusssituationen zwingen die Zönosen heutzutage zu Anpassungen oder zur Abwanderung in Gebiete, die durch das vorherrschende Substrat, die Abflussverhältnisse oder Barrieren nicht dazu geeignet sind. Eine durch Klimaszenarien prognostizierte Veränderung der Wassertemperatur um 2°C führt daher zu einer deutlichen Verschiebung der Artenzusammensetzung. Die Ufervegetation ist daher für die aquatische Ökologie unserer Fließgewässer durch die zukünftig verstärkte Einwirkungen des Klimawandels auf das thermische Regime von besonderer Bedeutung. Sie kann durch ihre

beschattende Wirkung, besonders in Hitzephasen, die maximalen Tageswerte der Wassertemperatur bis 2 °C abflachen. Das ist in etwa dieselbe Größenklasse wie die vorhergesagten Klimawandelauswirkungen auf die Wassertemperatur im Jahr 2050.

Diese Ergebnisse demonstrieren eindeutig, dass für Flussrevitalisierungen und eine Verringerung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Wassertemperatur, dass eine Wiederbesiedelung der Flussufer mit natürlicher Ufervegetation, sowie die Durchgängigkeit eines Gewässers unumgänglich sind.

Basierend auf den Ergebnissen des Projektes BIO_CLIC wurden Empfehlungen für das Vegetationsmanagement an Flüssen entwickelt. Demzufolge ist es wichtig, erst den gesamten Flusslauf zu begutachten, um die Abschnitte mit den längsten und stärksten Defiziten zu identifizieren. Es sollte prinzipiell auf längere Abschnitte mit Ufervegetation, anstatt auf kurze Abschnitte mit sehr dichter Vegetation geachtet werden, da diese die einfallende Strahlung um bis zu 25% stärker abschirmen können. Für mittelgroße Flüsse führen verschiedene extreme Bedingungen zu einer erheblichen Erwärmung der Wassertemperatur. Abschnitte mit geringer bzw. keiner Ufervegetation zeigten an einem heißen Sommertag einen Anstieg der Wassertemperatur innerhalb 4 km um 3,8 °C. Bei dem Flussverlauf folgender dichter Vegetation nimmt dieser Temperaturanstieg wieder ab.

2 Executive Summary

The transdisciplinary research project BIO_CLIC investigated the impact of riparian vegetation on the water temperature regime as well as on aquatic organisms of small- and medium-sized rivers in south-eastern Austria as represented by the rivers Lafnitz and Pinka. The objectives of BIO_CLIC are the identification and understanding of the potential of riparian vegetation to mitigate climate change impacts on water temperature and, ultimately, on benthic invertebrate and fish species assemblages.

Finally, BIO_CLIC aims to support river managers in implementing integrative management for sustainable river restoration towards climate change adaptation that incorporates ecosystem services and socio-economic consequences. The study area in the Austrian Lowlands was chosen because in this area an increase of air temperature about 2 to 2.5 °C is predicted by 2040. Moreover, climate change effects combined with a rising numbers of rivers without or with low levels of riparian vegetation will lead to an increase of water temperature. It can be assumed that climate change effects will not only impact the water temperature but also hydrology (low flow periods) thereby exacerbating ecological consequences.

The river Lafnitz strongly exhibits hydrologically and morphologically intact river sections with near-natural riparian vegetation. In contrast, the river Pinka is impacted by river straightening and riparian vegetation loss. Due to the spatial proximity of these two rivers the climatic conditions are comparable, but their different hydro-morphological settings qualify them for analysis to distinguish the effect of riparian vegetation on the thermal regime as well as climate change impacts. Additionally, specific sites along the rivers Lafnitz and Pinka were analysed according to such biological quality elements as fish and benthic invertebrate ecology. All investigations are based on intensive field work undertaken during 2012, 2013 and 2014. They describe water temperature, riparian vegetation, morphological and biological situation taken from 18 sites along the whole river courses.

The results of time series analysis show clearly the difference between the two rivers. In the upper and middle reaches the mean July water temperature in the Pinka exceeds 15°C contrasting to a more flattened temperature gradient of river Lafnitz. One key reason is the missing shading effects by the riparian vegetation. A combined view of water temperature and fish and benthic invertebrate distribution shows in general a high correlation along the longitudinal gradient. This underlines the strong influence of water temperature on the longitudinal distribution of aquatic organisms and highlights the importance of mitigation of global climate change effects by shading. A shift of their associated species to cold- and warm water within the biocoenotic (fish) zones will be inevitable with increasing temperatures, forcing the cold-adapted species to move to higher altitudes.
In more natural river sections with less human pressures, the water temperature difference in summer months is between these biocentic zones about 2 to 3°C where other river characteristics like river dimension, flow and substrate composition, but also migration barriers, might be the limiting factors leading to hardly predictable changes in the biotic assemblages. The positive effect

of riparian vegetation and shading is the tendency to harmonize and flatten maximum temperature peaks in hot periods by up to 2°C. This is about the same range of temperature increase that was predicted as an impact of climate change effects in 2050.

Global warming has already shown impacts on European freshwater ecosystems and the services they provide to the humans. The main impacts are related to biodiversity, water quality and health: Environmental parameters specify boundary conditions for habitat availability and likewise human-induced restraints reduce further opportunities for a dynamic, ever-changing ecosystem. The results demonstrate most impressively that efficient river restoration and mitigation requires the reestablishment of riparian vegetation as well as an open river continuum and hydro-morphological improvement of habitats.

Based on these findings riparian vegetation management recommendations were developed. An essential element is the assessment and evaluation of the whole longitudinal river course to identify stretches of strongest and longest deficits. River management should aim for longer stretches of riparian vegetation which can provide about 25% more solar radiation reduction instead of pointwise dense vegetation, which consequently affects the water temperature. For medium sized rivers specially a mix of extreme climate parameters lead to water temperature increase. If there is just sparse or no vegetation on a hot summer day maximum water temperature can increase for 3.8°C within 4 km in our example. But if there is an adequate riparian vegetation temperature increases just flattened.

3 Hintergrund und Zielsetzung

Durch die unterschiedlichsten anthropogenen Nutzungsansprüche sind Fließgewässer in Zentraleuropa menschlich überformt und damit weitgehend naturfern gestaltet. Dynamische, natürliche Fließgewässer mit typspezifischen Habitatausstattungen sind rar. Als zusätzlichen Stressor sagen die Klimaszenarien des IPCC eine Klimaerwärmung in Zentraleuropa für alle Jahreszeiten im 21. Jahrhundert voraus. Im Pannonischen Tiefland ist sogar ein Temperaturanstieg von 2 bis 2,5°C bis zur Mitte des Jahrhunderts möglich. Dabei werden besonders Extremwetterereignisse wie länger anhaltende Hitze- und Trockenperioden erwartet.

Das Erkennen und Verstehen der potentiellen Minderungseffekte der Ufervegetation betreffend des Klimawandels und folgend deren Auswirkung auf die gewässerbewohnende wirbellose Fauna und Fischgesellschaften ist die Grundlage für die Erstellung von einheitlichen Richtlinien für nachhaltige Flussrevitalisierungen in Bezug auf Einflüsse des Klimawandel auf Ökosystemservices und sozio-ökonomische Konsequenzen bereitzustellen.

Die globale Erwärmung zeigt bereits Auswirkungen auf die europäischen Fließgewässersysteme und die mit ihnen verbundenen Ökosystemservices. In Kombination mit zusätzlichen negativen anthropogen verursachten Einflüssen wie hydromorphologischer Degradation der Flüsse, intensiver agrarischer Nutzung des Umlandes oder Rodung der Ufervegetation, spitzt sich die Situation, vor allem in Tieflandflüssen besonders zu. Bei Niederwasserabflüssen kann die Wassertemperatur durch fehlende Ufervegetation kritische Werte für die flusstypische Zönose erreichen und somit für wesentliche Änderungen der Flussfauna verantwortlich sein. Fische und wirbellose Gewässerbewohner sind neben der Beschaffenheit ihres Lebensraumes besonders von der Wassertemperatur abhängig. Dadurch eignen sie sich besonders gut als Indikatoren, um Auswirkungen des Klimawandels aufzuzeigen. Die Wassertemperatur prägt aquatische Organismen in allen Lebensstadien. In ihrer Entwicklung durchwandern z.B. Fische einen Zyklus vom Ei zur Larve, von der Larve zum juvenilen, und schließlich vom juvenilen zum adulten Fisch. Als wechselwarme Lebewesen nutzen sie unterschiedliche, für die Art und das Entwicklungsstadium passende Temperaturbereiche in unterschiedlichen Habitate, die für einen nachhaltigen Bestand und die Entwicklung von Populationen essentiell sind (Melcher at al. 2013[1]).

Bestimmte Temperaturpräferenzen einzelner Fischarten spiegeln sich wie bei den meisten aquatischen Organismen auch in einer für sie typischen längszonalen Verbreitung, den Fischregionen wider. Eine Fischregion charakterisiert sich über ein bestimmtes Artenspektrum, das

[1] Melcher, A., F. Pletterbauer, H. Kremser and Schmutz, S. (2013). "Temperaturansprüche und Auswirkungen des Klimawandels auf die Fischfauna in Flüssen und unterhalb von Seen." Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft, 65: 11-12.

sich unter natürlichen Bedingungen an einer bestimmten Stelle im Längsverlauf des Flusses einstellt.

Die Zusammensetzung der aquatischen Fauna, sowohl von Fischen als auch wirbellosen Gewässerbewohnern Längsverlauf von Flüssen hängt neben der Wassertemperatur von einer Vielzahl von abiotischen Faktoren (z.B. Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substrat,…) ab. Das thermale Regime eines Flusses wird maßgeblich durch den Energieeintrag aus der Atmosphäre geprägt. Dementsprechend kommt der Ufervegetation eine gewichtige Rolle hinsichtlich der Beschattung des Wasserkörpers zu.

Eine intakte Ufervegetation kann hingegen die einfallende Strahlung bis zu 95% vermindern und somit negative Einflüsse der Klimaerwärmung auf die Wassertemperatur reduzieren. Abbildung 1 stellt zwei konträre Ufervegetationssituationen und entsprechende Abschwächungen der solaren Strahlung dar.

Abb. 1: Links: Ein unbeschatteter Bereich bei Unterwart (FKM 39) und **Rechts:** ein stark beschatteter Bereich nahe Jabing (FKM 49) jeweils als Überblick und nah oben aufgenommen. Zur Mittagszeit wird in FKM 39 die Solare Strahlung nicht abgeschwächt, in FKM 49 werden hingegen 87 % abgeschirmt.

4 Projektinhalt und Ergebnis(se)

Projektziele

Ziel des Projektes BIO_CLIC ist es (1) potentielle Minderungseffekte der Ufervegetation betreffend des Klimawandels und folgend deren Auswirkung auf die gewässerbewohnende wirbellose Fauna und Fischgesellschaften zu erkennen und zu verstehen und (2) Grundlagen für die Erstellung von einheitlichen Richtlinien für nachhaltige Flussrevitalisierungen in Bezug auf Einflüsse des Klimawandel auf Ökosystemservices und sozio – ökonomische Konsequenzen bereitzustellen.

Dabei wurden folgende Ziele im Speziellen untersucht:

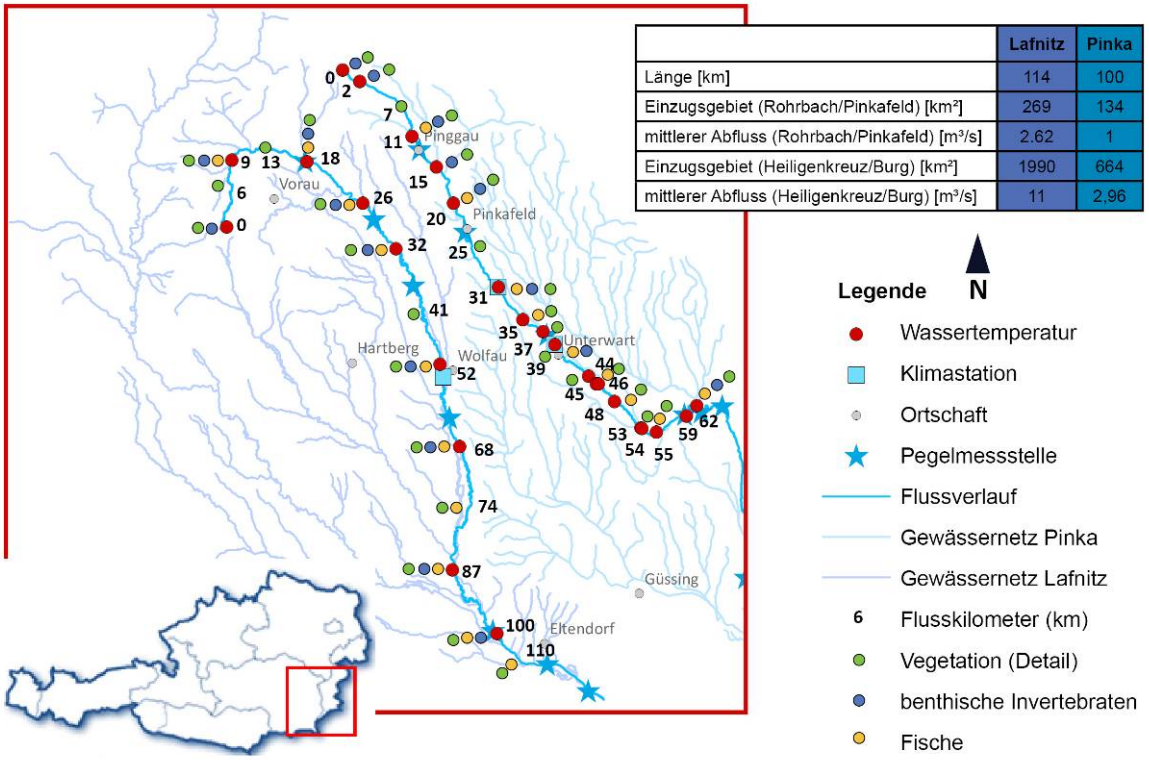
- Entwicklung von Klimaszenarien für österreichische Fließgewässer in der Pannonischen Tiefebene.
- Feststellung des Potentials der Ufervegetation zur Regelung der Wassertemperatur.
- Zusammenhang von Klimawandel, Ufervegetation und sich ändernden aquatischen Ökosystemen.
- Habitatnutzungskurven für verschiedene hydromorphologische und mikroklimatische Zustände an Fließgewässern (wirbellose Fauna, Fische und Vegetation).
- Die Entwicklung von Instrumenten des Fließgewässermanagement (Leitfaden - Guideline) basierend auf konkreten Ufervegetationsszenarien und den Effekten des Klimawandels zur Minderung des Einflusses auf die wirbellose Lebensgemeinschaft und Fischpopulationen.

Projektgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über den gesamten Verlauf der Flüsse Lafnitz und Pinka von der Quelle bis zur österreichischen Staatsgrenze im Südosten Österreichs (Abbildung 2). Beide Flüsse werden der Bioregion der, östlichen Flach- und Hügelländer des oststeirischen und südburgenländischen Hügellandes zugeordnet. Zoografisch befinden sie sich zum Großteil in der Ökoregion der Ungarischen Tiefebene (Moog et al. 2001[2]).
Die Lafnitz dient als natur-naher Referenzfluss. Durch seinen Verlauf entlang einer Staats- bzw. Bundeslandgrenze (früher Österreich/Ungarn, heute Steiermark/Burgenland) blieben lange, natürliche Bereiche erhalten. In den letzten zehn Jahren gab es in diesem Gebiet zusätzlich mehrere gewässerökologische Projekte. So wurde von 2003 bis 2007 ein Life Projekt durchgeführt und es wurden Ramsar sowie auch Natura 2000 Gebiete in den umliegenden Feuchtwiesen

[2] Moog, O., Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T. & Gerritsen, J. (2001): Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs - eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos - Zönosen. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien; ISBN 3-85 174 - 0432.

ausgewiesen (Cejka et al, 2005[3]). Dennoch existieren stellenweise auch an der Lafnitz stark beeinträchtigte Abschnitte (Flussbegradigung, Restwasser). Die Pinka hingegen ist Großteils stark anthropogen beeinträchtigt: Wasserkraftwerke, starke agrarische Nutzung des Talraumes sowie ein begradigter Verlauf durch Siedlungsgebiete haben sie stark verändert. Die hydrologischen Kennwerte der beiden pluvial geprägten Flüsse sind Abbildung 2 zu entnehmen.



	Lafnitz	Pinka
Länge [km]	114	100
Einzugsgebiet (Rohrbach/Pinkafeld) [km²]	269	134
mittlerer Abfluss (Rohrbach/Pinkafeld) [m³/s]	2.62	1
Einzugsgebiet (Heiligenkreuz/Burg) [km²]	1990	664
mittlerer Abfluss (Heiligenkreuz/Burg) [m³/s]	11	2,96

Abb. 2: Projektgebiet BIO_CLIC mit den Hauptstandorten der Messungen.

Methode und Ergebnisse

Das Projekt BIO_CLIC ist in sechs Arbeitspakete (AP) unterteilt. Im AP1 werden Arbeitsgruppen, Abläufe, Analysen und Publikationen koordiniert. Basierend auf Feldaufnahmen (AP2), die alle unterschiedlichen Habitattypen entlang des Flussverlaufes dokumentieren, wird eine Energiebilanz des Fließgewässers und das Wassertemperaturregime (AP3) sowie lokale Klimawandelszenarien (AP4) modelliert. Des Weiteren wird der Einfluss der Beschattung auf die Wassertemperatur unter verschiedenen Klimaszenarien getestet (AP5). Mit Hilfe von empirischen und konzeptionellen Modellen werden die Auswirkungen des Klimawandels auf das Ökosystem beurteilt, um wasserbauliche Maßnahmen für mittelgroße Fließgewässer gewässerökologisch zu optimieren und für diese Anpassungsstrategien zu entwickeln (AP6).

[3] Cejka, A., Dvorak, M., Fortmann, I., Knogler, E., Korner, I., Schlögl, G., Wendelin, B., Wolfram, G., Zechmeister, T.C. 2005. Das Lafnitztal - Flusslandschaft im Herzen Europas. Umweltbundesamt, Wien.

Charakterisierung der Ufervegetation (AP2.1.)

Die Feldaufnahmen setzen sich aus Aufnahmen im gesamten Längsverlauf und Detailaufnahmen zusammen. Im Längsverlauf der beiden Flüsse wurden die Landnutzung, die Ausprägung der Ufervegetation (in einem 50 m Puffer), sowie die Flussmorphologie flächendeckend erhoben. Aus den Vegetationsdaten wurde der „Vegetation Shading Index (VSI)“ berechnet (Details in Kapitel 6), der eine Aussage über die Beschattungsleistung der Ufervegetation auf den Fluss gibt. Bei den Detailaufnahmen wurden an insgesamt 95 Punkten die Ufervegetation und Flussgeometrie aufgenommen und mit der Fischaugenkamera Aufnahmen zur Bestimmung des GSF, also der einfallenden solaren Strahlung gemacht.

Der allgemeine ökomorphologische Status der Lafnitz ist verhältnismäßig gut. Über 60% des Flusslaufes sind in einem guten oder sehr gutem Zustand (Pinka 20%). Die Ausprägung der Ufervegetation ist sehr stark von der Landnutzung abhängig. Abbildung 3 zeigt die Zusammensetzung der verschiedenen Landnutzungen entlang der zwei Flüsse. Es zeigt sich, dass diese stark von der betrachteten Pufferbreite abhängig ist. Während in einem 50 m Puffer an beiden Flüssen die landwirtschaftliche Nutzung mit ca. 40 % dominiert, ändert sich dies in einem 5 m Puffer rapide. Besonders an der Lafnitz überwiegen hier autypische Arten. Forstgebiete sind hauptsächlich in den Oberläufen vertreten (Holzapfel und Rauch 2015[4]).

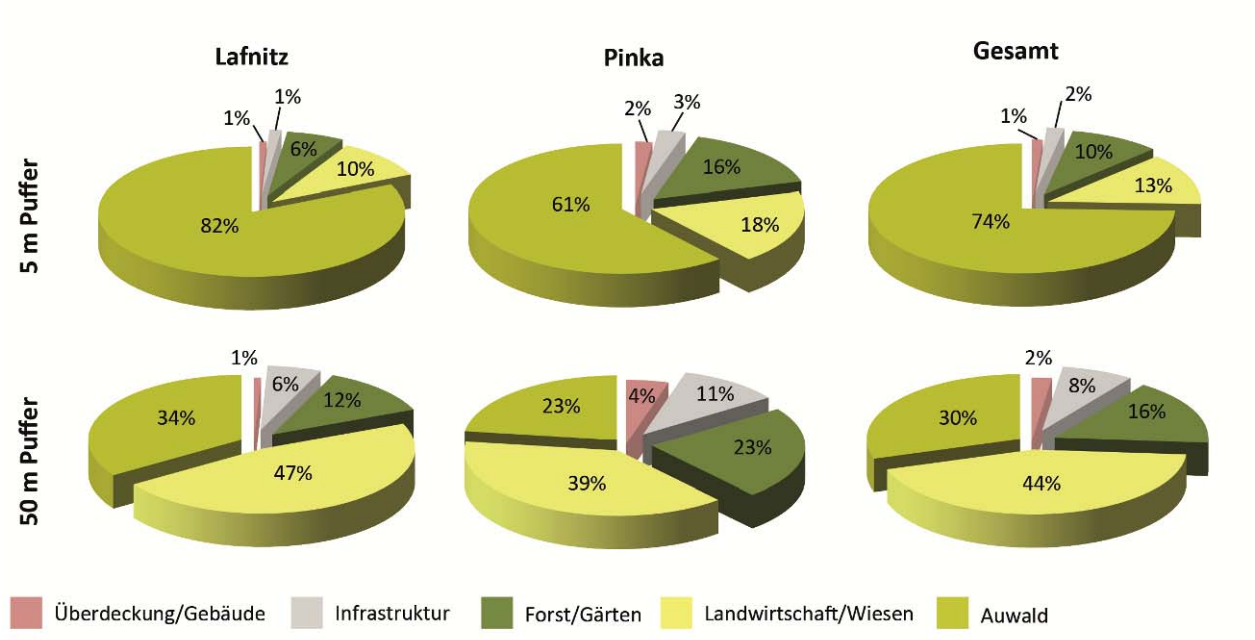


Abb. 3: Landnutzung an Lafnitz und Pinka **Oben:** direkt am Ufer (in einem 5 m Puffer) und **Unten:** in einem 50 m Puffer (Holzapfel 2015)

[4] HOLZAPFEL G; RAUCH H.P (2015): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur der Lafnitz und Pinka. [Ingenieurbiologie – Neue Entwicklungen an Fließgewässern, Hängen und Böschungen, VIENNA, ÖSTERREICH, FEB 12-13, 2015], Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1/2015, 4-10

Abbildung 4 zeigt die Ufervegetation und ihre “Beschattungsleistung”. An beiden Flüssen zeigen

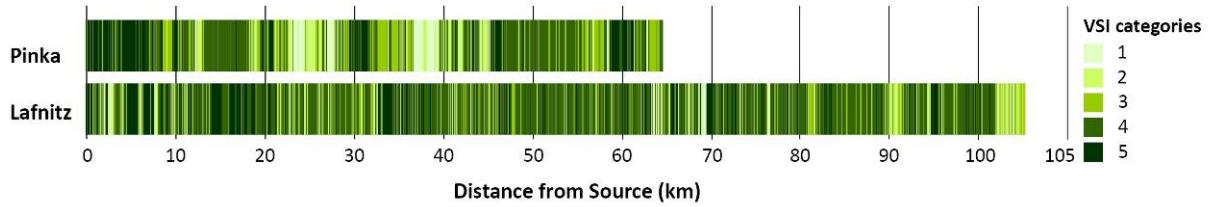


Abb. 4: VSI im Längsverlauf der Flüsse in den 5 Klassen.

sich im Oberlauf, durch die teilweise auch sehr dichten Forste hohe VSIs. Mehr als 70 % der Lafnitz haben einen VSI (50m) über 0.6 (Pinka ca. 60 %), die Pinka hingegen hat ca. auf 20 % der Strecke VSIs kleiner als 0,4 (Lafnitz 14). Während der VSI sowohl für längere Abschnitte, als auch für Punkte berechnet werden kann gibt der GSF Punktinformationen wieder. Gebiete mit niederen VSIs (bzw. hohen GSFs) zeigen Bereiche an in denen beinahe die gesamte solare Strahlung die Wasseroberfläche erreicht, wobei hohe VSIs und niederere GSFs eine gute Strahlungsabschirmung bieten. VSI und GSF berechnet aus den Fischaugenphotographien korrelieren mit $R^2 = 0.72$ (Abbildung 5).

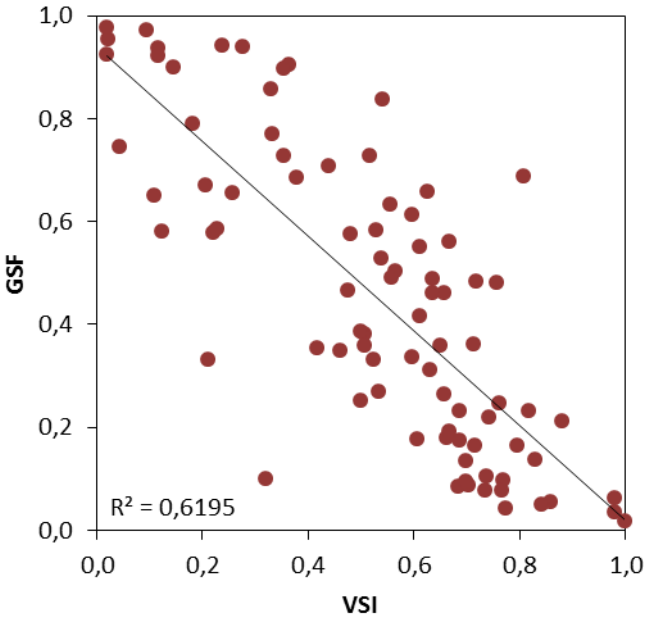


Abb. 5: Der GSF beider Flüsse als Funktion des VSI für alle Messpunkte an denen Fischaugenaufnahmen durchgeführt wurden.

Wassertemperatur und Ufervegetation

Da das Wasser in Fließgewässern ständig in Bewegung ist, zeigen sich die Auswirkungen auf die Wassertemperatur nicht direkt an der Einflussquelle sondern in Abhängigkeit von Größe und Fließgeschwindigkeit erst weiter flussabwärts. Analysen zufolge war die deutlichste Auswirkung im Pinka Mittellauf bei einer Strecke von 3 bis 8 km zu bemerken. Am stärksten machte sich die Auswirkung der Vegetation dabei auf die maximale Wassertemperatur und die tägliche Wassertemperaturamplitude bemerkbar. Abbildung 6 zeigt die Mittelwerte der Tagesmaxima der wolkenlosen Tage im Juli und August 2013 (n= 17) aller für die Periode verfügbaren Wassertemperaturmesspunkte beider Flüsse. Im Vergleich mit den VSI Werten der jeweils flussauf liegenden 5 km zeigt sich bei allen Wassertemperatursensoren ein leichter Zusammenhang (R^2 = 0,4). Da allerdings Höhenlage, Größe des Flusses, Zuflüsse … eine große Rolle spielen. In einem Bereich mit vergleichbarem Abfluss und ähnlichen Verhältnissen (Pinka FKM 31 bis 48) steigt dieser Zusammenhang deutlich auf R^2 = 0,8. So erreicht der VI bei FKM 39 an der Pinka zum Beispiel nur einen Wert von 0,35, weißt also eine sehr spärliche bis keine Vegetation auf und führt zu den

maximalen mittleren Wassertemperaturen von 25 °C und einem absoluten Maximalwert von 28,2 °C.

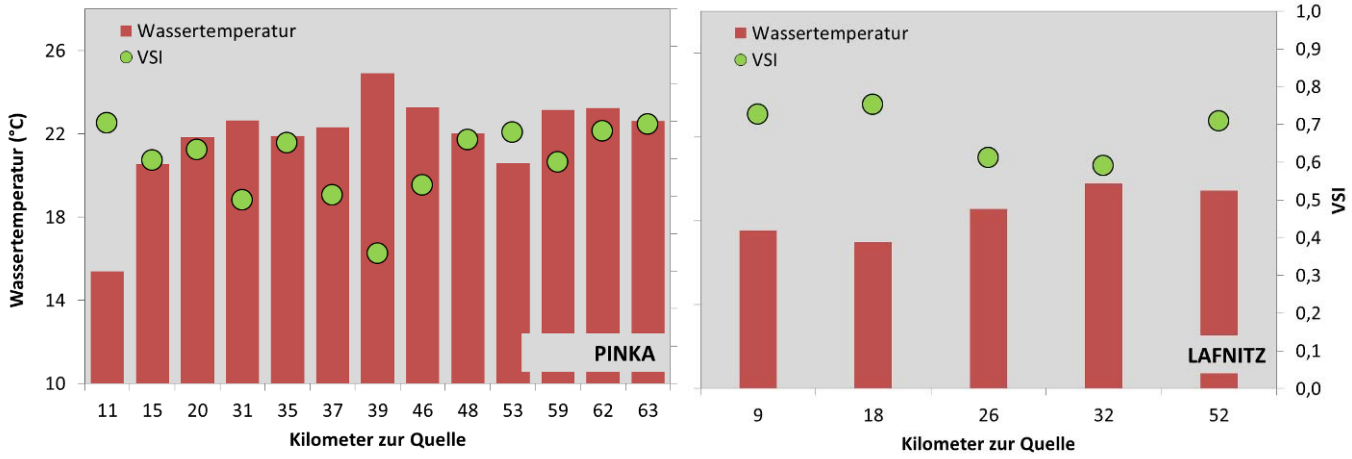


Abb. 6: Mittelwerte der Tagesmaxima der wolkenlosen Tage im Juli und August 2013 (n= 17) an allen für die Periode verfügbaren Wassertemperaturmesspunkten, sowie VSI Werte der flussauf liegenden 5 km. R^2 der Wassertemperatur zum VSI aller Stationen ist 0,4. Bei Stationen mit vergleichbaren Abfluss (Pinka FKM 31 – 48) ist es R^2 = 0,8. **Links:** Pinka, **Rechts:** Lafnitz.

Charakterisierung von Wassertemperatur und Mikroklima (AP2.2.)

Im Längserlauf der Lafnitz und der Pinka wurden Wassertemperatursensoren angebracht und kontinuierlich von Juni 2012 bis September 2014 gemessen (Lafnitz: 9, Pinka: 17 Standorte in Abbildung 2). Zusätzlich wurden an drei Klimastationen für Referenzmessungen aufgebaut (Details in Kapitel 6).

Die relative Luftfeuchte in der ufernahen Zone nahe Wolfau (FKM 61) während der Sommermonate 2012 lag zwischen 38 und 99%. Die täglichen Werte hatten eine Variation von 35%. Während des Tages waren die Schwankungen zwischen den sieben Messpunkten gering, in der Nacht hingegen stärker ausgeprägt mit ca. 30% Unterschied. Am feuchtesten war es an den Messpunkten nahe dem Erdboden. In der schmalen Uferzone orographisch rechts schwankte die Feuchtigkeit stärker als in der breiteren Uferzone orographisch links. Lufttemperatur variierte um ca. 1°C innerhalb der Ufervegetation. Der maximale Lufttemperaturunterschied innerhalb der Uferzone wurde mit 2.8°C gemessen. Die Globalstrahlung schwankte stark. Innerhalb 2 bis 3 m konnte eine Reduktion von 800 auf 100W/m² gemessen werden.

Wassertemperatur

Horizontale und vertikale Temperaturprofile beider Flüsse zeigten Unterschiede von 0.1 bis 0.5 °C, was unterhalb der Sensorgenauigkeit liegt. Daraus wurde geschlossen, dass ein Messpunkt an jeder Messstelle ausreicht um die Wassertemperatur an dieser Stelle zu messen. Die Variabilität der maximalen und minimalen Wassertemperaturen der Lafnitz wird im folgenden Scatterplot (Abbildung 7 links) dargestellt. Die Trendlinie, basierend auf täglichen Mitteln (R^2 = 0,62) zeigt den jährlichen Trend der Wassertemperatur. Der Maximalwert von 25,1°C wurde am 29.7.2013 erreicht.

Die Lafnitzquelle hat eine konstante Temperatur um 10°C während des Sommers. Die maximale Wassertemperatur überschritt 20 °C während 14 Kalenderwochen und 25°C an zwei Tagen. Ähnlich der Lafnitz ist auch die Pinkaquelltemperatur um 10°C (Abbildung 7 rechts). Während des Winters spiegelt die Quelltemperatur die Werte des ganzen Flusses wieder. Der Maximalwert von 29,3 °C, der deutlich höher ist als bei der Lafnitz ist, trat am 8.8.2013 auf. Die Wassertemperatur der Pinka überschritt 20 °C in 17 Wochen und 25 °C an 87 Tagen im Zeitraum der Untersuchung. Im unteren und mittleren Abschnitt waren die mittleren Juliwassertemperaturen in der Pinka über 15°C, im Gegensatz dazu war der longitudinale Temperaturgradient der Lafnitz viel flacher. Die Amplitude der Wassertemperatur ist in den unteren Abschnitten beider Flüsse ähnlich, wobei jedoch der Median bei der Lafnitz geringer liegt. Abhängig von der Entfernung zur Quelle, erreicht die Wassertemperatur am Nachmittag ihr Maximum und ist relativ konstant während der Nacht. Die Wassertemperatur zeigt größere Amplituden im Unterlauf als im Oberlauf und während der Sommermonate (ca. 10°C) als während des restlichen Jahres, speziell im Winter (ca. 5°C). Die

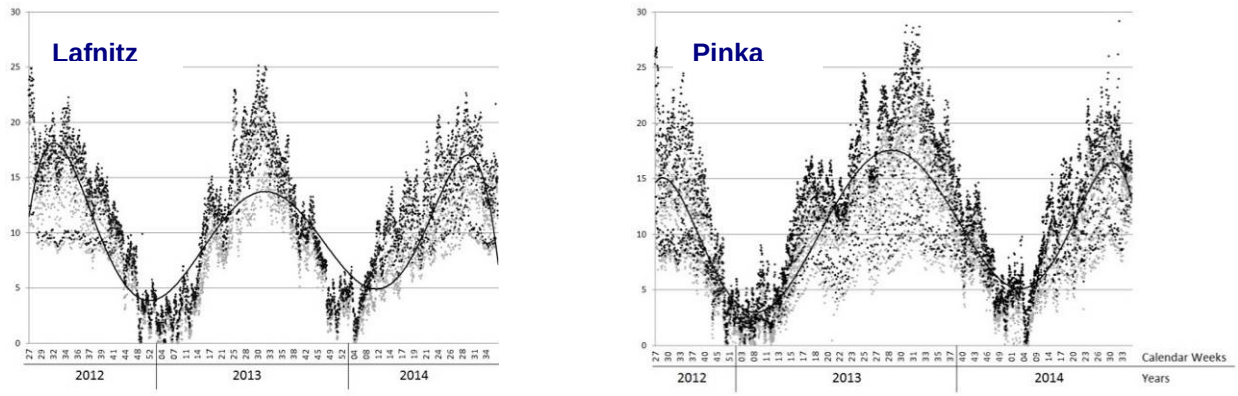


Abb. 7: Verteilung der Wassertemperatur an den Flüssen Lafnitz (**links**) und Pinka (**rechts**). Die schwarzen Markierungen repräsentieren die wöchentlichen Maxima, die helleren die wöchentlichen Minima.

monatlichen Schwankungen steigen im April sichtbar an, bei der Pinka deutlicher als bei der Lafnitz. Die Wassertemperaturen im Juli 2013 waren höher als 2012. An der Pinka FKM 39 km wurde während der Hitzeperiode 2. bis 8. August 2013 ein Anstieg von 2°C der Tagesmaximumtemperatur gemessen.

Wirbellose Fauna und thermische Habitate (AP2.3.)

Im Rahmen des Projektes wurde der Zusammenhang der aquatischen wirbellosen Zönose von der Wassertemperatur sowie der Ufervegetation untersucht. An beiden Flüssen wurden in Summe 261 aquatische wirbellose Taxa nachgewiesen (230 an der Lafnitz, 140 an der Pinka). Die Ergebnisse des Projektes zeigen deutlich den Einfluss der Wassertemperatur auf die vorherrschende Zönose. Obwohl sich die beiden untersuchten Fließgewässer in einigen Parametern wie u.a. Lauflänge, morphologische Beeinträchtigung und Ausprägung der Ufervegetation unterscheiden, lässt sich die Zusammensetzung der wirbellosen Fauna gut durch die maximale sommerliche Wassertemperatur erklären. Die Ergebnisse zeigen, dass vor allem die 7:00 Morgentemperatur eine sehr hohe Korrelation mit dem biozönotischen Regionsindex aufweist (Abbildung 8 links). Dieser enge Zusammenhang verdeutlicht den starken Einfluss der Wassertemperatur auf die biologischen

Prozesse in Fließgewässern. Abbildung 8 (rechts) illustriert beispielhaft die längenzonale Verbreitung einiger ausgewählter Arten im Seehöhen-Temperaturkontinuum. Es ist klar zu erkennen, dass jede Art ein spezifisches Temperaturregime bevorzugt.

Betrachtet man den biozönotischen Regionsindex im Längsverlauf der Flüsse, fällt der deutlich schnellere Anstieg des Indexwertes an der Pinka auf. Obwohl ihre Quelle deutlich höher liegt als jene der Lafnitz (Lafnitz ca. 900m; Pinka 1480m), wurde bereits nach 30 km Fließstrecke eine Faunengemeinschaft mit bedeutend höheren Potamal-Anteil beobachtet (Abbildung 8, Mitte). Dies spiegelt die morphologische Beeinträchtigung der Pinka ab dem Mittellauf gut wider. Einen Schlüsselfaktor stellen dabei die Land-Wasser-Übergangszone, und hier insbesondere die Ausprägung der Ufervegetation, dar. Durch die beschattende Wirkung der Vegetation wird der Energie-input in das Gewässer minimiert und Temperaturmaxima können reduziert werden (vgl. Abbildung 6). Durch den Eintrag von Totholz wird zusätzlich die Habitatvielfalt eines Gewässers deutlich erhöht. Dies ist vor allem in Mittel- und Unterläufen von Gewässern von Bedeutung. Ferner dienen die Totholzstrukturen selbst einer Vielzahl an Organismen als Lebensraum, was zu einer Erhöhung der Biodiversität führt. So wurden in dieser Untersuchung 22 Arten an der Lafnitz ausschließlich auf Totholzstrukturen nachgewiesen, die an der Pinka weitestgehend fehlen. Unter diesen xylobionten (Holz bewohnenden) Arten finden sich viele europaweit vom Aussterben bedrohte oder seltene Arten. Totholz ist heute ein Mangelhabitat in nahezu allen mitteleuropäischen Fließgewässern, da durch Uferverbauungen einerseits der Eintrag ins Gewässer verhindert wird und andererseits in vielen Fällen Totholzstrukturen aktiv aus den Gewässern entfernt werden.

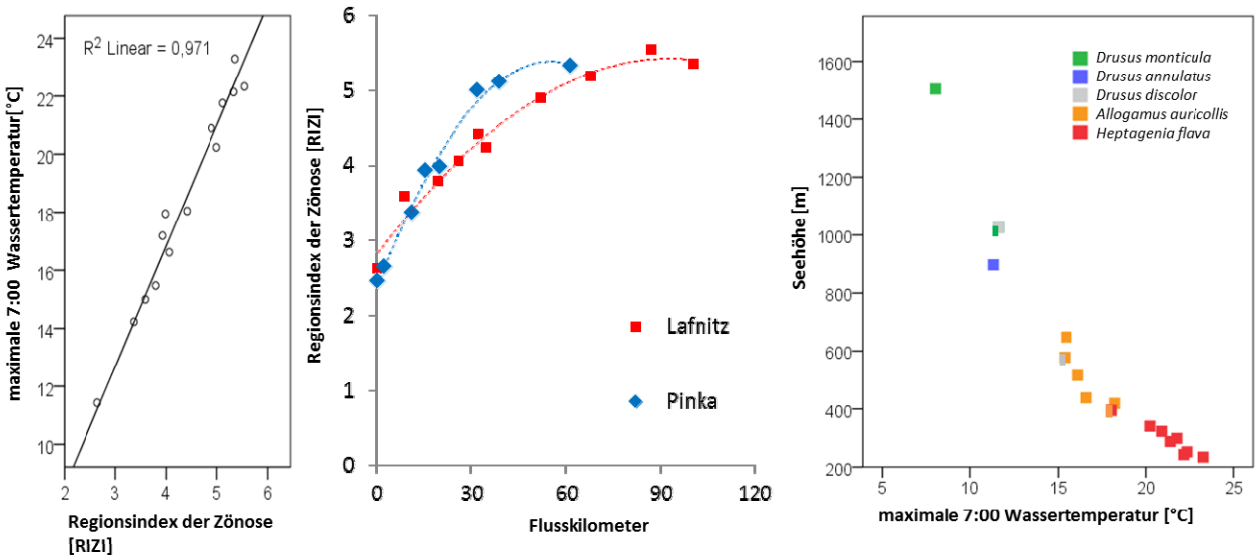


Abb. 8: Links: Korrelation zwischen der gemessenen Morgentemperatur (7:00) und dem biozönotischen Regionsindex (RIZI) **Mitte:** Zusammenhang zwischen dem biozönotischen Regionsindex (RIZI) und der Entfernung von der Quelle an der Lafnitz und der Pinka **Rechts:** längenzonale Verteilung einiger ausgewählter Arten im Seehöhen-Temperaturkontinuum

Fische und zugehörige Habitate (AP2.3.)

In diesem Kapitel werden (1) typische Habitate für Fische identifiziert und (2) gezeigt, welchen Wassertemperatur-Bereich die Leitfischarten bevorzugt nutzen. Dazu wurde der Fischbestand standardisiert mittels der Elektrobefischungsmethode qualitativ und quantitativ im Herbst 2013 erhoben und durch Daten von vorangegangen Untersuchungen (1991-2011) ergänzt (Guldenschuh 2014[5]).

Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und das Substrat sind entscheidende Parameter, um Lebensräume für aquatische Organismen zu erklären. Fischarten und deren verschiedenen Lebensstadien sind besonders an spezifische Lebensräume angepasst, so sind z.B. besonders die strömungsliebenden Arten wie Forelle oder Äsche auf höhere Fließgeschwindigkeiten angewiesen. Die vorherrschenden Fließgeschwindigkeiten an Pinka und Lafnitz (Abbildung 9) zeigen keine signifikante Abnahme im Längsverlauf, sie beträgt im Mittel durchwegs etwa 50 cm/s. Die Tiefenverteilungen an der Lafnitz zeigen einen geringen aber stetigen Anstieg im Längsverlauf. Die größte Tiefenvarianz wird allerdings in den unteren Abschnitten erreicht. (Melcher et. al 2015[6]).

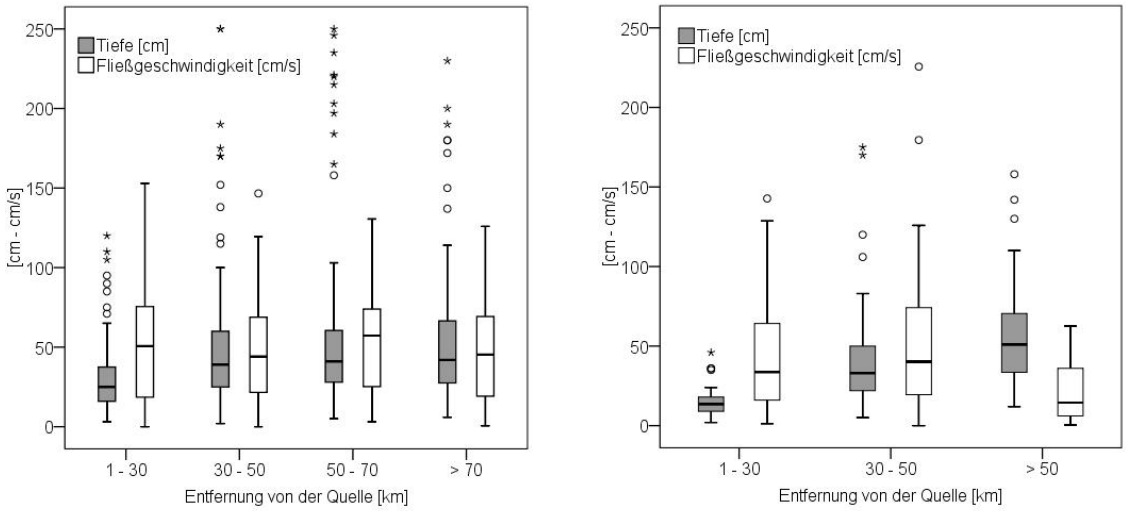


Abb. 9: Wassertiefen in cm (graue Box) und Fließgeschwindigkeiten in cm/s (weiße Box) im Längsverlauf von Lafnitz (**links**) und Pinka (**rechts**) (aus Melcher et. al 2015).

An der Pinka zeigt sich eine deutlichere Ausprägung der Tiefenzunahme von der Quelle flussab, was den generell geringeren Tiefen im obersten Bereich geschuldet ist. Während der Oberlauf kaum tiefer als 25 cm ist, erreichen die Maximalwerte in den unteren Abschnitten über 1,5 m. Die Fließgeschwindigkeiten sind an der Pinka im Unterlauf am geringsten. Dies ist auch als Hinweis auf

[5] GULDENSCHUH M. (2015): Longitudinal zonation of habitat parameters and fish species assemblages in the Austrian lowland rivers Lafnitz and Pinka.

[6] MELCHER A., PLETTERBAUER F., RAUCH P., SCHAUFLER K., SEEBACHER M., SCHMUTZ S. (2015): Einfluss der Wassertemperatur auf die Habitatpräferenz von Fischen in mittelgroßen Flüssen. Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für INGENIEURBIOLOGIE, 1, 15-21; ISSN 1422-0008

hydro-morphologische Eingriffe, wie Begradigung und Kanalisierung des Flussverlaufs, in Bereichen des Mittel- und Unterlaufs an der Pinka zu deuten.

Es können demnach sechs verschiedenen morphologischen Habitattypen für die als Referenz dienende Lafnitz unterschieden werden. Abbildung 10 zeigt, dass sich die einzelnen Typen hinsichtlich ihrer Tiefen- und Fließgeschwindigkeits-verhältnisse klar voneinander abgrenzen. Während die Typen 1 und 2 seichte und eher strömungsberuhigte Bereiche repräsentieren, steht Typ 3 für etwas tiefere aber sehr langsam fließende Stellen. Typ 4 wiederum charakterisiert sich durch schnell überströmte Stellen mittlerer Tiefe. Die Typen 5 und 6 stellen Kolk-Habitate mit großen Tiefen und geringen Strömungen dar. Die Verteilung der einzelnen Habitattypen zeigt an der Lafnitz ein heterogenes Bild entlang des gesamten Flusslaufs. Bis auf den obersten Abschnitt sind in der Lafnitz in allen Bereichen alle sechs Habitattypen verfügbar (Abbildung 11). Im Gegensatz dazu dominieren an der Pinka klar die seichten und langsam bis mäßig fließenden Bereiche (Typen 1 & 2) deren Anzahl mit dem Flussverlauf abnimmt. Vor allem im Unterlauf, aufgrund von Begradigung und Stauhaltung, gibt es ein Defizit der Typen 5 und 6 und somit der tiefen, zum einen durchströmten und zum anderen strömungsberuhigten Habitate, die für adulte Fische von besonderer Wichtigkeit sind. Im Allgemeinen sind Laichhabitate im Lebenszyklus von Fischen von großer Bedeutung, da sie eine enge ökologische Nische (v.a. geringe Wassertiefe, sehr hohe Fließgeschwindigkeiten) bilden und rheophile Populationen sehr stark limitieren können (Melcher und Schmutz, 2010[7]; Hauer et al., 2007[8]). Vor allem die Laichhabitate der strömungsliebenden Nasen und Barben sind fast ausschließlich im Habitattyp 4 anzutreffen.

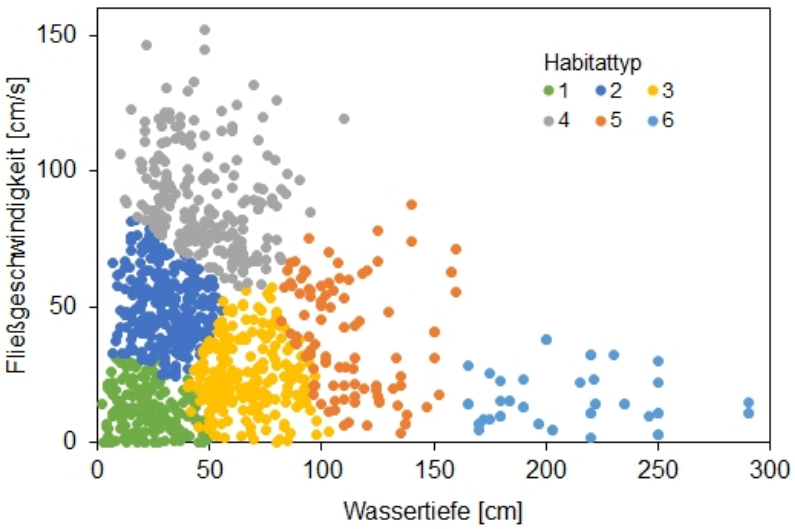


Abb. 10: Zusammenhang zwischen Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit in den sechs charakteristischen Habitattypen

Die Analysen zeigen deutlich, dass die Verfügbarkeit aller Habitattypen, nicht nur innerhalb eines Flusses, sondern innerhalb räumlich verbundener Abschnitte, Stichwort longitudinale und laterale Konnektivität, für den Fischbestand sehr wichtig ist. Insgesamt kommen an der Lafnitz aus 46 Fischarten aus 13 Familien und an der Pinka nur mehr 19 Arten vor. Von den insgesamt 46 Arten

7 Melcher, A. and Schmutz, S. (2010). The importance of structural features for spawning habitat of nase Chondrostoma nasus (L.) and barbel Barbus barbus (L.) in a pre-Alpine river. River Systems, 19: 33-42.

8 Hauer, C., Unfer, G., Schmutz, S. and Habersack, H. (2007). The importance of morphodynamic processes used as spawning grounds during the incubation time of nase (Chondrostoma nasus). Hydrobiologia, 579: 15-27.

sind 38 Arten wärmeliebend und acht bevorzugen kältere Temperaturen (Guldenschuh 2014[9]). Die Abundanz und Biomasse ist in beiden Gewässern gering.

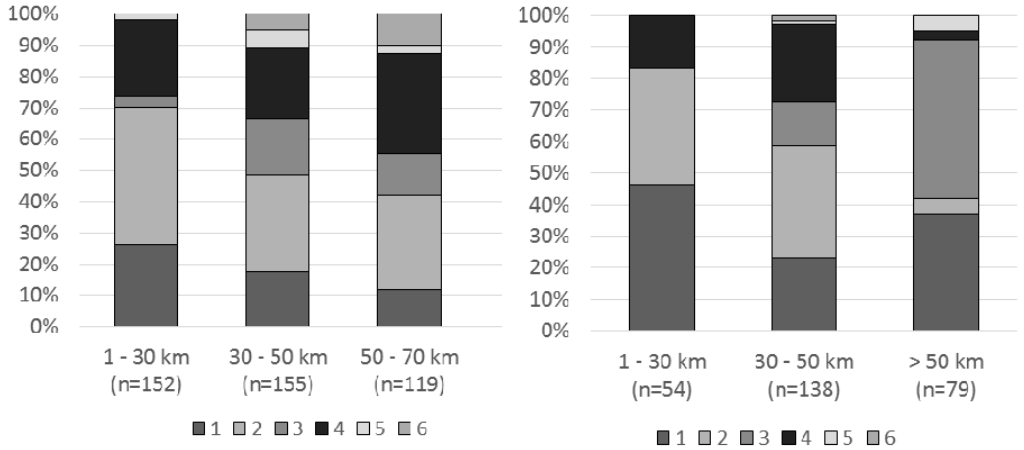


Abb. 11: Verteilung der definierten Habitattypen nach Abschnitt für die Lafnitz (**links**) und die Pinka (**rechts**).

Eine längszonale Betrachtung der Leitarten Bachforelle, Äsche, Barbe und Nase entspricht dem bekannten, von Thienemann erstmals 1925[10], beschriebenen Konzept der Fischregionen. Der Oberlauf, bis km 30, wird von der Bachforelle dominiert. Im Mittellauf, zwischen km 30 und 50, folgt die Äsche, es kommen bereits die rheophilen Leitarten Barbe und Nase vor, welche vor allem das Epipotamal prägen. Bachforelle und vor allem Äsche verschwinden im Unterlauf ab (Abbildung 12).

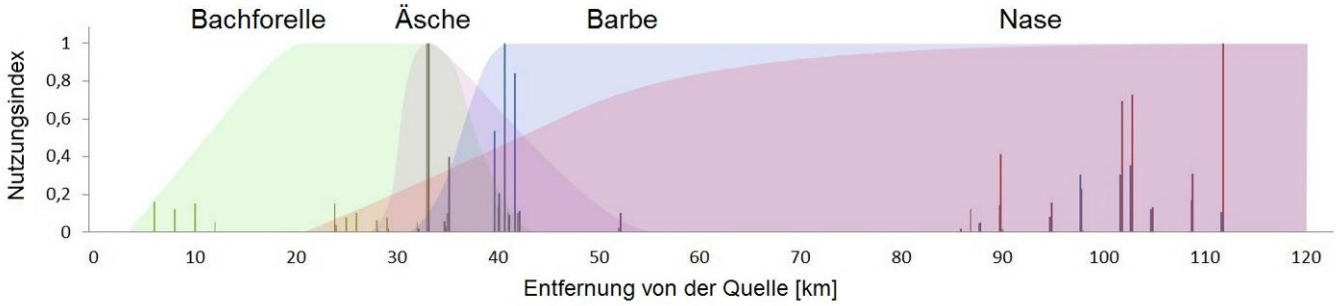


Abb. 12: Nutzungsindex (von 0 bis 1, schraffierte Flächen) und Nachweise (Balken) der Leitfischarten Bachforelle, Äsche, Barbe und Nase entlang des Flusslaufs der Lafnitz (aus Melcher et. al 2015).

Daraus abgeleitet, lässt sich der eindeutige Zusammenhang von Fischen und Wassertemperatur mittels des Fischregionsindexes erklären (Abbildung 13, links). Ebenso konnte dies auch für benthische Evertebraten mittels des biozönotischen Regionsindex im Untersuchungsgebiet festgestellt werden (AP2.3.).

[9] Guldenschuh M. (2014). Longitudinal zonation of habitat parameters and fish species assemblages in the Austrian lowland rivers Lafnitz and Pinka. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

[10] Thienemann A. (1925). Die Binnengewässer Mitteleuropas, Schweizerbart, Stuttgart, 255pp.

Neben der Gewässerdimension und den hydo-morphologischen Eigenschaften ist die Wassertemperatur ein entscheidender Faktor im chemo-physikalischen Lebensraum von Fischen, der somit die Zusammensetzung von Fischbeständen in Fließgewässern entscheidend beeinflusst (Pletterbauer et al., 2015[11]). Basierend am Vorkommen der Leitfischarten lassen sich optimale bzw. nicht geeignete Wassertemperaturbereiche für Forelle, Äsche und Barbe (Nase) ableiten (Abbildung 13, rechts). Flussabschnitte mit einer Durchschnittstemperatur von über 16°C im Juli eignen sich für die Bachforelle nicht. Die Äsche findet sich in einem bevorzugten Bereich zwischen 15 und 17°C, was für diese Art einen vergleichsweise hohen Wert bedeutet, und auf genetische Anpassung der vorkommenden Individuen schließen lässt (Gum et al., 2009[12]). Ab 16°C finden auch die rheophilen Cypriniden Barbe und Nase ihren bevorzugten Temperaturbereich, welcher erfahrungsgemäß ab 20°C wieder abnimmt. Entsprechend ihrer bevorzugten Wassertemperaturpräferenz können Fischarten sogenannten Temperaturgilden zugeordnet werden, dabei wird zwischen kaltwasser-liebenden (kalt-stenotherm) und warmwasser-toleranten (meso-eurytherm) Arten unterschieden. Sie dienen als Indikatoren auch dafür, inwieweit sie für anthropogen (thermal) geprägte Flussabschnitte charakteristisch sein können. (Abbildung 13, links).

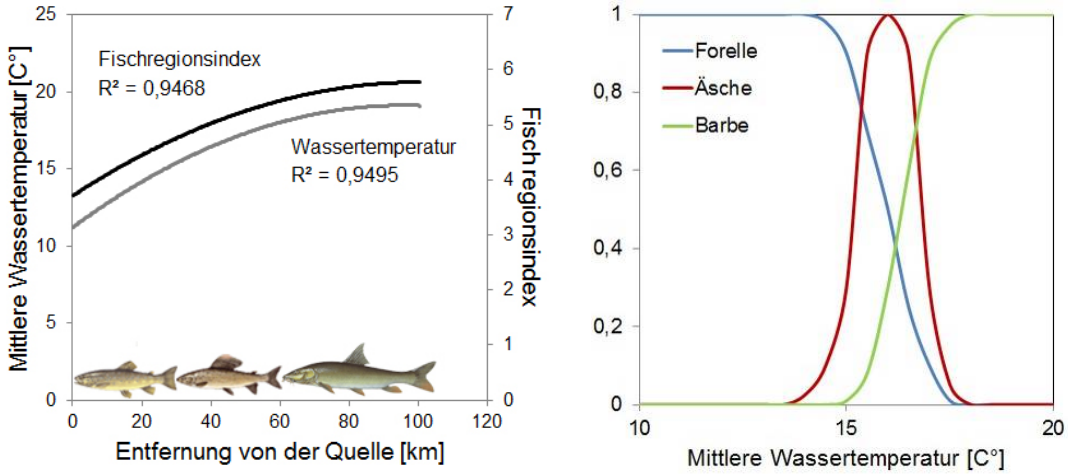


Abb. 13: Die mittlere Wassertemperatur im Juli (graue Line) und der Fischregionsindex (schwarze Linie) sind sehr hoch miteinander korreliert und nehmen in der Lafnitz mit der Entfernung zur Quelle tendenziell zu (**links**), dementsprechend ergeben sich klar abgegrenzte und standardisierte Wassertemperaturpräferenzen für die Leitfischarten Bachforelle, Äsche und Barbe (**rechts**) (aus Melcher et. al 2015).

Die Dominanz der kaltwasser-liebenden Arten im Ober- bzw. der warmwasser-toleranten Arten im Unterlauf entspricht dem Leitbild (Logez & Pont, 2013[13]). Auffällig sind die Unterschiede im

[11]Pletterbauer, F., A. H. Melcher, T. Ferreira, and Schmutz, S. (2014). Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers. Hydrobiologia, Doi: 10.1007/s10750-014-2079-y.

[12] Gum, B., R. Gross, and Geist, J. (2009). Conservation genetics and management implications for European grayling, Thymallus thymallus : synthesis of phylogeography and population genetics. *Fisheries Management and Ecology,* 16: 37–51.

[13] Logez, M., and Pont, D. (2013). Global warming and potential shift in reference conditions: the case of functional fish-based metrics. Hydrobiologia, 704: 417-436.

Mittellauf von Lafnitz und Pinka. Während die weitgehend beschattete Lafnitz ein natürliches Verhältnis aufweist, dominieren in stark beeinträchtigten Pinka die warmwasser-toleranten Arten. Stellt man diese Artenverteilung den mittleren Juli-Wassertemperaturen im Längsverlauf der beiden Flüsse gegenüber (Abbildung 14, rechts), sind die Unterschiede in der Gildenzusammensetzung wenig überraschend, weist doch die Pinka insbesondere im Mittellauf deutlich höhere Wassertemperaturen auf. Die Fischzönose passt sich entsprechend dem thermalen Regime an. Der Unterschied zwischen beschatteten und nicht beschatteten Abschnitten kann bis zu 2°C betragen (AP2.1), dies würde auch bei den Fischen eine Verschiebung des Artenvorkommens um eine Fischregion bedeuten.

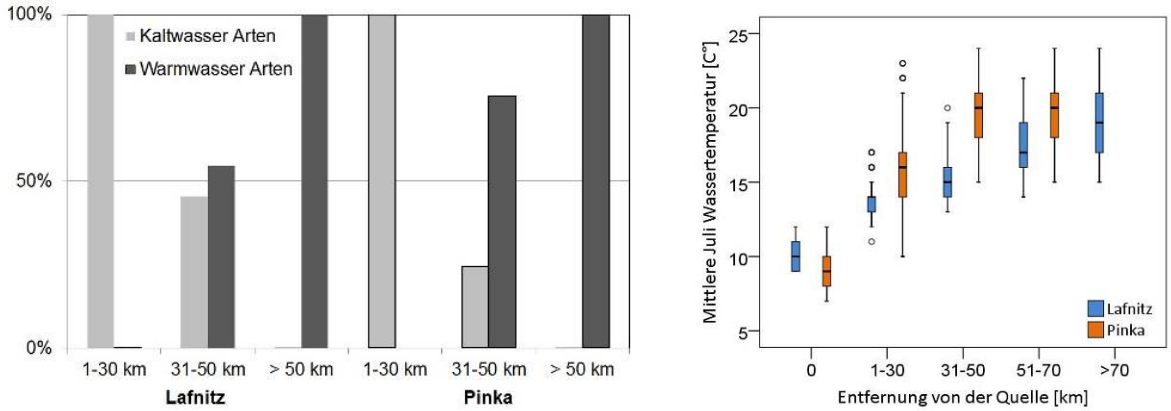


Abb. 14: Die relative Verteilung der Wassertemperaturgilden in Ober-, Mittel- und Unterlauf (**links**), sowie die Entwicklung der mittleren Wassertemperaturen im Juli von Lafnitz und Pinka (**rechts**) (aus Melcher et. al 2015).

Modellierung von Energiebilanz und Wassertemperatur (AP3)

Mittels der neu veröffentlichten HEAT SOURCE version 9 wurden die Energieflüsse entlang der Pinka und Lafnitz sowie die Hydraulik und die Wassertemperatur simuliert und mittels der Messungen aus WP 2.2. validiert.

Die von HEAT SOURCE berechnete Strahlungsbilanz wurde mit Strahlungsbilanzmessungen, die im Rahmen einer Messkampagne (AP2.2) durchgeführt wurden, verglichen. Die Ergebnisse des Originalcodes zeigten eine durchschnittliche Differenz von 53 W/m² zu den Beobachtungen. Der sehr empirische Globalstrahlungs-algorithmus wurde danach durch direkten Input von Messdaten

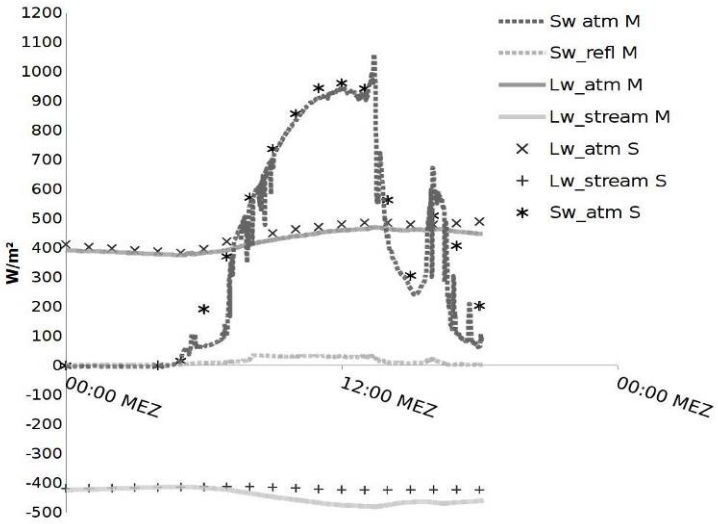


Abb. 15: Lang- und kurzwellige Strahlungsbilanz an der Referenzstation (FKM 39) am 28. Juli 2013: Simulierte (S) und gemessene (M) atmosphärische (atm) and reflektierte (refl) kurzwellige (Sw) und atmosphärische und vom Fluss emittierte (stream) langwellige (Lw) Strahlung

ersetzt. Das führte zu einer Verbesserung der kurzwelligen Strahlung zu einer Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Strahlungsflüsse von 15 W/m² an einem typischen Sommertag (Abbildung 15).
Der Vergleich zwischen simulierter und gemessener Wassertemperatur für fünf Stationen zwischen FKM 26 bis 48 wird in Abbildung 16 gezeigt. Das Model kann stabile Abflusssituationen gut abbilden, bei plötzlichen Änderungen wie z.B.: am 5.August 2013 liegen die Unterschiede zwischen Model und Messung über den ermittelten Modelungenauigkeiten.

Die berechnete Wassertemperatur des originalen und veränderten Codes wurden für tägliche Werte im Juli und August 2013 bei DFS 38km verglichen. Der veränderte Code zeigte leichte Verbesserungen in der Korrelation zu den Messungen für die Maximalwassertemperatur. Im Weiteren wurde der veränderte Code verwendet. Es wurde gezeigt, dass die Masstransfer Methode im Vergleich zur Penman Monteith Methode für die Berechnung der turbulenten Energieflüsse zu einer Erhöhung der Wassertemperatur um bis zu über 1°C (Trimmel et al. 2015[14]) führt.

Des Weiteren wurde eine ausführliche Sensitivitätsanalyse durchgeführt, welche unter anderem zeigte, dass kurzwellige Strahlung und Verdunstung die einflussreichsten Komponenten der Energiebilanz während Hitzewellen an der mittleren Pinka sind. Auch hat sich gezeigt, dass beide stark abhängig von Horizontüberhöhung durch Topographie und Vegetation sind.

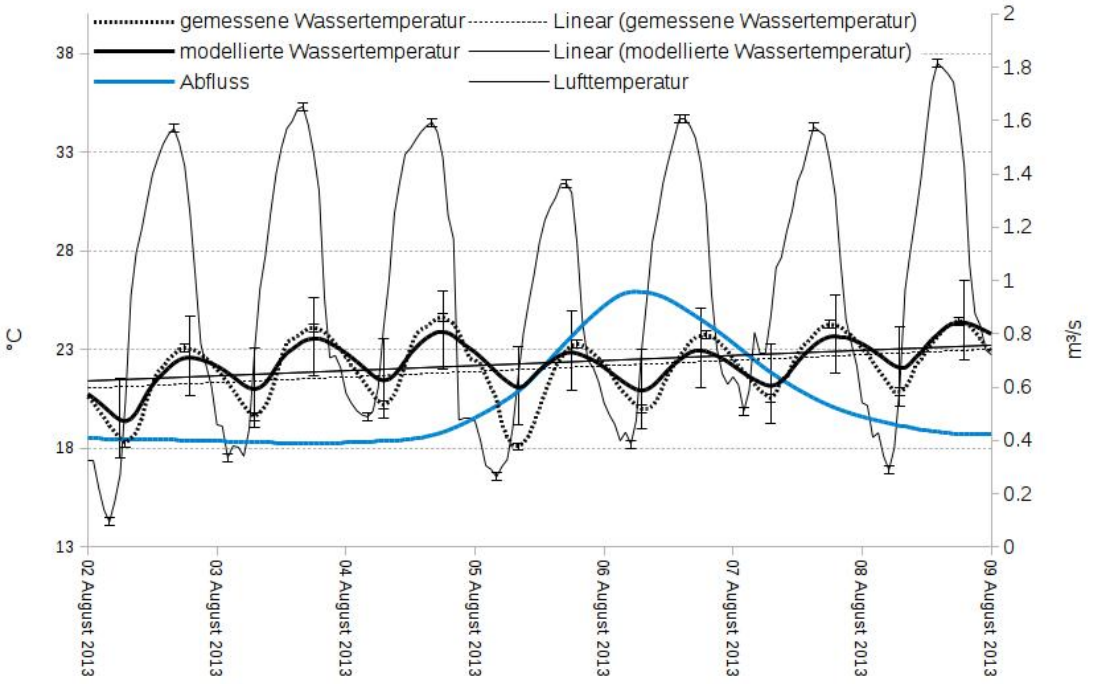


Abb. 16: Gemessene Luft- und Wassertemperatur, simulierte Wassertemperatur (inkl. Error bars an den Minima und Maxima und und Trendlinien (Linear), für den 2. bis 8. August 2013, gemittelt für Pinka FKM 26 – 48 km, Abfluss von Pegel Oberwart FKM 37

[14] Trimmel,H, Gangneux, C., Kalny, G., Michie, R., Weihs, P. (2015) Influence of meteorological components on stream temperature and simulation accuracy under heat wave conditions. Meteor. Zeitschr. submitted

Regionale Klimaszenarien (AP4)

In Abb. 17 ist die Anomalie des 10-jährigen Mittels der Lufttemperatur für verschiedene Realisierungen von regionalen Klimamodellen (RCM) dargestellt. In dieser Dekade sind vergleichsweise hohe Temperaturen aufgetreten. Gegen Ende des Jahrhunderts steigt die Temperatur bei allen RCMs stetig an. Dabei zeigt Aladin den stärksten Trend.

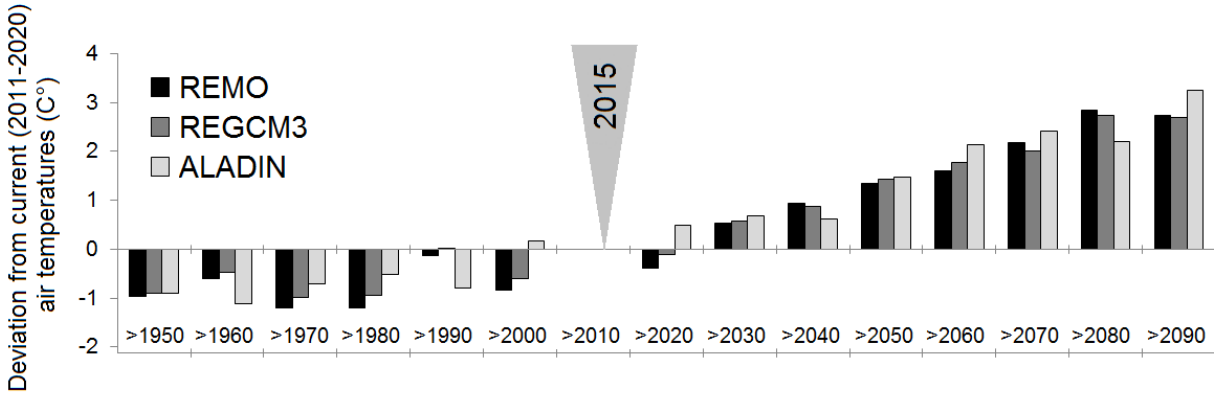


Abb. 17: Deviation from current air temperatures (°C) per decades

Für die Dekade 2013 – 2040 wird bereits ein Anstieg von 0.53 bis 0.67 °C erwartet. In den 2060er Jahren muss mit einem Anstieg von 1.59 bis 2.14 °C gerechnet werden und in der letzten Dekade des 21. Jahrhunderts wird bereits mit einem Temperaturnstieg von 2.74 bis 3.25° gerechnet.

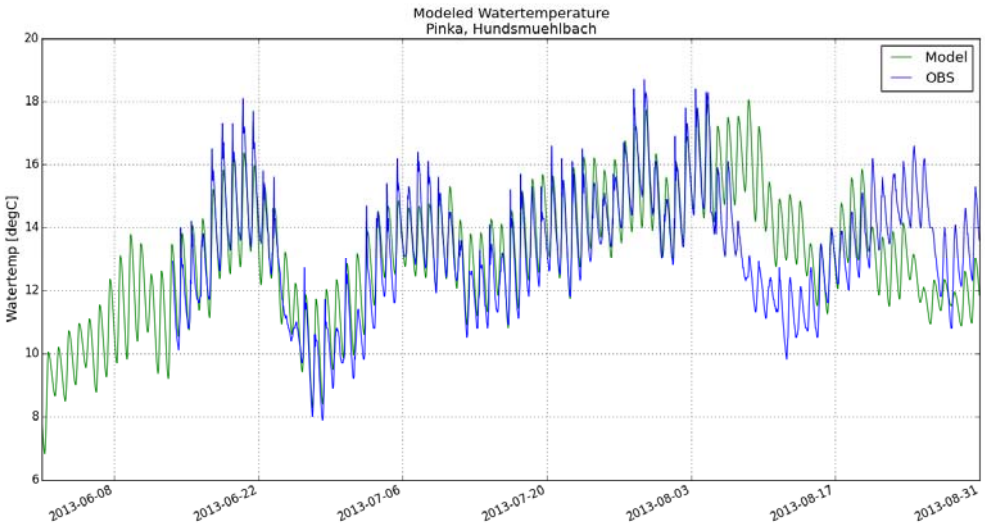


Abb. 18: Vergleich der modellierten und beobachteten Wassertemperatur bei Hundsmühlbach, am Oberlauf der Pinka

In Südostösterreich wurde ein Niederschlagsrückgang vom 10 – 15 % beobachtet. Um Randbedingungen für das HEATSOURCE Modell zu erhalten, wurde die Wassertemperatur im Oberlauf modelliert. Die maximalen Fehler liegen bei ca. +/- 2 °C. Im Mittel wird die Wassertemperatur gut wiedergegeben (Abb. 18).
Der zukünftige Abfluss wurde mit bei Q95 bzw. bei mittlerem Niedrigwasser (MLF) an den Pegeln Pinngau (Q95 = 0.16m³/s, MLF = 0.14m³/s) für die Pinka und Reinberg I (Q95 = 0.72m³/s, MLF = 0.67m³/s) für die Lafnitz 1981 – 2010 fixiert. (R14)

Simulation der Wassertemperatur für zukünftige Szenarien (AP5)

Episoden, Klimaperioden und Abflussszenarien
Die vorhergesagt Wassertemperatur verändert sich gleichmäßig entlang der Flussläufe. Für Minimum-, Mittel- und Maximumwassertemperaturen wird eine Änderung um mehr als 2.5°C bis 2080 erwartet, was deutlich über der maximalen Unsicherheit des Models liegt. Im MLF Abflussszenario steigen die Wassertemperaturen stärker als im Q_{95} Szenario.

Vegetationsszenarien
Abbildung 19 zeigt die Reduktion der kurzwelligen Strahlung, die durch die Ufervegetation am Fluss Pinka, der starken Beschattungsunterschieden unterworfen ist, verursacht wird. Während im keine Vegetation Szenario (V0) nahezu keine kurzwellige Strahlung den Fluss erreicht kann das maximale Vegetationsszenario den Fluss vom größten Teil beschatten.

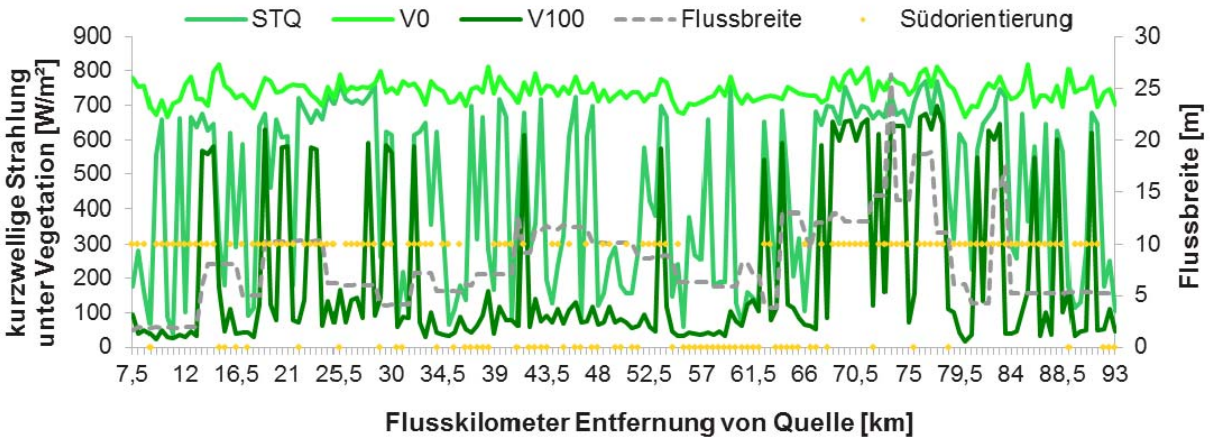


Abb. 19: Kurzwellige Strahlung unterhalb der Vegetation entlang der Pinka bei unterschiedlichen Vegetationsszenarien: V100, STQ und V0 am 17.8.2013, 12h; Flussbreite und Südorientierung

An einigen Abschnitten ist jedoch nicht einmal die maximale Vegetation in der Lage den Fluss zu beschatten, da der Fluss zu breit und/oder nach Süden orientiert ist. Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur zwischen FKM 26 bis 48 von 2. bis 8. August 2013 wird mit 1.68°C und 3.81°C für Vegetationsszenario STQ und V100 vorhergesagt (Trimmel et al. 2015[15]).

[15] Trimmel,H, Gangneux, C., Kalny, G., Michie, R., Weihs, P. (2015) Influence of meteorological components on stream temperature and simulation accuracy under heat wave conditions. Meteor. Zeitschr. submitted

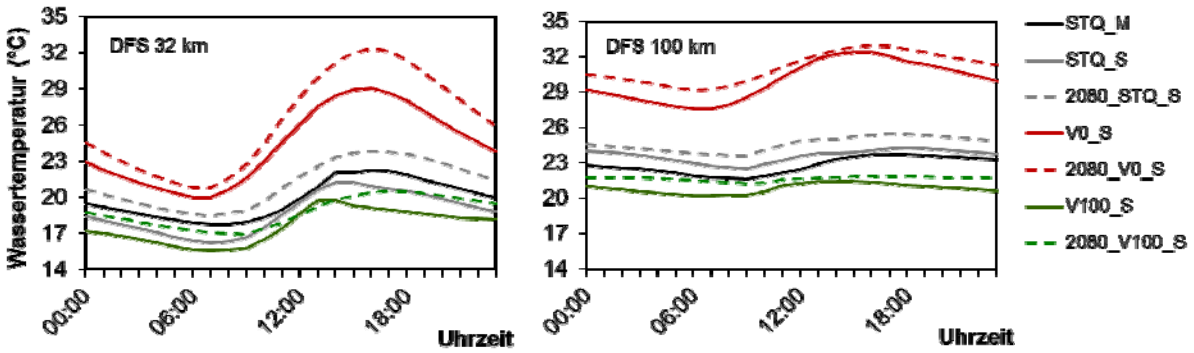


Abb. 20: Tagesgang der Wassertemperatur an zwei Stationen an der Lafnitz (bei einer Entfernung von der Quelle von 32 (**links**) und 100 km (**recht**). STQ, V0 und V100 stehen für Status_Quo Bedingungen der Vegetation. bzw. keine Vegetation (V0) und maximale Vegetation (V100). M und S stellen Messungen bzw. Modellsimulationen dar. Für die Jahre 2013 und 2080 (2080) wurden Modellsimulationen durchgeführt.

Es wird gezeigt, dass die Ufervegetation die Fähigkeit hat, den Großteil der durch den Klimawandel prognostizierten Erwärmung bis 2080 zu mitigieren. Dies ist gut ersichtlich an den Tagesgängen der Hitzeperiode (Abbildung 20). Wenn maximale Vegetation angenommen wird ist die mittlere Wassertemperatur 2080 nur leicht erhöht gegenüber der 2030. Die Maximalwassertemperatur kann sogar reduziert werden (Abbildung 21).

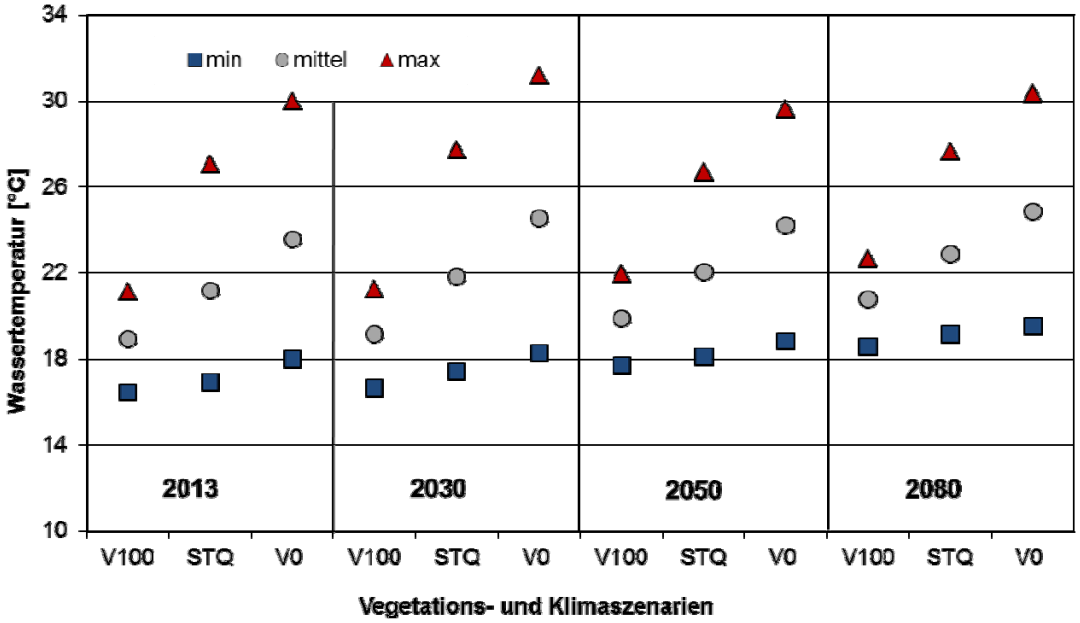


Abb. 21: Minimum-, Mittel- and Maximumwassertemperatur während der maximalen 5 Tages Hitzewellen für Vegetationsszenarios V0, STQ and V100 für alle drei Perioden (2030, 2050, 2080) und dem Abflussszenario Q_{95}.

WP 6 Synthese

Die globale Klimaerwärmung hat vielseitige Auswirkung auf aquatische Ökosysteme. Mit der Kombination aus Habitatverlusten und weiteren anthropogenen Einflüssen führt dies zu massiven Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna. Die Erwärmung der Wassertemperatur für die kommenden Jahrzehnte durch die Einflüsse des Klimawandels wurden auch in diesem Projekt bestätigt, besonders die maximalen Wassertemperaturspitzen werden davon betroffen sein. Eine intakte Ufervegetation kann diese Spitzen abpuffern.

Laut Modellierung tritt die größte Solarstrahlungsreduzierung für einen österreichischen von West nach Ost orientiert Fluss mit 10 m Breite zum Zeitpunkt der höchsten Sonnenstand auf, wenn die Vegetation homogen auf dem gesamten Flussabschnitt verteilt ist und direkt neben dem Fluss beginnend mit einer Mindesthöhe von 13 m und einer Breite von mindestens 20 m steht. Die gleiche Anzahl von Pflanzen auf einer Fläche kann etwa 25% mehr Sonnenstrahlung puffern, wenn diese homogen über eine größere Fläche verteilt in einer geringeren Dichte gepflanzt werden, als wenn nur kleine Bereiche in einer höheren Dichte bestehen.

Der Vergleich der Wassertemperatur mit den Fischen und der aquatischen wirbellosen Fauna entlang des Flusslaufes zeigt eine hohe und signifikante Korrelation (R^2 = 0,97, Abbildung 22). Dies hebt den starken Einfluss der Wassertemperatur auf die Längsverteilung von Wasserorganismen und unterstreicht das Potential der Ufervegetation und der daraus resultierenden Beschattung auf das Flussökosystem in Anbetracht des globalen Klimawandels.

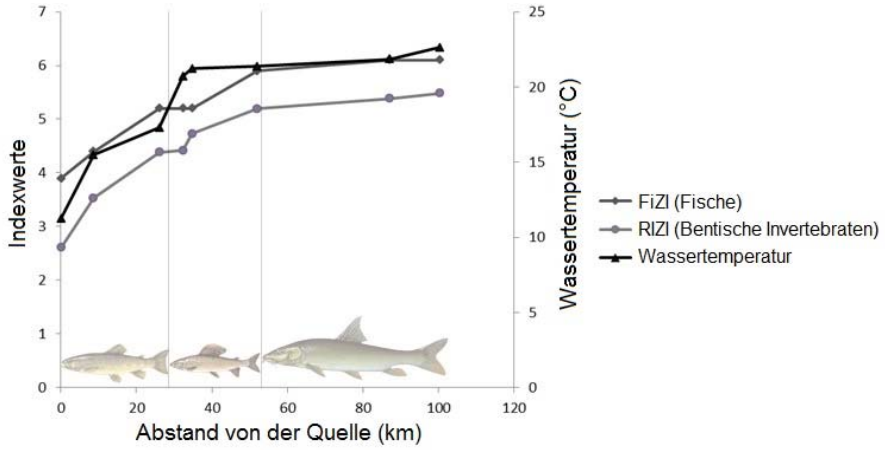


Abb. 22: Korrelation des Fisch- (FIZI) und des benthischen Longitudinalindex (RIZI) mit der maximalen 7 Uhr morgens Wassertemperatur

Eine Verschiebung der biozönotischen Zonen und ihrer assoziierten Arten ist mit steigenden Wassertemperaturen unvermeidlich. Dies zwingt die kälteangepassten Arten in höhere Lagen, wo wiederum andere Flusseigenschaften wie geringer Abfluss und Substratzusammensetzungen begrenzenden Faktoren sind. Dies führt zu kaum vorhersehbaren Änderungen in der Flussfauna. Die Existenz einer Reihe von unterschiedlichen Lebensgemeinschaften entlang des Längsgefälles und damit verbunden auch die natürliche hohe Biodiversität von Fischen sowie der wirbellosen

Fauna hängt von einer Abfolge von Temperatur Nischen von der Quelle bis zur Mündung ab. Da die Ufervegetation das Potenzial zur Abschwächung der Wassertemperaturspitzen, v.a. während Extremereignissen hat, sind ausreichend beschattete Uferbereiche ein Schlüssel, um Lebensräume an Gewässern nachhaltig zu erhalten.

Lediglich vom Menschen verursachte Einschränkungen reduzieren die Möglichkeit für ein dynamisch sich ständig veränderndes Flusssystem. Die Ergebnisse zeigen eindrucksvoll, dass eine effiziente und erfolgreiche Flussrevitalisierung, verbunden mit einer Wiederherstellung der Ufervegetation sowie eine hydromorphologische Verbesserung, zu einer deutlichen Verbesserung der Habitat- und folgend der Artenvielfalt führt. Freilich erfordert es auch ein für Fische durchgängiges Flusskontinuum. Eben aufgrund der Tatsache, dass ein Anstieg der Wassertemperatur mit Hilfe von Ufervegetation gemildert werden kann, sollte dies unbedingt in Managementplänen berücksichtigt werden, um die Auswirkungen des Klimawandels puffern zu können. Daher wurden eine Reihe spezifischer, praktischer Empfehlungen, basierend auf den wissenschaftlichen Forschungsergebnissen, in Form einer Guideline, für alle Interessierten zusammengestellt.

}

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Klimawandel kann neben anderen anthropogenen Einflüssen das Ökosystem Fließgewässer negativ beeinflussen. In natürlichen Flussabschnitten mit geringen menschlichen Belastungen beträgt der Wassertemperaturunterschied zwischen den biozönotischen Zonen (Fischregionen) im Sommer durchschnittlich zwischen 2 und 3 °C und ist somit oft ein wesentlicher Faktor für eine unterschiedliche Zusammensetzung von aquatischen Organismen. Eine Verschiebung der biozönotischen Zonen und ihrer assoziierten Arten ist mit steigenden Wassertemperaturen unvermeidlich. Dies zwingt die kälteangepassten Arten in höhere Lagen, wo wiederum andere Flusseigenschaften wie ein geringer Abfluss und veränderte Substratzusammensetzungen begrenzende Faktoren darstellen. Dies führt zu kaum vorhersehbaren Änderungen in der Flussfauna. Die Existenz einer Reihe von unterschiedlichen Lebensgemeinschaften entlang des Gewässerverlaufes wird durch eine signifikante Korrelation zwischen der Wassertemperatur mit den Fischen sowie der wirbellosen Fauna (Abbildung 22) bestätigt. Eine natürliche hohe Biodiversität von Fischen und wirbellosen Fauna hängt von einer Abfolge von „Temperatur Nischen von der Quelle bis zur Mündung ab.

Im unteren und mittleren Abschnitt lagen die mittleren Juliwassertemperaturen in der Pinka über 15°C, im Gegensatz dazu war der longitudinale Temperaturgradient der Lafnitz viel flacher. Die Amplitude der Wassertemperatur ist in den unteren Abschnitten beider Flüsse ähnlich - wobei jedoch an der Lafnitz grundsätzlich geringer. Abhängig von der Entfernung zur Quelle, erreicht die Wassertemperatur am Nachmittag ihr Maximum und bleibt während der Nacht relativ konstant. Die Wassertemperatur zeigt im Unterlauf größere Amplituden als im Oberlauf und während der Sommermonate (ca. 10°C) als während des restlichen Jahres, speziell im Winter (ca. 5°C). Die monatlichen Schwankungen steigen im April sichtbar an - bei der Pinka deutlicher als bei der Lafnitz. Die Wassertemperaturen im Juli 2013 waren höher als 2012. An der Pinka, bei Flusskilometer 39, wurde während der Hitzeperiode von 2. bis 8. August 2013 ein Anstieg der Tagesmaximumtemperatur von 2°C gemessen.

Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und das Substrat sind entscheidende Parameter, um Lebensräume für aquatische Organismen zu erklären. Fischarten und deren verschiedenen Lebensstadien sind besonders an spezifische Lebensräume angepasst, so sind z.B. besonders die strömungsliebenden Arten wie Forelle oder Äsche auf höhere Fließgeschwindigkeiten angewiesen. Die vorherrschenden Fließgeschwindigkeiten an Pinka und Lafnitz (Abbildung 9) zeigen keine signifikante Abnahme im Längsverlauf, sie beträgt im Mittel durchwegs etwa 50 cm/s. Die Tiefenverteilungen an der Lafnitz zeigen einen geringen aber stetigen Anstieg im Längsverlauf.

Dies hebt den starken Einfluss der Wassertemperatur auf die Längsverteilung von Wasserorganismen hervor und unterstreicht die mögliche Bedeutung der Ufervegetation und der daraus resultierenden Beschattung auf das Flussökosystem in Anbetracht des globalen Klimawandels.

Die vorhergesagt Wassertemperatur verändert sich gleichmäßig entlang der Flussläufe. Für Minimum-, Mittel- und Maximumwassertemperaturen wird eine Änderung um mehr als 2.5°C bis 2080 erwartet, was deutlich über der maximalen Unsicherheit des Models liegt. Im MLF Abflussszenario steigen die Wassertemperaturen stärker als im Q_{95} Szenario

Eine durch Klimaszenarien prognostizierte Veränderung der Wassertemperatur um 2°C führt daher zu einer deutlichen Verschiebung der Artenzusammensetzung zugunsten von wärmeliebenden. Die Ufervegetation ist daher für die aquatische Ökologie unserer Fließgewässer durch die zukünftig verstärkte Einwirkungen des Klimawandels auf das thermische Regime von besonderer Bedeutung. Es wird gezeigt, dass die Ufervegetation die Fähigkeit hat, den Großteil der durch den Klimawandel verursachten Erwärmung bis 2080 zu mitigieren.

In dem Projekt BIO_CLIC wurde mittels Vegetationsszanarien eine mögliche Beschattungsleistung der Ufervegetation als Ökosystemdienstleistung modelliert. Es kann durch ihre beschattende Wirkung, besonders in Hitzephasen, die maximalen Tageswerte der Wassertemperatur bis 2 °C abflachen. Das ist in etwa dieselbe Größenklasse wie die vorhergesagten Klimawandelauswirkungen auf die Wassertemperatur im Jahr 2050.

Die Ergebnisse zeigen eindrucksvoll, dass eine effiziente und erfolgreiche Flussrevitalisierung, verbunden mit einer Wiederherstellung der Ufervegetation sowie eine hydromorphologische Verbesserung, zu einem deutlichen Anstieg der Habitat- und Artenvielfalt führt; umgekehrt führt ein Verlust von Lebensräumen, Vegetation und Beschattung unweigerlich zu einem Defizit in der Biodiversität. Freilich erfordert dies auch ein für Fische ein lateral und longitudinal durchgängiges Flusskontinuum. Eben aufgrund der Tatsache, dass ein Anstieg der Wassertemperatur mit Hilfe von Ufervegetation gemildert werden kann, sollte dies unbedingt in Managementplänen berücksichtigt werden, um die Auswirkungen des Klimawandels puffern zu können. Basierend auf wissenschaftlichen Forschungsergebnissen wurden für alle Interessierten eine Reihe spezifischer, praktischer Empfehlungen in Form von Guidelines zusammengestellt. Hauptinhalte sind:

- Wasser als sich bewegende Masse erwärmt sich langsam und braucht eine gewisse Zeit bis es seine Temperatur den äußeren Bedingungen anpasst. Daher sollte ein sinnvolles Vegetationsmanagement immer längere Abschnitte berücksichtigen anstatt punktuelle Eingriffe vorzunehmen. Die gleiche Anzahl an Gehölzen gleichmäßig verteilt auf einer bestimmten Fläche kann die einfallende Strahlung um bis zu 25 % stärker abschirmen (Holzapfel, 2013).

- Vor einem Eingriff sollte immer der gesamte longitutionale Flusslauf betrachtet werden, um die Abschnitte mit den längsten und stärksten Defiziten zu identifizieren. Die Abschnitte für die Wiederherstellung von Ufervegetation und Verbesserungsarbeiten der Flussmorphologie sollten immer auf Basis dieser Kriterien bestimmt werden, um maximalen Nutzen in Bezug auf die Wassertemperatur und folgend für geeignete Habitate für Fische und benthische Evertebratengesellschaften zu erreichen.

- Für mittelgroße Flüsse sind verschiedene extreme Faktoren für die Erwärmung der Wassertemperatur verantwortlich. An einem Abschnitt mit sehr schüttere bzw. keiner Ufervegetation an einem heißen Sommertag konnte ein Anstieg der Wassertemperatur innerhalb 4 km um 3,8 °C gemessen werden. Wird die Vegetation im folgenden Flussverlauf wieder dichter, nimmt dieser Temperaturanstieg wieder ab.

C) Projektdetails

6 Methodik

WP 2.1. Ufervegetation und Flussmorphologie

Im gesamten Längsverlauf der beiden Flüsse wurden die Landnutzung, die Flussmorphologie, sowie die Ausprägung der Ufervegetation aufgenommen. Mit Detailaufnahmen wurde die an der Wasseroberfläche eintreffende Globalstrahlung in Abhängigkeit von der Ufervegetation untersucht.

Aufnahmen der Ufervegetation und Flussmorphologie im Längsverlauf

Die Flüsse wurden in Abschnitte geteilt, die sich durch gegensätzliche Eigenschaften (z. B. Abfluss, Vegetation oder Morphologie) voneinander abgrenzen. Die Abschnittsgröße und -anzahl wurde an Hand von Orthofotos voreingeschätzt und vor Ort fixiert. Es ergaben sich 90 Abschnitte an der Lafnitz und 45 an der Pinka. Pro Abschnitt wurden durchschnittliche Werte für

- Flussgeometrie (Flussbreite, Uferböschungshöhe und –neigung, Wassertiefe)
- Morphologischen Zustand (nach Lebensministerium, 2010[16])
- Sediment
- Totholz
- Ufervegetation (Höhe, Dichte, Zusammensetzung der Arten, Überhang) Aus der Flussbreite und dem Überhang der Vegetation in den Flussraum wurde der Lichtraum berechnet.

Die Landnutzung und Ufervegetation wurde in einem Pufferstreifen von 50 m mit Hilfe von Orthofotos in homogene Polygone mit gleicher Nutzung, Höhe und Dichte geteilt und vor Ort überptüft und ergänzt. Diese erhobenen Vegetationsdaten wurden von flächigen Informationen mit Hilfe der Gis-Erweiterung „Ttools“ (Boyd und Kasper, 2003) in punktuelle Informationen für weitere Aussagen in 50 m Schritten aufbereitet. Alle 50 m entlang der Flussachse wurden die Informationen Vegetationshöhe und Breite dem orographisch rechten und linken Ufer zugeordnet.

Aus dem so entstandenen Datenset wurde für die weitere Analyse in Zusammenhang mit den folgenden Arbeitspaketen der „Vegetation Shading Index“ berechnet (Kalny et al. 2015).

$$VSI = (\frac{h_R}{h_{max}} + \frac{w}{w_{max}} + \frac{d}{d_{max}})/3$$

Er wird berechnet aus den erhobenen parametern Vegetationshöhe (h), Vegetationsbreite (w) und Vegetationsdichte (d). Jeder dieser Werte wird durch seinen maximal möglichen Wert ($h/w/d_{max}$) und dann alle durch 3 dividiert. Der sich daraus ergebende Wert liegt zwischen 0 und 1, wobei 0 „keine

[16] LEBENSMINISTERIUM 2010: Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern, Lebensministerium, Wien.

Vegetation“ und 1 „dichte Vegetation“ beschreibt. Die absoluten Werte können auch in 5 gleich große Klassen mit je einem Bereich von 0,2. Der VSI kann punktuell oder gemittelt für längere Flussabschnitte berechnet werden (z.B.: 5000m).

Detailaufnahmen

An ausgewählten Standorten (45 an der Lafnitz und 50 an der Pinka) wurden zusätzliche Detailaufnahmen durchgeführt. Sie geben Auskunft über vorkommende Artenzusammensetzungen, Einzelbaumhöhen, 3D Verteilung der Vegetation, Abstand der holzigen Vegetation zum Ufer, Dichte der einzelnen Vegetationsschichten, Anzahl der Individuen (...) und den Überhang über das Gewässer.

Des Weiteren wurden an allen Standorten mit hemisphärischen Fotografien (Fischaugenfotografien) horizontal nach oben aufgenommen. Diese zeigen die Bedeckung des Standortes durch die Vegetation und andere sichteinschränkende Elemente. Mit Hilfe der Software HEMIVIEW werden die jeweiligen Sonnenbahnen darüber gelegt und so die einfallende Strahlung an Hand des „Global Site Factor“ (GSF) berechnet. Dieser gibt das Verhältnis der Globalstrahlung oberhalb ($Glob_{Ab}$) und unterhalb ($Glob_{Be}$) des Kronendaches wieder, wobei gilt:

$$GSF = \frac{Glob_{Be}}{Glob_{Ab}}$$

WP 2.2. Wassertemperatur und Mikroklima

Wassertemperaturen wurden an 36 Stellen an Pinka (n=18), Lafnitz (n=9), Feistritz (n=1) und weiteren Zuflüssen der Pinka und Lafnitz (n=7) kontinuierlich gemessen. Für die Wassertemperaturmessungen wurden HOBO Wassertemperatursensoren verwendet welche Temperaturen zwischen -20 und + 70°C, mit einer Genauigkeit von +/- 0.53°C, einer Auflösung von 0.14°C bei 25°C und einer Zeitkonstanten von 5 min, messen können.

Drei meteorologische Stationen wurden installiert, die Lufttemperatur- und feuchte sowie Globalstrahlung messen. An zwei Stationen wurde zusätzlich Windgeschwindigkeit und -richtung gemessen. An der dritten atmosphärische langwellige Strahlung. Für die Messung der Globalstrahlung wurde ein Schenk Sternpyranometer mit einer Genauigkeit von +/- 1 % verwendet. Lufttemperatur und -feuchte wurden mit einem HOBO Pro v2 Logger (U23-001), mit einer Genauigkeit von jeweils 0.12°C und 5 %, gemessen.

Um die auf Mikroskala gemessenen meteorologischen Daten mit „toposkaligen“ meteorologischen Daten zu verknüpfen wurde ein systematischer Vergleich zwischen lokalen meteorologischen Stationen des österreichischen Wetterdienstes (ZAMG) und dem 1x1km gerastetem

Bebachtungsdatenset INCA (Haiden et al., 2011) gemacht. Dieser Vergleich zeigte eine gute Übereinstimmung, so dass das INCA Datenset verwendet wurde um lokale meteorologische Bedingungen in einer 1x1km Auflösung innerhalb des Abflussgebietes zu repräsentieren. Die INCA Daten wurden auch verwendet um die Klimaszenarien zu bias korrigieren und lokalisieren. Tabelle 2 gibt einen Überblick über alle durchgeführten Messungen:

Tab. 1: Überblick über die meteorologischen Messungen im Rahmen von BIO_CLIC

Gemessene Parameter	Durchgeführte Messungen	Duration
Lufttemperatur und -feuchte	Kontinuierliche Messung an 3 Standorten	2.5 Jahre
Windgeschwindigkeit und -richtung	Kontinuierliche Messung an 3 Standorten	2.5 Jahre
Globalstrahlung und atmospherische langwellige Strahlung	Kontinuierliche Messung an 3 +1 Standorten	2.5 Jahre
Lang- und kurzwellige Strahlungbilanz	Innerhalb einer Messkampagne	2 Tage
Wasser transmissivität	Kontinuierliche Messung an einigen Wassertemperaturmesspunkten + spektrale Messunge innerhalb einer Messkampgne	2.5 Jahre 2 Tage
Wassertemperatur	Kontinuierliche Messung	2.5 Jahre
Lufttemperatur, -feuchte und Globalstrahlung innerhalb Ufervegetation	Kontinuierliche Messungen in Wolfau (Lafnitz) und Riedlingsdorf (Pinka) zusätzliche Messkampagnen an 4 zusätzlichen Stellen	2 Jahre 2 Wochen

WP 2.3. Aquatische wirbellose Fauna

Die Erhebung der wirbellosen Lebensgemeinschaft wurde an vier Terminen an der Lafnitz, sowie an zwei Terminen an der Pinka durchgeführt. Insgesamt wurden 18 Untersuchungsstellen (10 an der Lafnitz und 8 an der Pinka) untersucht (Abbildung 2). Die Auswahl der Untersuchungsstellen wurde unter Berücksichtigung von (1) Geländekanten, (2) großen Zuflüssen, (3) Änderung der morphologischen Charakteristik durchgeführt. Durch diese Vorgehensweise wurde eine strukturierte sowie umfassende Aufnahme der wirbellosen Fauna im längsverlauf der beiden Gewässer ermöglicht.

Multi-Habitat-Sampling- Methode (MHS)

Die Probennahmen im Frühjahr und Sommer 2012 wurden mithilfe der standardisierten semi-quantitativen Multi-Habitat-Sampling Methode durchgeführt. Diese wird unter anderem für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie angewandt. Um den speziellen Anforderungen dieses Projekts zu entsprechen wurde diese jedoch modifiziert. Die Methode beruht auf einer habitatanteilig gewichteten Probenahme eines Gewässerabschnittes, unter Rücksichtnahme aller minerogenen sowie organischen Teillebensräume mit einem Flächenanteil >5%. Anhand der beobachteten

Habitatverteilung im zu beprobenden Gewässerabschnitt werden 20 Teilproben (jeweils 5% der Gesamthabitataustattung) gesammelt. Die Proben wurden für die weitere Auswertung im Labor in 4% Formaldehyd fixiert und gelagert. Eine detaillierte Beschreibung der Methode ist im „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2—Makrozoobenthos“[17], welcher auf der Internetseite des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft verfügbar ist, ersichtlich. Um Unterschiede in der Besiedlung zwischen Totholzstrukturen und ihren umliegenden Substraten erheben zu können wurden diese jedoch stets separat beprobt, ungeachtet von dessen Flächenanteil (siehe Totholzbeprobung).

Single-Habitat-Sampling-Methode

Die Probennahmen im Herbst 2012, sowie im Frühjahr 2014 wurden transektweise durchgeführt. An jeder Untersuchungsstelle wurden mindesten 20 Einzelprproben entlang von zwei bis drei Transekten genommen. An jedem dieser Punkte wurden, neben den benthischen Proben, zusätzlich das vorherrschende Substrat und die Fließgeschwindigkeit aufgenommen. Dieser Ansatz ermöglicht eine detaillierte Charakterisierung des bevorzugten Habitats ausgewählter Arten.

Totholzbeprobung

Da für die Beprobung von submersen (unter Wasser befindlich) Totholzstrukturen in Gewässern auf keine normierte Methode zurückgegriffen werden kann, wurde ein eigenes Probennahmedesign für dieses Projekt entwickelt. Totholstrukturen wurden an allen Untersuchungsstellen beprobt, sofern diese vorhanden waren.

An jeder Untersuchungsstelle wurde drei unabhängigen Totholzstrukturen beprobt. Diese sollten das gesamte Spektrum an vorkommenden Totholzstrukturen an der Untersuchungsstelle, bezogen auf (1) die orografische Lage, (2) hydraulische Situation und (3) den Zustand widerspiegeln. Dieses Vorgehen gewährleistet eine möglichst vollständige Erfassung der xylobionten Fauna. Sämtliche aufgenommenen Informationen wurden in ein normiertes Probennahmeprotokoll überführt. Für die Beprobung wurde das standardisierte Handnetz von 25 cm Kantenlänge mit einer Maschenweite von 500µm der MHS Beprobung verwendet. Zusätzlich kam ein Holzrahmensieb mit einer Maschenweite von 0,5cm zum Einsatz. Um das Abdriften von Organismen als Fluchtreaktion auf die Störung ihres Habitats zu verhindern, wurde zunächst das Holzrahmensieb flussab der zu beprobenden Ansammlung platziert. Folgend wurde jener zu beprobende Teil der Totholzstrukturen mit dem Handnetz komplett umschlossen und, falls

[17] Ofenböck, T., Moog, O., Hartmann, A., & Stubauer, I. (2010). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitäts- elemente Teil A2-Makrozoobenthos. Bun- desministerium für Land- und Forstwirt- schaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, S. 1–103.

notwendig, mit einer handelsüblichen Handsäge abgesägt. Das entnommene Holzstück wurde anschließend gründlich mit freiem Auge abgesucht. Unter Zuhilfenahme der Strömung und einer Handbürste wurden alle darauf befindlichen Organismen in das Handnetz gespült und in 4% Formaldehyd fixiert und gelagert. Anschließend wurde das entnommen Holzstück in einem 60l Müllsack verstaut und für weitere Untersuchungen gelagert. Im Labor wurden alle Holzstücke abermals vorsichtig mit einem Schlauch abgespült und abgebürstet. Die dadurch gelösten Organismen und das Material wurden in einem Behälter gesammelt und anschließend abgesiebt (500µm Maschenweite). Das gesamte gefilterte Material wurde in 70% Ethanol fixiert. Um quantitative Aussagen über die die Totholzproben sowie eine Vergleichbarkeit mit jenen der MHS Methode zu gewährleisten wurden sämtliche Werte auf eine Fläche von 1 m² extrapoliert. Die Oberfläche wurde, um den Aufwand in vertretbaren Grenzen zu halten, nur näherungsweise mithilfe der Oberflächenformel eines Kegelstumpfs bestimmt.

Lichtfallen und Kescherfänge

Da es bei vielen Arten der bodenbewohnenden wirbellosen Fauna nicht möglich ist das aquatisch lebende Larvenstadium bis auf das Art-Niveau zu bestimmen sondern hierfür die Adult-Stadien vonnöten sind, wurden als qualitative Ergänzung der benthischen Proben zusätzlich Lichtfallen und Kescherfänge durchgeführt.

Laborabreiten und Statistik

Im Labor wurden die Proben zunächst mithilfe einer Sieb-Kaskade in verschiedene Größenfraktionen aufgeteilt. Je nach Beschaffenheit der Probe wurden hierbei andere Kombinationen von Maschenweiten verwendet, wobei aber als kleinste Maschenweite immer der 500µm Sieb verwendet wurde. Für den Fall eines Massenauftretens von systematischen Einheiten wurde zudem ein Subsampling durchgeführt.

Als Grundlage für die Bestimmung sowohl der MHS als auch der Totholzproben wurde die Screening-Taxa-Liste aus dem „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2—Makrozoobenthos"[18] verwendet. In einigen Fällen konnten die Organsimen auf ein niedrigeres taxonomisches Niveau bestimmt werden. Im Fall der Diptera-Familie der Chironomidae wurden die Individuen jedoch nur bis auf das Familienniveau bestimmt. Um statistisch verwertbare Aussagen über die gesamte Artengemeinschaft an den jeweiligen Untersuchungsstellen treffen zu können, wurde deren Zusammensetzung anhand des Regionsindex für biozönotische Hauptregionen (RIZI)

[18] Ofenböck, T., Moog, O., Hartmann, A., & Stubauer, I. (2010). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitäts- elemente Teil A2-Makrozoobenthos. Bun- desministerium für Land- und Forstwirt- schaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, S. 1–103.

mithilfe der Software EcoProf 4.0[19] quantifiziert. Dieser Index gibt Auskunft über die longitudinale Einstufung der jeweiligen Zönose innerhalb der biozönotischen Regionen. Für den Vergleich der Untersuchungsstellen untereinander wurde der Ähnlichkeitsindex nach Soerensen (1948)[20] berechnet.

WP 2.4. Fische

Zunächst sollen (1) typische Habitate der Leitfischarten und deren Lebensstadien identifiziert werden. Anschließend wird (2) gezeigt, welchen Wassertemperatur-Bereich die Leitfischarten bevorzugt nutzen bzw. (3) diskutiert, welche Rolle dabei die Wassertemperatur und Ufervegetation spielen können.

Die Verknüpfung von abiotischen und biotischen Daten soll Aufschluss über bevorzugte Habitate von Fischen und ihren Lebensstadien geben. Darüber hinaus werden charakteristische Wassertemperaturbereiche von den fluss-typischen Leitfischarten Bachforelle (Salmo trutta f. fario), Äsche (Thymallus thymallus), Nase (Chondrostoma nasus) und Barbe (Barbus barbus) aufgezeigt.

Der Fischbestand wurde standardisiert mittels der Elektrobefischungsmethode qualitativ und quantitativ im Herbst 2013 erhoben und durch Daten von vorangegangen Untersuchungen (1991-2011) ergänzt (Guldenschuh 2014[21]). Zusätzliche Messungen der Parameter Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat (Rauch 2014[22]), sowie der Wassertemperatur (AP2.2.) an repräsentativen Standorten im Längsverlauf, erlauben die Charakterisierung von Fischhabitaten. Mit Hilfe von Entscheidungsbäumen (Answer Tree CHAID Methode; Melcher et al. 2012[23]) konnten sechs typische Habitate anhand von Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat zunächst an der weitgehend naturnahen Lafnitz festgemacht und in Folge an der morphologisch stark beeinträchtigten Pinka identifiziert werden. Somit war es auch möglich zu unterscheiden welche Habitattypen sich für welche Altersstadien der Leitfischarten besonders gut eignen.

---

[19] Moog, O., Hartmann, A., Schmidt-Kloi- ber, A., Vogl, R., & Koller-Kreimel, V. (2013). ECOPRF Vers. 4.0 Software zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fliessgewässern nach WRRL.

[20] Sørensen, T. (1948). A method of establi- shing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the ve- getation on Danish commons. Biologiske Skrifter, 5, S.1–34.

[21] Guldenschuh M. (2014). Longitudinal zonation of habitat parameters and fish species assemblages in the Austrian lowland rivers Lafnitz and Pinka. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

[22] Rauch, P. (2014): Fish habitat use and distribution in medium sized Austrian rivers - Exploring differences between the life stages of Chondrostoma nasus, Barbus barbus and Thymmalus thymmalus. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

[23] Melcher A., Lautsch E. and Schmutz, S. (2012). Non-parametric methods – Tree and P-CFA– for the ecological evaluation and assessment of suitable aquatic habitats: A contribution to fish psychology. Psychological Test and Assessment Modeling, 54: 293-306

Für die Leitfischarten beschreibt die standardisierte Wassertemperaturpräferenz den bevorzugten Temperaturbereich im Sommer (Juli) von der Lafnitz. Dazu wurden zunächst die Biomassewerte der einzelnen Fischbestandserhebungen standardisiert und von der Quelle bis zum Unterlauf über 100 km hindurch verortet. Aufgrund der hohen Korrelation von Wassertemperatur und Entfernung zur Quelle wird letztere durch die Wassertemperatur ersetzt und daraus eine Temperaturpräferenz abgeleitet.

Der Fischregionsindex ist ein Maß für die relative Zusammensetzung aller Leit-und Begleitfischarten und nimmt der Veränderung der Fischzönose vom Oberlauf zum Unterlauf zu (Matulla et al., 2007[24]). Er kann unter anderem dazu verwendet werden, um den Einfluss der Wassertemperatur für einzelne Abschnitte zu beschreiben. Abschließend wird die relative Verteilung von Wassertemperaturgilden, man spricht von kaltwasser-liebenden und warmwasser-toleranten Arten, für naturnahe und morphologisch veränderte Abschnitte der beiden Flüsse verglichen (Melcher et. al 2015[25]).

WP 3. Modellierung der Energiebilanz und Wassertemperatur

Das deterministische Model HEAT SOURCE (Boyd und Kasper, 2003) wurde ausgewählt um die BIO_CLIC Ziele zu erreichen, weil es durch Quantifizierung der beeinflussenden Energiebilanzkomponenten hilft die physikalisch ursächlichen Parameter zu verstehen, welche Wassertemperaturänderungen verursachen. Besonders der Einfluss horizonteinschränkender Elemente wie z.B Vegetation auf die Wassertemperatur können simuliert werden. Messdaten von WP2.1 (morphologische und Vegetationsdaten) und ein digitales Höhenmodell, erhalten von österreischen Behörden, wurde aufbereitet und danach daraus Punktinformationen mittels der GIS-basierten Anwendung TTools (Boyd und Kasper 2003[26]) entnommen. Weiters wurden Wassertemperaturdaten, meteorologische Daten (Lufttemperatur und -feuchte, Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit) aus WP2.2 sowie Abflussdaten verwendet um die Input files für die Simulationen zu erstellen.

Zuerst wurde die Strahlungsbilanz validiert. Die Strahlungsroutine wurde abgeändert, so dass die gemessene Globalstrahlung als Input verwendet werden kann. Danach wurde die Simulation der Wassertemperatur mit HEAT SOURCE für die Anwendung ostösterreichischer Tieflandflüsse iim Sommer mittels Messungen aus WP2.2 validiert.

---

[24] Matulla, C., Schmutz, S., Melcher, A., Gerersdorfer, T., and Haas, P. (2007). Assessing the impact of a downscaled climate change simulation on the fish fauna in an Inner-Alpine River. International journal of biometeorology, 52: 127-137.

[25] Melcher A., Pletterbauer F., Rauch P., Schaufler K., Seebacher M., Schmutz S. (2015). Einfluss der Wassertemperatur auf die Habitatpräferenz von Fischen in mittelgroßen Flüssen. Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1, 15-21; ISSN 1422-0008

[26] Boyd, M., B. Kasper, 2003: Analytical methods for dynamic open channel heat and mass transfer: Methodology for heat source model Version 7.0.

Unterschiedliche Methoden um turbulente Energieflüsse (Latente und fühlbare Wärme) zu berechnen wurden verglichen. Die atmosphärischen Energieflüsse (kurz- und langwellige Strahlung, Verdunstung und Konvektion) des ostösterreichischen Tieflandflusses Pinka während der Hitzewelle August 2013 wurde genau analysiert. Eine ausführliche Sensitivitätsanalyse wurde durchgeführt und Modelinput der Unsicherheiten in der simulierten Wassertempertur verursacht indentifiziert.

Die von HEAT SOURCE berechnete Strahlungsbilanz wurde mit Strahlungsbilanzmessungen, die im Rahmen einer Messkampagne (AP2.2) durchgeführt wurden, verglichen. Die Ergebnisse des Originalcodes zeigten eine durchschnittliche Differenz von 53 W/m² zu den Beobachtungen. Der sehr empirische Globalstrahlungsalgorithmus wurde danach durch direkten Input von Messdaten ersetzt. Das führte zu einer Verbesserung der kurzwelligen Strahlung zu einer Übereinstimmung der gemessenen und simulierten Strahlungsflüsse von 15 W/m² an einem typischen Sommertag.

WP 4. Modellierung von regionalen Klimawandelszenarien

Für die zukünftigen meteorologischen Bedingungen wurden die Daten aus Modelläufen von 3 regionalen Klimamodellen für die Referenzstationen extrahiert: Aladin (ARPEGE getrieben), REMO und RegCM3 (beide ECHAM 5 getrieben). Die RCMs wurden mittels Quantilemapping biaskorrigiert (Déqué, 200727). Die Biaskorrektur erfolgete anhand des Datensatztes der ETHZ (Frei et al., 199828) für den Niederschlag und anhand des E-OBS Datensatzes (Haylock et al., 200829) für die Temperatur. In einem zweiten Schritt wurden die Daten mittels des INCA-Datenstatzes (Haiden et al., 201130) auf en 1x1 km Raster lokalisiert. In einem dritten Schritt wurde von einer Auflösung auf Tagesbasis auf stündliche Daten zeitlich disaggregiert. Dazu wurden stückweise Cosinusfunktionen für die Temperatur verwendet und für den Niederschlag stochastische Fuktionen, deren Verteilung auf den 10-Minuten Werte der jeweiligen Station basieren (Koutsoyiannis, 200331; Goler and Formayer; 201232). Schließlich wurde die Temperatur mit einem Höhengradienten von 0,65°C/100 m höhenkorrigiert.

---

[27] Déqué M (2007) Frequency of precipitation and temperature extremes over france in an anthropogenic scenario: model results and statistical correction according to observed values. Glob Planet Change 57(1–2):16–26

[28] Frei C, Schär C (1998) A precipitation climatology of the alps from high-resolution rain-gauge observations. Int J Climatol 18(8):873–900

[29] Haylock, M.R., Hofstra, N., Klein Tank, A.M.G., Klok, E.J., Jones, P.D. and New, M., 2008: A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950-2006. Journal of Geophysical Research, 113, D20119, doi:10.1029/2008JD010201

[30] Haiden, T., A. Kann, C. Wittmann, G. Pistotnik, B. Bica, and C. Gruber, 2011: The Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) system and its validation over the eastern Alpine region. Wea. Forecasting, 26, 166–183

[31] Koutsoyiannis, D. 2003: Rainfall disaggregation methods: Theory and applications, Proceedings, Workshop on Statistical and Mathematical Methods for Hydrological Analysis, Rome, 1-23, Universita degli Studi di Roma *La Sapienza*.

[32] Goler, R.A. & H. Formayer 2012: Temporal disaggregation of daily meteorological data to 15-minute intervals for use in hydrological models. EMS Annual Meeting Abstracts, Vol. 9, EMS2012-174-1. http://meetingorganizer.copernicus.org/EMS2012/EMS2012-174-1.pdf

Da ein Fokus dieses Projekts auf dem Einfluss von meteorologischen Größen auf die Wassertemperatur lag, wurden Hitzewellen in den Sommermonaten (Juni - August) aus den drei Perioden (2016-2045, 2036-2065, 2071-2100) aus dem RCM Aladin (jenes mit den wärmsten und trockensten Sommern) ausgewählt. Die Hitzewellen wurden anhand von Überschreitungen des 5-Tagesmittels über einen bestimmten Schwellwert selektiert. Als Schwellwerte gelten die Perzentile von einem jährlichen, eine 5-jährlichen und einen 20-jährlichem Ereigns, sowie ie Perzentile eines Ereignisses wie 2003 und das extremste Ereignis. Die Wassertemperatur, die als Randbedingung für das HEATSOURCE-Modell verwendet wurde wurde nach der Methode von Mohseni et al. (1998)33 berechnet.

WP 5. Simulation der Wassertemperatur für zukünftige Szenarien

Für die zukünftigen Klimaszenarien wurde der meteorologische Input der in WP4 erzeugt wurde für das HEAT SOURCE Model verwendet. Die simulierte Wassertemperatur (WP4) wurde als zukünftige Wassertemperatur am oberen Modelrand verwendet. Der Zukünftige Abfluss wurde als fixiert angenommen. Es wurden der maximaler Niederabfluss (Q95) und mittlerer Niederwasserabfluss (MLF) der Pegel Pinggau (Pinka) und Reinberg I (Lafnitz) des Hydrographischer Dienst Österreich aus dem Zeitraum 1981-2010 genommen.

Vegetations und Zukunftsszenarien
Um den Einfluss unterschiedlicher beschattender Elemente abschätzen zu können wurden folgende Szenarios verwendet:

keine Vegetation (V0)
maximale Vegetation (V100)
untersuchter Status quo (STQ)

STQ verwendet die besten verfügbaren Input daten für Vegetation, Flussmorphologie und Topographie, wie sie in WP 2.1 und WP3 erzeugt wurden. Für V0 wurden alle Vegetationsparameter (Vegetationshöhe, -dichte und – überhang) 0 gesetzt. V100 wurde definiert mit 30m Vegetationshöhe, 90% Vegetationsdichte und 8m Überhang. Die Beschattung durch Topographie und Uferbank wurde nicht verändert.

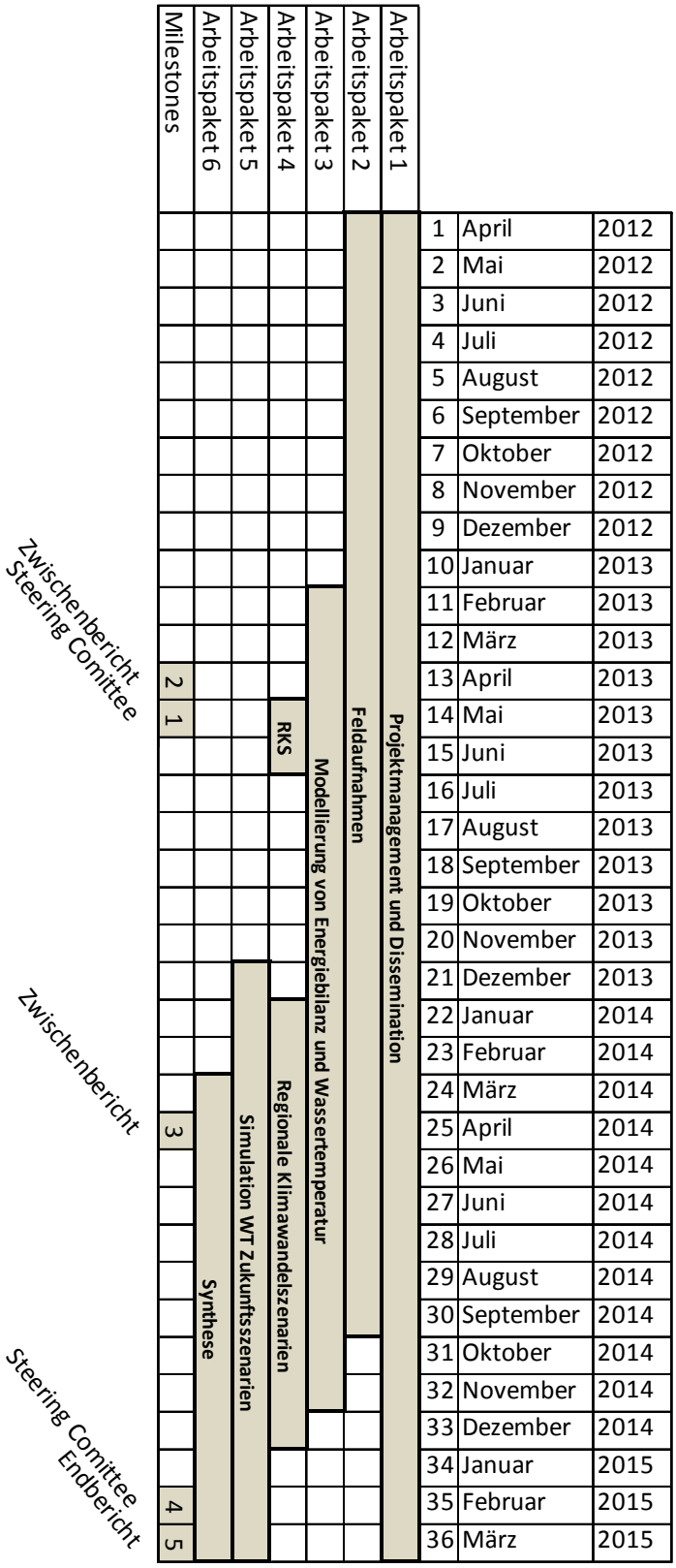
WP 6. Synthese

Die Basis aller weiteren Analysen war die in AP2 generierte BIO_CLIC Datenbank, welche die Informationen der einzelenen Arbeitsgruppen zusammengeführt hat. Die gemessene Hitzeperiode von 2. bis 8. August 2013 wurde in den meisten Fällen als, „worst case“ Szenario herangezogen. Die Ergebnisse von AP 2.3.-wirbellose Fauna und AP 2.4.-Fisch wurden mit den Ergebnissen der AP3, 4 und 5 verschnitten und analysiert, um das Wirkungsgefüge verdeutlichen zu können. Zur Unterstützung wurden konzeptuelle Modelle auf Basis der DPSIR-Methode (driver-pressure-state-impact-rersponse) erstellt, um die möglichen Wirkungen der Temperaturveränderungen auf die

[33] Mohseni, O., H. G. Stefan, and T. R. Erickson, 1998: A nonlinear regression model for weekly stream temperatures. Water Resour. Res., 34, 2685–2692

aquatische Zönosen (wirbellose Fauna und Fische) darzustellen. Schlussendlich wird das Potential der Ufervegetation als Maßnahme zur Klimwandelanppasung bzw. –abschwächung diskutiert.
Ein Kernstück der Synthese aus dem BIO_CLIC-Projekt stellt der Leitfaden „Guidelines for River Restoration as Mitigation Strategies Against Climate Change" dar. Hier werden alle Ergebnisse des Projektes aus der Sicht von KlimafolgenforscherInnen, HydrobiologInnen und FlussingeneurInnen diskutiert.

7 Arbeits- und Zeitplan



8 Publikationen und Disseminierungsaktivitäten

MELCHER A.; KALNY G.; DOSSI, FORMAYER H.; GRAF W.; LEITNER P.; PLETTERBAUER F.; SCHAUFLER K.; TRIMMEL H.; WEIHS P.; RAUCH H.P. (2015): Guidelines for River Restoration as Mitigation Strategies Against Climate Change.

HOLZAPFEL G.; RAUCH H.P.; WEIHS P.; TRIMMEL H.; MELCHER A.; GRAF W.; DOSSI F.; LEITNER P.; FORMAYER H. (2014): BIO_CLIC Das Potential der Ufervegetation zur Minderung von Effekten des Klimawandels auf biologische Lebensgemeinschaften kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer. In: Klima- und Energiefonds, ACRP in Essence - Berichte zur Klimafolgenforschung 2014 - Biodiversität, 27-33, Wien

SCI

MELCHER A., PLETTERBAUER F, SCHAUFLER T., GULDENSCHUH M., WEISS S. (in praep.) Adaptation of European Grayling (Thymallus thymallus) on the impact of water temperature.

TRIMMEL H., GANGNEUX C., KALNY G., MICHIE R., WEIHS P. 2015: Influence of meteorological components on stream temperature and simulation accuracy under heat wave conditions. Submitted to Meteorologische Zeitschrift

KALNY G., MELCHER A., TRIMMEL H., WEIHS P., RAUCH H.P. (submitted): Assessing the impact of vegetation shading on the water temperature of medium sized Austrian rivers. Submitted to the Journal Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems.

PLETTERBAUER F., MELCHER A.H., FERREIRA T., SCHMUTZ S. (2015): Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers, HYDROBIOLOGIA. 2015; 744(1): 235-254

HOLZAPFEL G., WEIHS P., RAUCH H.P. (2013): The shading potential of salix purpurea to quantify specific ecologic engineering effects. Ecological Engineering - The Journal of Ecosystem Restoration

Journals

MELCHER A., F. PLETTERBAUER, H. KREMSER AND S. SCHMUTZ (2013) Auswirkungen des Klimawandels auf die Wassertemperatur und die Fischfauna in Flüssen und unterhalb von Seen. ÖSTERREICHISCHE WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFT ISSN 0945-358X, 65 11-12

MELCHER A., LAUTSCH, E., S. SCHMUTZ (2012): Non-parametric methods Tree and P-CFA – for the ecological evaluation and assessment of suitable aquatic habitats: A contribution to fish psychology. Psychological Test and Assessment Modelling 54, Issue 3 – 2012 ISSN 2190-0507

Special Issue BIO_CLIC, Ingenieurbiologie, Mitteilungsblatt

DOSSI F., LEITNER P, STEINDL E, GRAF W. (2015): Der Einfluss der Wassertemperatur auf die benthische Evertebratenzönose in mittelgroßen Fließgewässern am Beispiel der Flüsse Lafnitz und Pinka (Burgenland, Steiermark) in Österreich. Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1, 22-28; ISSN 1422-0008

Graf, W., Dossi, F., Leitner, P. & E. Steindl (2015): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Entwicklung der makrozoobenthischen Lebensgemeinschaften in Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der Lafnitz. Ingenieurbiologie – Neue Entwicklung an Fließgewässern, Hängen und Böschungen.

HOLZAPFEL G; RAUCH H.P (2015): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur der Lafnitz und Pinka. [Ingenieurbiologie – Neue Entwicklungen an Fließgewässern, Hängen und Böschungen, VIENNA,

ÖSTERREICH, FEB 12-13, 2015], Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1/2015, 4-10

MELCHER A., PLETTERBAUER F., RAUCH P., SCHAUFLER K., SEEBACHER M., SCHMUTZ S. (2015): Einfluss der Wassertemperatur auf die Habitatpräferenz von Fischen in mittelgrossen Flüssen. Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1, 15-21; ISSN 1422-0008

WEIHS P., TRIMMEL H., HASEL S., MURSCH RADLGRUBER (2015). Messung und Modellierung der Wassertemperatur an den Flüssen Lafnitz und Pinka. Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1, 11-15; ISSN 1422-0008

Vorträge & Proceedings/Journals oder Abstracts

DOSSI F., LEITNER P., GRAF W. (2015): The importance of large woody debris structures for benthic invertebrate communities along a longitudinal gradient of a lowland river in Austria. Third International Conference on Wood in World Rivers, University of Padova, Italy.

MELCHER A., PLETTERBAUER F., SCHAUFLER K., DOSSI F., GRAF W., SCHMUTZ S., HOLZAPFEL G., WEIHS P., TRIMMEL H., FORMAYER H., RAUCH H.P. (2015): Ufervegetation und Wassertemperatur-Schnittstellen zur Flußzönose unter Berücksichtigung des Klimawandels am Beispiel von Lafnitz und Pinka. [16. Österreichischer Klimatag, Wien, 28.-30. April 2015] In: Climate Change Center Austria, Tagungsband 16. Klimatag - Aktuelle Klimaforschung in Österreich.

WEIHS P., TRIMMEL H., HASEL S., MURSCH-RADLGRUBER A. (2015): Messung und Modellierung der Wassertemperatur an den Flüssen Lafnitz und Pinka. [ÖWAV, Ingenieurbiologie Neue Entwicklungen an Fließgewässern, Hängen und Böschungen, Universität für Bodenkultur, Wien, 12.-13. Februar 2015], Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 15, 11-14

RAUCH H.P., WEIHS P., TRIMMEL H. (2015): The temperature regime of the middle reaches of the rivers Pinka and Lafnitz. EGU - European Geosience Union General Assembly, APR 12-17, 2015, Vienna, AUSTRIA

HOLZAPFEL G., RAUCH H.P., WEIHS P., TRIMMEL H. (2015): The interrelationship of riparian vegetation and water temperature demonstrated with field data measurements and analysis of the rivers Pinka and Lafnitz. [EGU General Assembly 2015, Vienna, 12.-17. April 2015], Geophysical Research Abstracts, 17, 11653-11653

HOLZAPFEL G., FORMAYER H., TRIMMEL H., WEIHS P., DOSSI F., GRAF W., LEITNER P., MELCHER A., RAUCH H.P. (2014): Zusammenhang von Ufervegetation und auftretenden Wassertemperaturen am Beispiel der Flüsse Lafnitz und Pinka. [15. Klimatag, Innsbruck, AUSTRIA, APR 2-4, 2014] In: Programm- & Organisationskomitee Klimatag, Tagungsband 15. Klimatag; 2.-4. April 2014, Innsbruck

HLOUSEK C; BARTEL W; HOLZAPFEL G; RAUCH H.P (2014): Survey of radiation intensities at the rivers Lafnitz and Pinka using hemispherical images and analysis of the shading effect of the riparian vegetation. [European Geosciences Union General Assembly 2014, Vienna, Austria, APR 28 - MAY 2, 2014] In: EGU 2014, Proceedings EGU 2014

LEDOCHOWSKI V; HOLZAPFEL G; JACHS V; RAUCH H.P; TRIMMEL H; WEIHS, P (2014): Impact of riparian vegetation on water temperature of the river Pinka. [European Geosciences Union General Assembly 2014, Vienna, Austria, APR 28 - MAY 2, 2014] In: EGU 2014, Abstracts EGU 2014

MELCHER A., RAUCH P., GRAF W., LEITNER P., PLETTERBAUER P., SCHAUFLER K., SCHMUTZ S. (2014): About effects of human pressures and water temperature on benthic and fish assemblages in European rivers. [Joint Aquatic Sciences Meeting 2014, Portland, May 18-23, 2014] In: Society for Freshwater Science, Proceedings Joint Aquatic Sciences Meeting 2014 Oregon, http://sgmeet.com/jasm2014/default.asp

MELCHER A. (2014): Effects of human pressures and water temperature on fish assemblages in Sub Saharan Africa and European rivers. Seminar at Virginia Tech University, 15 May, 2014, Blacksburg, Virginia

MELCHER A., DOSSI F., GRAF W., GULDENSCHUH M., HOLZAPFEL G., LAUTSCH E., LEITNER P., RAUCH P., SCHAUFLER K., SEEBACHER M., TRIMMEL H., WEIHS P., RAUCH H.P. (2014) Assessment of aquatic habitat availability and temperature effects in medium sized rivers. Extended abstract, Book of Abstracts ECOHYDRAULICS 2014 Trondheim.

HOLZAPFEL G., RAUCH H.P (2013): Wirkungsweise und ökologisches Potenzial der Ufervegetation am Beispiel der Lafnitz und Pinka . [Naturnaher Wasserbau Herstellung der Durchgängigkeit und Instandhaltung der Gewässer, Güssing, AUSTRIA, JUN 26-27, 2007] In: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Naturnaher Wasserbau Herstellung der Durchgängigkeit und Instandhaltung der Gewässer

HOLZAPFEL G., WEIHS P., FLORINETH F. (2012): Influences of Riparian Vegetation on the Ecology of River Systems - Shading Effects of Riparian Vegetation. [9th international Symposium on Ecohydraulics 2012, Vienna, Austria, Sept 17-21, 2012] In: Institute of Water Management, Hydrology and Hydraulic Engineering - University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, ISE 2012 Proceedings

HOLZAPFEL G., WEIHS P., RAUCH H.P., FLORINETH F. (2012): The shading potential of salix purpurea to Quantify specific ecologic engineering effects. Soil Bio- and Eco-Engineering - The Use of Vegetation to Improve Slope Stability, Jul 23-27, 2012, Vancouver, Kanada

Poster

WEIHS P., TRIMMEL H., DOSSI F., FORMAYER H., GRAF W., HOLZAPFEL G., LEITNER P., MELCHER A., RAUCH H.P. (2014): Untersuchung des Einflusses von Ufervegetation auf die Wassertemperaturen von fließenden Gewässern: Maßnahme gegen den Einfluss des Klimawandels. [Poster] [8. BIOMET-Tagung Mensch-Pflanze-Atmosphäre im 21. Jahrhundert, Dresden, 2.-3. Dezember 2014] In: Valeri Goldberg und Christian Bernhofer, 8. BIOMET-Tagung Mensch-Pflanze-Atmosphäre im 21. Jahrhundert, Tharandter Klimaprotokolle Band 20, S.131-132.

RAUCH H.P.; HOLZAPFEL G. (2014): The application of soil bioengineering techniques as part of a modern river engineering approach. [Poster] European River Restoration Conference, Oct 27-29,2014, Vienna

WEIHS P., TRIMMEL H., GOLER R., FORMAYER H., HOLZAPFEL G., RAUCH H.P. (2014): Investigation of the impact of extreme air temperature on river water temperature: case study of the heat episode 2013. [Poster] [EGU General Assembly 2014, Vienna, 27. April - 2. May 2014]

HOLZAPFEL G., RAUCH H.P (2013): The potential of riparian vegetation for river restoration demonstrated at the two lowland rivers Lafnitz and Pinka. [Poster] European River Restoration Conference, SEPT 11-13, 2013, Vienna, AUSTRIA

RAUCH, P., GULDENSCHUH, M., MELCHER A. (2013) Fish mesohabitat characteristics in Austrian lowland rivers. Proceedings Fresh Blood for Freshwater 2013 Lunz Austria.

HOLZAPFEL G., DOSSI, F; FORMAYER H., GRAF W., LEITNER P., MELCHER A., TRIMMEL H., WEIHS P., RAUCH H.P. (2013): The Influence of Riparian Vegetation on the Energy Input of the Rivers Lafnitz and Pinka. [Poster] European Geosciences Union General Assembly 2013, APR 7-12, 2013, Wien, AUSTRIA

TRIMMEL H., WEIHS P., FORMAYER H., HOLZAPFEL G., RAUCH H.P., DOSSI F., GRAF W., LEITNER P., MELCHER A. (2013): Methods of modeling the energy fluxes of low land rivers including the shading effect of river geometry and riparian vegetation. [Poster] [14.Österreichischer Klimatag, Vienna, Austria, APR 4-5, 2013] In: Climate Change Center Austria CCCA, Klima- und Energiefond gemeinsam mit Universität für Bodenkultur Wien, 14.Klimatag, http://bioclic.boku.ac.at/index.php http://ccca.boku.ac.at/veranstaltungen/klimatag2013

DOSSI F. GRAF W., LEITNER P., HOLZAPFEL G., STEINDL E. (2012): Das Potential der Ufervegetation zur Minderung von Effekten des Klimawandels auf biologische Lebensgemeinschaften kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer. WAU-Department-Day 2012 (Departement für Wasser-Atmosphäre- Umwelt), JUN 18, 2012, Vienna, Austria

HOLZAPFEL G., WEIHS P., STOCKREITER L., HOFFMANN E. (2012): Determination of the Annual Shading Potential of Salix Purpurea Coppice using Hemispherical Photographs . [Poster] [EGU General Assembly 2012, Vienna, 22.-27. April 2012], Geophysical Research Abstracts, 14, 7879-7879

Master Thesis BOKU

- LEDOCHOWSKI V. (2015): Changes in riparian vegetation and river morphology in the river course of the river Pinka.
- BARTEL W., HLOUSEK C. (2014): Survey of radiation intensities at the rivers Lafnitz and Pinka using hemispherical images and analysis of the shadowing effect of the vegetation.
- GULDENSCHUH M. (2015): Longitudinal zonation of habitat parameters and fish species assemblages in the Austrian lowland rivers Lafnitz and Pinka.
- HANETSEDER I.: Die Uferfauna eines Flachlandflusses (Lafnitz) in Österreich –Habitatpräferenzen ausgewählter Taxa - Relevanz für Restaurierungsansätze. → in Bearbeitung
- JACHS V. (2014): Changes in riparian vegetation and river morphology in the river course of the river Lafnitz.
- DOSSI F. (2014): Die Bedeutung des Totholzes für das Makrozoobenthos entlang eines longitudinalen Gradienten am Beispiel der Lafnitz.
- DHONJU M. (2013): Biodiversity based on micro- and mesohabitat distribution of macroinvertebrates at the River Lafnitz in Austria.
- RAUCH P. (2014): Fish habitat use and distribution in medium sized Austrian rivers Exploring differences between the life stages of Chondrostoma nasus, Barbus barbus and Thymallus thymallus.
- SCHAUFLER K. (2015): Water temperature effects on fish in pre-alpine, medium-sized rivers.
- STEINDL E.: Vergleich der Makrozoobentos-Besiedlung von Flüssen unterschiedlicher Landnutzungscharakteristik (Lafnitz, Pinka)

Doctoral dissertations:

- DOSSI F.: Large Woody Debris (LWD) and ecological functions in aquatic ecosystems (working title). In progress
- KALNY (HOLZAPFEL) G.: Beschattung durch Ufervegetation (working titel). In progress
- PLETTERBAUER F.: Auswirkungen des Klimawandels auf die Fischfauna. In progress
- TRIMMEL H.: Strahlung und Vegetation (working titel). In progress

Diese Projektbeschreibung wurde von der Fördernehmerin/dem Fördernehmer erstellt. Für die Richtigkeit, Vollständigkeit und Aktualität der Inhalte übernimmt der Klima- und Energiefonds keine Haftung.

ACRP 4th Call

Klima und Energie Fond

Guidelines for River Restoration as Mitigation Strategies Against Climate Change

University of Natural Resources and Life Sciences Vienna

Institute for Soil Bioengineering and Landscape Construction (IBLB Vegetation)

Institute of Meteorology. Working group Climate (MET Climate)

Institute of Meteorology. Working group Radiation (MET Radiation)

Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management. Working group Benthic Invertebrates (IHG Benthos)

Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management. Working group Modelling and Aquatic Ecosystem Analyses (IHG Fish)

ACRP 4th Call **Vienna, 30th June 2015**

Potential of riparian vegetation to mitigate effects of climate change on biological assemblages of small and medium sized running waters

BIO_CLIC

University of Natural Resources and Life Sciences Vienna

Institute for Soil Bioengineering and Landscape Construction (IBLB Vegetation)

Institute of Meteorology. Working group Climate (MET Climate)

Institute of Meteorology. Working group Radiation (MET Radiation)

Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management. Working Group - Benthic Ecology and Ecological Status Assessment (IHG Benthos)

Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management. Working Group - Modelling and Aquatic Ecosystem Analyses (IHG Fish)

Authors: Andreas Melcher, Gerda Kalny, Florian Dossi, Herbert Formayer, Wolfram Graf, Patrick Leitner, Florian Pletterbauer, Kristina Schaufler, Heidelinde Trimmel, Phillip Weihs and Hans Peter Rauch

ACKNOWLEDGEMENTS

This report is a result of the research project BIO_CLIC financed by the Austrian Climate and Energy Fonds (Program ACRP- 5th Call). With their assistance in field work and data analyses the following persons and institutions have contributed substantially to this study: Wolfgang Bartel, Mangles Dhonju, Thomas Friedrich, Martin Guldenschuh, Iris Hanetseder, Christoph Hlousek, Viktoria Jachs, Valeria Ledochowski, Lucas Ittner, Pablo Rauch and Eva Maria Steindl. Statistical analysis and data management was supported by Erwin Lautsch and Martin Seebacher. Hydrological data and aerial photographs were provided by the legal water authorities of Styria and Burgenland and the West Transdanubian Water Direction. Fish data was provided by Gerhard Woschitz, Georg Wolfram and the BAW Scharfling. Additionally, Christian Feld, Reinhard Haunschmid, Gisela Ofenböck, Piotr Parasiewicz and Gerhard Woschitz have supported the project as Steering Committee members and offered productive guidance. We want to express our gratefulness to all of them.

Table of contents:

1	Abstract / Zusammenfassung	5
2	Basics and Introduction	9
3	Study Sites and Methods	10
4	Current Situation – Status Quo	15
5	Climate Change Scenarios	22
6	Fact Sheet - Selected Hotspots	25
7	Summary of Main Facts	28
8	Recommendations for Riparian Vegetation Management	32
9	Outlook	33
10	References	34

Table of figures:

Figure 1: Comparison of water temperature metrics and altitude within the study area and other prealpine medium sized rivers. 13

Figure 2: Sampling sites Pinka and Lafnitz 14

Figure 3: Landuse at the rivers Lanitz and Pinka in a 5 m (above) and a 50 m (below) buffer (Holzapfel, 2014) 15

Figure 4: Vegetation Shading Index (VSI) in the longitudinal direction of the rivers Pinka and Lafnitz 16

Figure 5: Daily maxima water temperature mean values of cloudless days from July and August 2013 (n= 17); mean values of Vegetation Shading Index (VSI) of 5 km upstream stretch R^2= 0,8. 16

Figure 6: Water temperature distribution along the calendar weeks in the river Lafnitz (left) and Pinka (right). The black markers represent the maximum values, whereas the lighter markers show the minimum values. 17

Figure 6: *Left*: Left: Correlation of max. 7:00 am water temperature and the regional zonation index (7 Sites at the Pinka; 7 Sites at the Lafnitz); *Middle*: Trend of the regional zonation index (RIZI) along the longitudinal gradient of the rivers Lafnitz (red) and Pinka (blue) (Right): Longitudinal distribution patterns of selected species in relation to altitude and maximum 7:00 am water temperature 18

Figure 8: Standardized fish occurrence (suitability) index (0 to 1, coloured areas) of key indicator species brown trout, grayling, barbel and nase along the longitudinal gradient of the river Lafnitz. 19

Figure 9: Water temperature preference for the key species brown trout, grayling and barbel in the river Lafnitz and correlation between mean July water temperature and Fish Zonation Index (FiZI) along the longitudinal profile of the river Lafnitz. 20

Figure 10: Measured air and stream temperature, simulated stream temperature (incl. error bars at minima and maxima) and trend lines (linear), for 2-8 August 2013, mean for the river Pinka DFS 26 – 48 km, discharge at gauge Oberwart.(DFS 37 km) 21

Figure 11: Deviation from current air temperature situation (C°) per decades from the year 1950 until 2100. 22

Figure 12: Impact of climate change on water temperature (min, mean, max) for 2030, 2050 and 2080 including different vegetation scenarios. 23

Figure 13: Description of the hot spots parameters 25

Figure 14: Selected Hotspots at river Lafnitz 26

Figure 15: Selected Hotspots at river Pinka 27

1 Abstract / Zusammenfassung

Abstract: *The created guidelines are based on the transdisciplinary research project BIO_CLIC investigated the impact of riparian vegetation on the water temperature regime as well as on aquatic organisms of small- and medium-sized rivers in south-eastern Austria as represented by the rivers Lafnitz and Pinka. The objectives of BIO_CLIC are the identification and understanding of the potential of riparian vegetation to mitigate climate change impacts on water temperature and, ultimately, on benthic invertebrate and fish species assemblages.*

Finally, the guidelines aim is to support river managers in implementing integrative management for sustainable river restoration towards climate change adaptation that incorporates ecosystem services and socio-economic consequences. The study area in the Austrian Lowlands was chosen because in this area an increase of air temperature about 2-2.5 °C is predicted by 2040. Moreover, climate change effects combined with a rising numbers of rivers without or with low levels of riparian vegetation will lead to an increase in water temperature. It can be assumed that climate change effects will not only impact the water temperature but also hydrology (lowflow periods) thereby exacerbating ecological consequences.

The river Lafnitz strongly exhibits hydrologically and morphologically intact river sections with near-natural riparian vegetation. In contrast, the river Pinka is impacted by river straightening and riparian vegetation loss. Due to the spatial proximity of these two rivers the climatic conditions are comparable, but their different hydro-morphological settings qualify them for analysis to distinguish the effect of riparian vegetation on the thermal regime as well as climate change impacts. Additionally, specific sites along the rivers Lafnitz and Pinka were analysed according to such biological quality elements as fish and benthic invertebrate ecology. All investigations are based on intensive field work undertaken during 2012, 2013 and 2014. They describe water temperature, riparian vegetation, morphological and biological situation taken from 18 sites along the whole river courses.

The results of time series analysis show clearly the difference between the two rivers. In the upper and middle reaches the mean July water temperature in the Pinka exceeds 15°C contrasting to a more flattened temperature gradient of river Lafnitz. One key factor

is the missing shading effect by the riparian vegetation. A combined view of water temperature and fish as well as the benthic invertebrate distribution shows in general a high correlation along the longitudinal gradient. This underlines the strong influence of water temperature on the longitudinal distribution of aquatic organisms and highlights the importance of mitigation of global climate change effects by shading. A shift of their associated species to cold- and warm water within the biocoenotic zones will be inevitable with increasing temperatures, forcing the cold-adapted species to move to higher altitudes.

In more natural river sections with less human pressures, the water temperature difference in summer months is between these biocentic zones about 2 to 3°C where other river characteristics like river dimension, flow and substrate composition, but also migration barriers, might be the limiting factors leading to hardly predictable changes in the biotic assemblages. The positive effect of riparian vegetation and shading is the tendency to harmonize and flatten maximum temperature peaks in hot periods by up to 2°C. This is about the same range of temperature increase that was predicted as an impact of climate change effects in 2050.

Global warming has already shown impacts on European freshwater ecosystems and the services they provide to the humans. The main impacts are related to biodiversity, water quality and health: Environmental parameters specify boundary conditions for habitat availability and likewise human-induced restraints reduce further opportunities for a dynamic, ever-changing ecosystem. The results demonstrate most impressively that efficient river restoration and mitigation measures *require the reestablishment of riparian vegetation as well as an open river continuum and hydro-morphological improvement of habitats.*

Based on these findings riparian vegetation management recommendations were developed. An essential element is the assessment and evaluation of the whole longitudinal river course to identify stretches of strongest and longest deficits. River management should aim for longer stretches of riparian vegetation which can provide about 25% more solar radiation reduction instead of pointwise dense vegetation, which consequently affects the water temperature. For medium sized rivers specially a mix of extreme climate parameters lead to water temperature increase. If there is just sparse or no vegetation on a hot summer day maximum water temperature can increase for 3.8°C within 4 km in our example. But if there is an adequate riparian vegetation temperature increases just flattened.

Zusammenfassung: Das integrative Forschungsprojekt BIO_CLIC untersucht den Einfluss der Ufervegetation auf das Wassertemperaturregime sowie die aquatischen Organismen von kleinen und mittelgroßen Flüssen am Beispiel von Lafnitz und Pinka. Ziel von BIO_CLIC ist es relevante Zusammenhänge zu analysieren und darzustellen, um daraus Managementmaßnahmen und Anpassungsstrategien entwickeln zu können. Die beiden untersuchten Flüsse befinden sich im Südosten Österreichs, einer Region die nach derzeitigem Wissensstand mit relativ starken Klimawandelauswirkungen zu rechnen hat. Es ist davon auszugehen, dass der Klimawandel die Wassertemperaturen nicht nur im Durchschnitt steigen lässt, sondern diese auch durch häufigere und stärkere Hitzeperioden beeinflusst werden.

Im Zuge der vorliegenden Arbeit wurden die Habitate in den Flüssen Lafnitz und Pinka erfasst und hinsichtlich ihrer ökologischen Bedeutung für Fische und benthische Lebensgemeinschaften analysiert. Dabei stellt die Lafnitz, vor allem im Mittellauf, ein weitestgehend naturnahes Referenzgewässer dar, während die Pinka starke anthropogene Beeinträchtigungen aufweist. Schwerpunkt der intensiven Feldaufnahmen und Datenanalysen war die longitudinale Entwicklung der Wassertemperaturen und Ufervegetation zu erfassen und auf Basis der biologischen Qualitätselemente Fisch und benthischer Lebensgemeinschaften zu bewerten.

Die Auswertungen der Wassertemperaturen weiden deutliche Unterschiede im Längsverlauf von Lafnitz und Pinka auf. Beide Flüsse zeigen einen vergleichbaren Temperaturbereich an der Quelle, doch im mittleren Abschnitt erwärmt sich die Pinka vor allem aufgrund fehlender Beschattung wesentlich stärker als die Lafnitz. Eine kombinierte Betrachtungsweise der Wassertemperaturen mit der Fisch- und benthischen wirbellosen Fauna, ausgedrückt durch Indices, zeigt sehr hohe Korrelationen und unterstreicht die Bedeutung der Temperatur für aquatische Lebensgemeinschaften.

Die globale Erwärmung zeigt bereits heute Auswirkungen auf Fließgewässersysteme und wird in Zukunft diese Ökosysteme und ihre Leistungen noch stärker beeinflussen. Höhere Wassertemperaturen und veränderte Abflusssituationen zwingen die Zönosen zu Anpassungen oder zur Abwanderung. Eine durch Klimaszenarien prognostizierte Veränderung der Wassertemperatur um 2°C führt zu einer deutlichen Verschiebung der Artenzusammensetzung. Die Ufervegetation ist daher für die aquatische Ökologie unserer Fließgewässer durch die zukünftig verstärkte Einwirkungen des Klimawandels auf das thermische Regime von besonderer Bedeutung

Basierend auf den Ergebnissen des Projektes BIO_CLIC wurden Empfehlungen für das Vegetationsmanagement an Flüssen entwickelt. Demzufolge ist es wichtig, erst den gesamten Flusslauf zu begutachten, um die Abschnitte mit den längsten und stärksten Defiziten zu identifizieren. Es sollte prinzipiell auf längere Abschnitte mit Ufervegetation, anstatt auf kurze Abschnitte mit sehr dichter Vegetation geachtet werden, da diese die einfallende Strahlung um bis zu 25% stärker abschirmen können. Für mittelgroße Flüsse führen verschiedene extreme Bedingungen zu einer erheblichen Erwärmung der Wassertemperatur. Abschnitte mit geringer bzw. keiner Ufervegetation zeigten an einem heißen Sommertag einen Anstieg der Wassertemperatur innerhalb 4 km um 3,8 °C. Bei dem Flussverlauf folgender dichter Vegetation nimmt dieser Temperaturanstieg wieder ab.

2 Basics and Introduction

This report is based on the results of the transdisciplinary research project BIOCLIC, joining experts from several disciplines like meteorology, bioengineering, vegetation, fish and benthic invertebrate's ecology, for the first time in Austria. The aim of this document is to synthesise and reflect the scientific knowledge and to understand the potential of riparian vegetation to mitigate climate change effects on water temperature and therefore ameliorate the impacts on the aquatic habitats of benthic invertebrates and fish. The specific objectives of the research project are:

- Monitoring of the abiotic subsystem (riverine microclimate, water temperature, riparian vegetation and its influence on solar radiation and shading) and the biotic subsystem (habitats of fish and benthic invertebrates) at the rivers Pinka and Lafnitz.
- Analysis of the relationships between dynamic processes (incl. climate change, riparian vegetation, change of river morphology) and habitat use of benthic invertebrates and fish assemblages.
- The development of river management instruments (guideline) based on specific riparian vegetation scenarios, mitigating climate change effects on benthic invertebrate and fish species assemblages.

BIO_CLIC aims to support river managers in implementing an integrative management for sustainable river restoration towards climate change adaptation, ecological services and socio-economic consequences. The systematic recommendations of this guideline report are based on academic input and scientific methods published in several papers and the final report of the research project BIO_CLIC. The specific recommendations should provide an appropriate overview and a fact sheet for decision support for current questions in integrated river engineering management projects.

The following report provides a short environmental and biological overview of the study sites of the two rivers Pinka and Lafnitz followed by information of climate scenarios and its local impact on water temperature. Three hotspots at each river were selected to characterise the river types in respect of river morphology, riparian vegetation, thermal regime, as well as the biocenosis of fish and macroinvertebrates. Finally, the closing chapter builds the bridge from scientific assessments to practise and synthesis the results from different areas of expertise in a two page fact sheet and recommendations.

3 Study Sites and Methods

Two medium sized lowland rivers, Lafnitz and Pinka, were selected, because they are mainly situated in the ecoregion Hungarian Plain. This region in the east of Austria shows the strongest climate change impacts in Austria, i.e. highest temperature increases and precipitation reductions. Therefore, the riverine ecosystems will be strongly affected by climate change and mitigation measures must be developed timely to ensure ecological integrity. The river Lafnitz mainly shows less impacted hydrological and morphological river sections with near-natural riparian vegetation. In contrast, the river Pinka is affected by river straightening and riparian vegetation loss. The spatial proximity of these two rivers conditions comparable climate conditions but different hydro-morphological settings, thus predestined them to analyse the effect of riparian vegetation on the thermal regime as well as climate change impacts.

All investigations are based on intensive field works undertaken during 2012, 2013 and 2014. They describe water temperature, riparian vegetation, morphological and biological situation along the whole river courses at 18 sites.

Based on analysis of aerial photographs over the whole Austrian river stretches the riparian vegetation in a 50 m buffer was divided into areas with the same vegetation composition in terms of species, vegetation height and density. This was verified on site together with the river geometry. At specific sites detailed surveys of vegetation (tree setback from bank, density of different vegetation layers, species, individuals …) and radiation conditions (fisheye photography) were conducted (Figure 2).

Area-wide vegetation information was scaled down to point information and assigned to cross-sections. Finally every 50 m along the rivers cross sections, perpendicular to the river axis, 9 points in a distance of 5 m left and right from the centreline were generated using the ArcGIS sampling extension “TTools” (Boyd and Kasper, 2003). These generated data sets were the basis for the calculation of an integral Vegetation Shading Index (VSI) (Kalny et al. 2015).

$$VSI = (\frac{h_R}{h_{max}} + \frac{w}{w_{max}} + \frac{d}{d_{max}})/3$$

The VSI consists of the surveyed parameters height (h), width (w) and density (d) of the riparian vegetation each divided by its maximum possible values (h/w/dmax). The value lies in the range from 0 to 1, whereas 0 means “no vegetation” and 1 “full vegetation”. Additionally, the values are categorized in 5 equal classes with a range of 0.2 respectively. The VSI can be calculated as a mean parameter for a micro scale level (50m river section) or for a longer river stretch (i.e. 5000m).

One of the most pervasive zoogeographic patterns in rivers is that of “cold water” versus “warm water” fish species, with sharp sorting of species along environmental gradients resulting in a longitudinal zonation of riverine fish assemblages from the headwater to the mouth. As a result, fish species are associated with specific “fish zones.” The concept of fish zones, i.e. trout, grayling, barbel and bream zone, and the corresponding biocoenotic regions (Epirhithron, Metarhithron, Hyporhithron, Epipotamon and Metapotamon), are well established concepts since Thienemann 1925 in Central Europe to describe the longitudinal patterns of fish assemblage composition (Pletterbauer et al. 2015, Melcher et al. 2013).

Eighteen sites were selected for benthic invertebrate fauna samples. In May and July 2012 lithal substrates were sampled according to the Multi-Habitat-Sampling approach (AQEM-Consortium, 2002). Twenty pooled samples were taken at each investigation site, whereby each sample represented a 5% share of available habitats in the river section. Habitat structures directly linked to the riparian vegetation such as large woody debris structures (LWD) were sampled separately. To ensure statistical significance, at least three LWD samples were taken per site and date. The volume and surface of the wooden parts were measured to analyse abundance and biomass of the invertebrate fauna per square meter. In November 2012 and March 2014, single-habitat-samples per transects were taken. At least 20 sampling units were taken at each site and choriotope type as well as flow velocity (bottom; near and at 40% of water depth) was documented. In addition, adults were collected by light traps and sweeping net to get deeper insights in biodiversity issues. Identification was mainly based on the Screening-Taxa List according to Ofenböck et al. (2010). However, in many cases Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera taxa could be identified to a lower level, whereas Diptera taxa were mainly identified to family level. The taxonomic composition of each site was quantified using the Regional Zonation Index (RIZI) calculated by the software EcoProf 4.0 (Moog et al., 2013).

All over, several transects at a total of 17 stretches (10 in the Lafnitz and 7 in the Pinka) were recorded to characterize the abiotic habitats (Figure 2). Beside the abiotic

characterization of the habitats, point-abundance samplings were performed to record the occurring fish species and their life stages. The data collected on mesohabitat scale come from 23 sites: Fourteen sites located in the Lafnitz and nine in the Pinka (Figure 2).

Data describing the fish assemblages in both rivers were available from different sources. To describe the temporal trends, information from exiting samplings was drawn from the database of the Institute for Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management (IHG DB; 1991 to 2008) and from the database of the Federal Office for Water Management (ATFIBASE-Scharfling; 2007 to 2011). Additionally, fish data from the river Lafnitz was provided by Woschitz & Wolfram, 2012; 2006 to 2011. Altogether, 52 fish sampling events from external sources were included in the dataset for this study.

A database was compiled in MS Access to ensure clear structure and to allow for efficient data handling. The database is divided into several tables (Rauch 2014, Guldenschuh 2014, Schaufler 2015) summarizes all existing fish data, environmental parameters on meso-habitat level human pressures, vegetation and water temperature. Temperature guild classification was done accordingly to Küttelt 2002.

Initially, habitat types for different fish and life stages were identified by decision tree analyses. In a further step, the occurrence of different fish species were analysed along the river courses of Lafnitz and Pinka. Based on the longitudinal distribution of the fish species, the correlations between water temperature, benthic invertebrates and fish occurrence were tested. According to the longitudinal distribution of key species a water temperature preference (suitability) index was developed.

Initially, habitat types for different fish and life stages were identified by decision tree analyses. In a further step, the occurrence of different fish species were analysed along the river courses of Lafnitz and Pinka. Based on the longitudinal distribution of the fish species, the correlations between water temperature and fish occurrence were tested. According to the longitudinal distribution of key species a water temperature suitability index is developed.

The deterministic model HEAT SOURCE (Boyd and Kasper, 2003) was chosen for achieving the BIO_CLIC aims. It helps to understand the physical forcing parameters that explain river temperature changes by quantifying the influencing energy components. Specifically the influence of sky obstructing elements as vegetation on stream temperature can be simulated. Morphological and vegetation field data as well as elevation data from Austrian authorities were prepared and later sampled using the GIS-

based application TTools (Boyd and Kasper, 2003). Further water temperature data, meteorological data (air temperature, air humidity, global radiation and wind speed) and discharge data were used to create the simulation input files. Using the newly released Heat Source version 9 the energy fluxes along the river, hydraulics and water temperature were simulated along the Pinka and Lafnitz. Water temperature as a resultant of stream energy balance was validated for the application of Eastern Austrian lowland rivers using field measurements. The validation period chosen was summer 2013 and especially the heat wave from 2 - 8 August 2013.

For future conditions data from the regional climate models (RCM) Aladin (driven by the global climate model ARPEGE), Remo andRegCM3 (both ECHAM 5 driven) at the location of the reference station were extracted. The RCMs were bias corrected using the quantile mapping technique (Déqué, 2007) based on the gridded data set of the ETHZ for precipitation and the E-OBS data set (Haylock et al., 2008) for temperature. In a second step the data was spatially localized to a 1km x 1km grid for the project area using the Austrian INCA data set (Haiden et al., 2011). In a third step the data was temporally disaggregated from a daily to an hourly resolution. Temperature was disaggregated based on the daily maximum and minimum temperatures using three piecewise continuous cosine curves, precipitation was disaggregated using stochastic functions whose distributions are based on 10-minute precipitation statistics from stations close to the target areas (Koutsoyiannis, 2003). The temperature data was elevation corrected with a lapse rate of 0.65 °C per 100m.

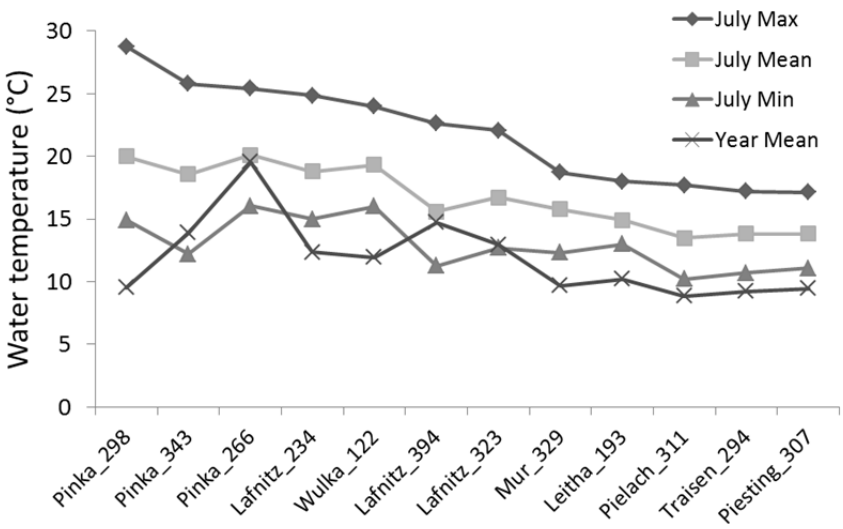
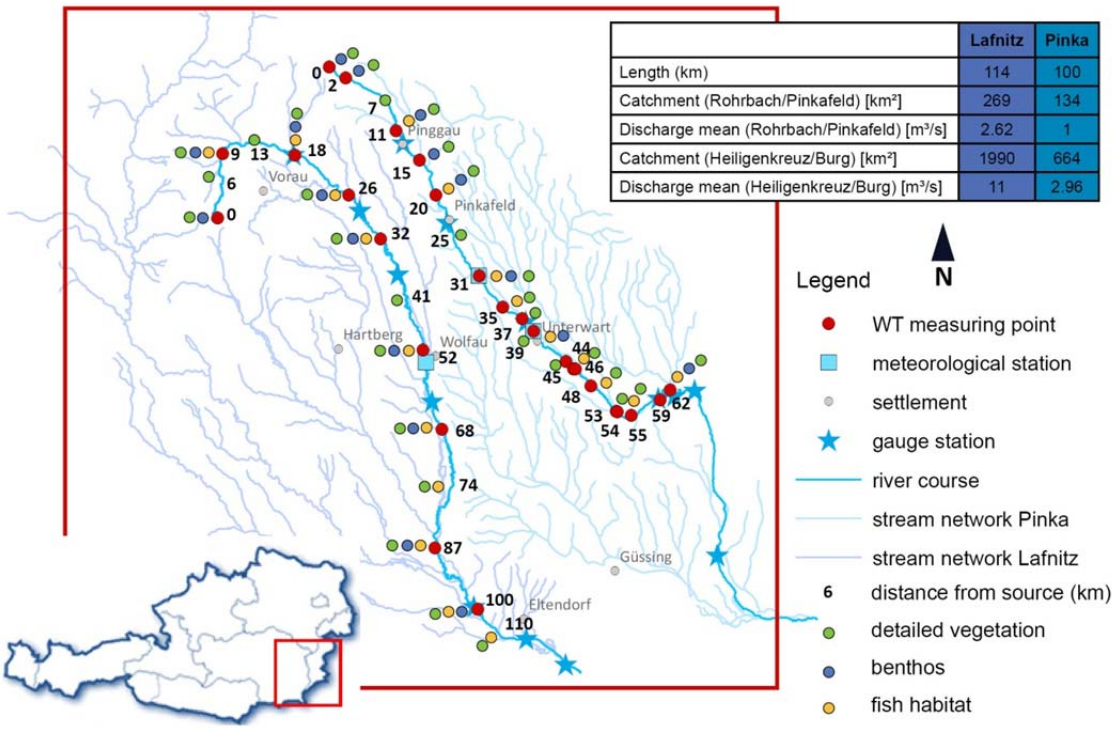


Figure 1: Comparison of water temperature metrics and altitude within the study area and other prealpine medium sized rivers and their altitude (m).

Since species do not only have certain preferences, also limits of tolerance, it is necessary to take the maxima of water temperature into account too. As the highest water temperatures occurred in July 2013, this month was selected to cover the summer maxima (Figure 1), opposed to the mean water temperature in August highlighted in Melcher et al. (2013) and Schaufler (2015).

As the focus of this study was to analyse the change in summer water temperatures caused by meteorological parameters, episodes were selected by choosing heat wave events of three periods (2016-2045, 2036-2065, 2071-2100) in the summer months (June – August) as they were simulated with the regional climate model Aladin (with most extreme dry and hot summers). The end of those events are days, where the 5-day mean air temperature exceeded certain thresholds (i.e. the percentiles of the 5-day mean air temperature of the three periods, which correspond to 1-year event, 5-years event, 20-years event, same percentile as the heat wave of the year 2003 respectively and the maximum). The start was 14 days prior to the end to allow spin up of the HEAT SOURCE model. The water temperature used for the upstream model boundary was calculated according to Mohseni et al. (1998).



	Lafnitz	Pinka
Length (km)	114	100
Catchment (Rohrbach/Pinkafeld) [km²]	269	134
Discharge mean (Rohrbach/Pinkafeld) [m³/s]	2.62	1
Catchment (Heiligenkreuz/Burg) [km²]	1990	664
Discharge mean (Heiligenkreuz/Burg) [m³/s]	11	2.96

Figure 2: Sampling sites Pinka and Lafnitz.

4 Current Situation – Status Quo

RIVER MORPHOLOGY - VEGETATION

The overall river morphological status for the river Lafnitz is good (Holzapfel, 2015). Over 60% of the Lafnitz river stretches achieve a high or good ecological status (Pinka 20%). The occurrence of riparian vegetation is dependent on predominant land uses. Figure 3 shows that agricultural areas are located near and very dense to the banks of both rivers. While in a 50 m buffer agricultural areas are dominant in the 5 m buffer especially at the river Lafnitz riparian vegetation prevails. Commercial forests are mainly found in the upper reaches of both rivers.

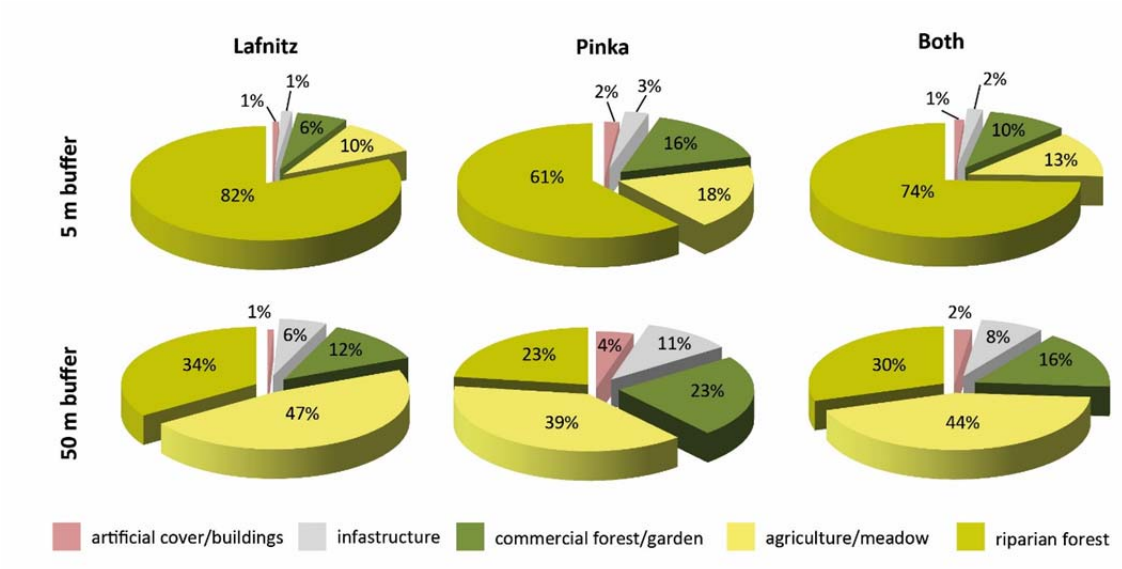


Figure 3: Landuse at the rivers Lanitz and Pinka in a 5 m (above) and a 50 m (below) buffer (Holzapfel, 2014)

The band (Figure 4) below shows the Vegetation Shading Index (VSI) whereat black represents very dense, high and wide vegetation that heavily shades the river and white indicates no vegetation leading to a high amount of energy input through global radiation. At both rivers the upper reaches with commercial forest as main land use show high VSIs. More than 70 % of the river Lafnitz have a VSI (50m) above 0.6 (Pinka about 60 %), whereas the river Pinka has about 20% with VSIs lower than 0.4 (Lafnitz 14 %).

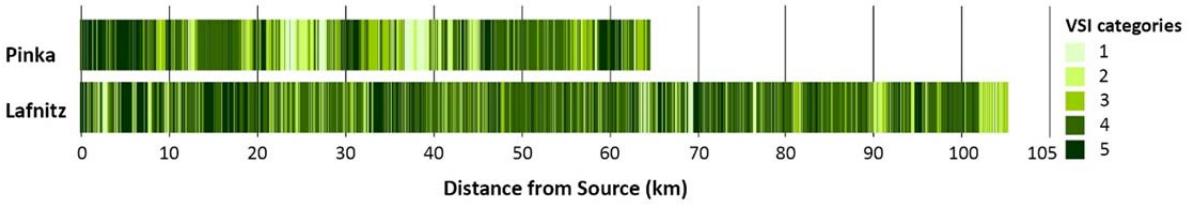


Figure 4: Vegetation Shading Index (VSI) in the longitudinal direction of the rivers Pinka and Lafnitz

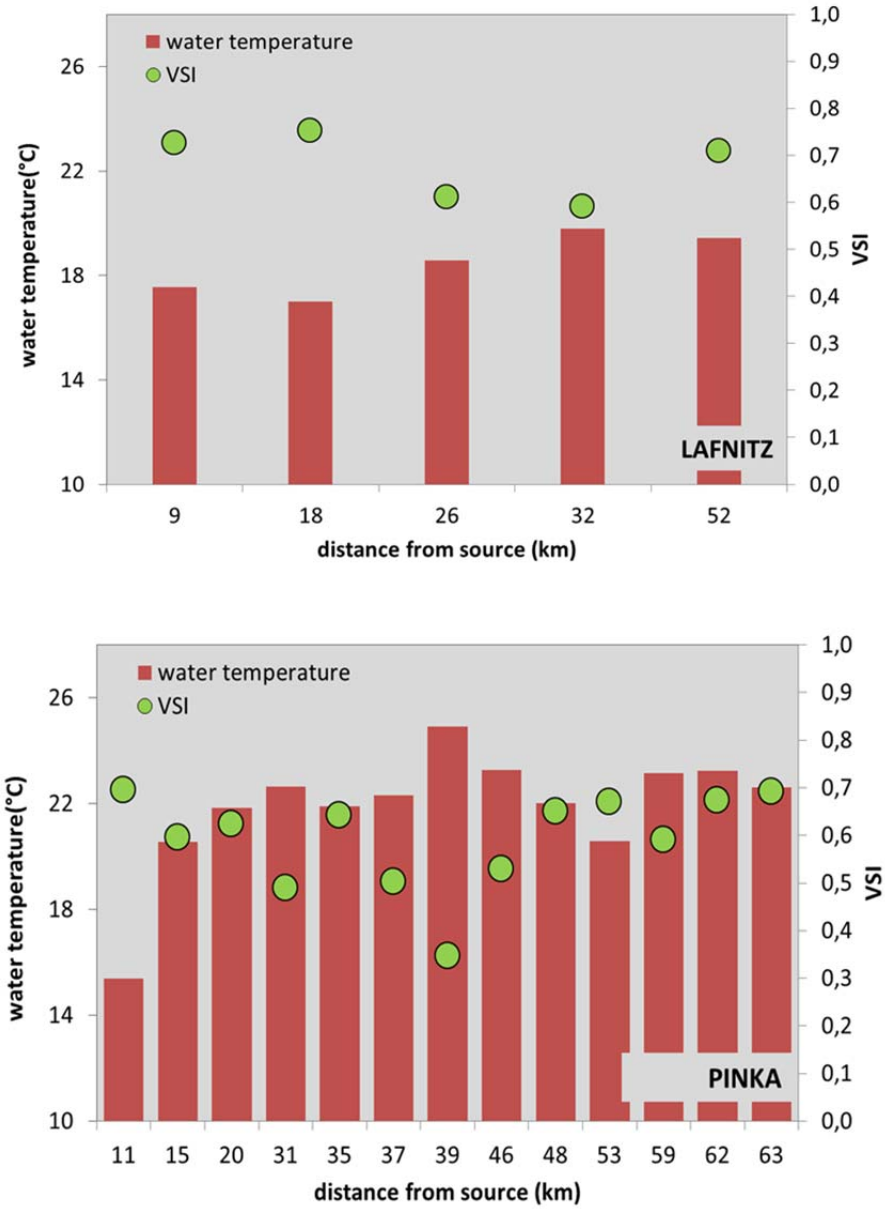


Figure 5: Daily maxima water temperature mean values of cloudless days from July and August 2013 (n= 17); mean values of Vegetation Shading Index (VSI) of 5 km upstream stretch R^2= 0,8.

The fact that water is a moving mass and heats up slowly must be taken into account by the assessment of the pointwise VSI results. Therefore, the riparian vegetation of a longer stretch is needed to have influence on water temperature. These effects can also be seen in the figure 5.

MICROCLIMATE Water Temperature:

At the river Lafnitz the daily minima and maxima show the variability of the water temperature in the following scatterplot (Figure 5 left) with a trend line based on the daily means (R^2=0.62). The trend line indicates the annual trend of the thermal regime. The maximum value of 25.1 °C occurred on the 29.07.2013 in calendar week 31. Lafnitz's source has a steady temperature around 10°C during summer. The maximum water temperature exceeded 20°C within 14 calendar weeks and was higher than 25°C on two days. Similar to the Lafnitz the water temperature is about 10°C at the source of the river Pinka (Figure 6 right). The water temperature near the spring is cooler in the Pinka compared to the river Lafnitz. During winter the water temperature at the source reflects the values of the whole river course. The maximum value of 29.3°C occurred in calendar week 32 in 2013 which is higher compared to the Lafnitz. The water temperature exceeded 20°C in 17 calendar weeks in the Pinka. The water temperature exceeded 25°C on 87 days in the period of investigation. In the upper and middle reach the mean July water temperature in the Pinka exceeds 15°C contrasting to the flat temperature gradient of river Lafnitz.

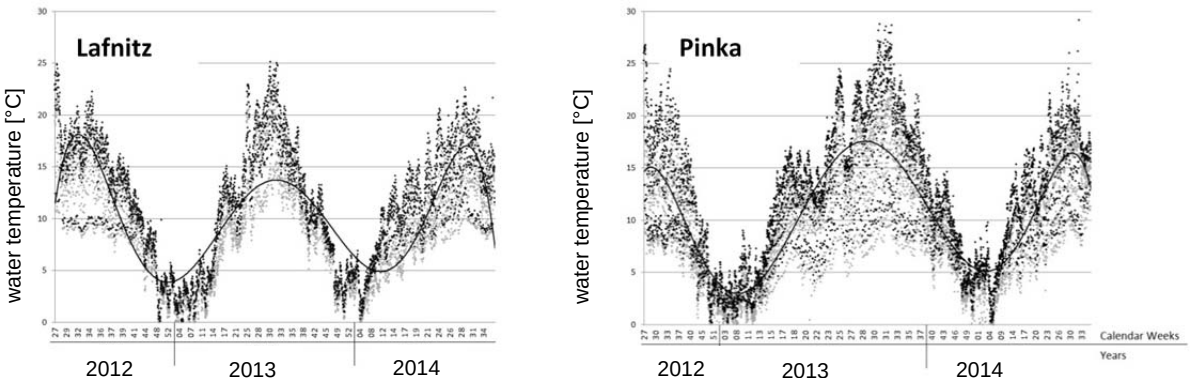


Figure 6: Water temperature distribution along the calendar weeks in the river Lafnitz (left) and Pinka (right). The black markers represent the maximum values, whereas the lighter markers show the minimum values.

The range of the water temperature is similar to the most downstream section of the Pinka but also in this river section the median is lower in the Lafnitz than in the Pinka.

Depending on the distance from the source, the water temperature peaks in the afternoon and is relatively constant during the night. The monthly ranges increase in April, with a stronger increase in the Pinka than in the Lafnitz. The water temperatures were higher in July 2013 compared to the year 2012. The Pinka at river kilometer DFS 39 showed an increase in daily maximum water temperature of about 2 °C during the heat wave from 2 to 8 August 2013.

BENTHIC INVERTEBRATES:

Within this study a total of 261 benthic invertebrate taxa were documented (230 at the river Lafnitz, 140 at the river Pinka). The results summarised in Figure 7 emphasize the water temperature as one major steering factor of the distribution of benthic invertebrates. Even though the two investigated rivers differ in overall hydromorphology, river length and extent of riparian vegetation, the taxonomic composition of both correlates distinctly with water temperature, especially with summerly morning temperature maxima (7:00 a.m.). The longitudinal distribution patterns of selected species in relation to altitude and water temperature are shown in Figure 7 (right).

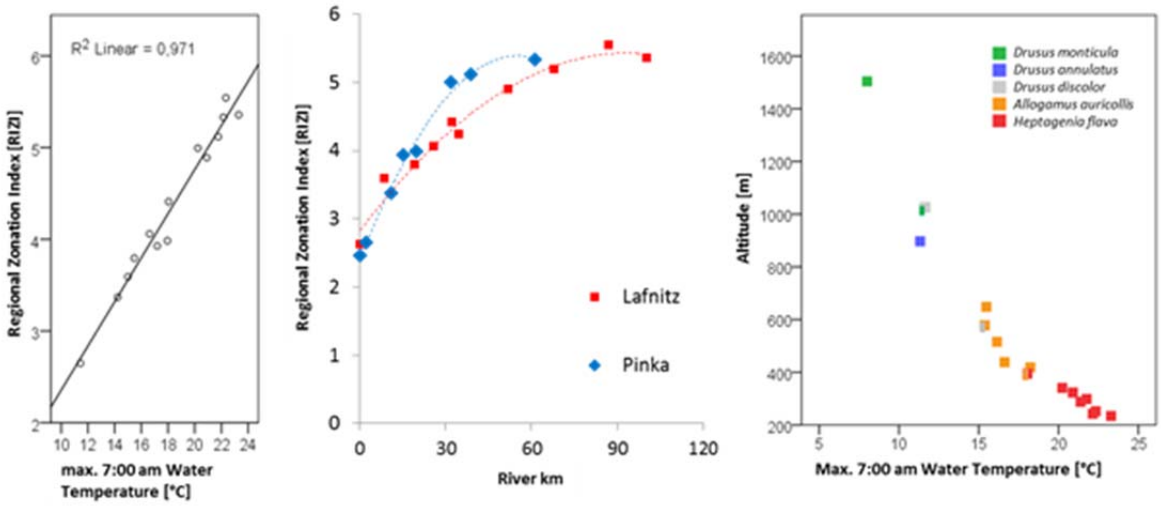


Figure 7: *Left*: Left: Correlation of max. 7:00 am water temperature and the regional zonation index (7 Sites at the Pinka; 7 Sites at the Lafnitz); *Middle*: Trend of the regional zonation index (RIZI) along the longitudinal gradient of the rivers Lafnitz (red) and Pinka (blue) (Right): Longitudinal distribution patterns of selected species in relation to altitude and maximum 7:00 am water temperature

Major differences in the trend of the rithral zonation index (RIZI) are noticeable along the river course. Although the spring of the River Pinka is located at a higher altitude (River Lafnitz 900m; River Pinka 1480m), a shift towards a potamal coenosis was observed after

30 river kilometers (see Figure 7 middle), reflecting the morphological impacted situation of the middle to lower part of the river.

The effects of morphological degradation and modification in temperature regime on the invertebrate community are difficult to analyse separately. However, both stressors are closely linked to the land-water interface and therefore with riparian vegetation. Shading by vegetation leads to a decreased energy input and temperature maxima are reduced. In addition, riparian vegetation has a significant influence on the habitat diversity of a river, especially in middle to lower parts.

Natural riparian vegetation guarantees a steady input of woody debris, which strongly influences the overall morphological instream situation and habitat diversity. In addition, woody debris structures are an essential habitat of a number of different species, resulting in an increased biodiversity. Twenty-two species were exclusively found on woody debris at the River Lafnitz. Most of these xylobiont species are rare and endangered species in Central Europe, indicating the lack of LWD as essential habitat in riverine systems.

FISH:

The fish species distribution showed that a total of 46 species belonging to 13 families have been caught in the Lafnitz in the past 24 years. Less than half (19) of those species were caught in the most recent BIO_CLIC project sampling event in 2013. From the overall number of 24 fish species that were sampled in the Pinka, 14 were found in 2013. From all 46 fish species, 38 species are warm water- adapted and only 8 are cold-stenothermic. The abundance and biomass of all species is generally low (Guldenschuh, 2014; Schaufler 2015).

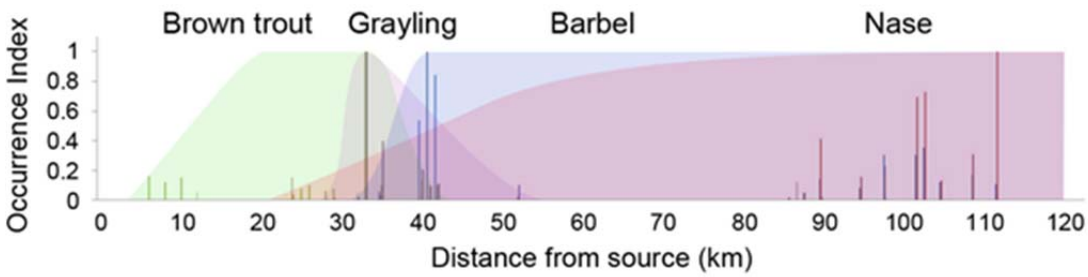


Figure 8: Standardized fish occurrence (suitability) index (0 to 1, coloured areas) of key indicator species brown trout, grayling, barbel and nase along the longitudinal gradient of the river Lafnitz.

The water temperature preference (suitability index) is based on the distribution of the key species along the longitudinal gradient. Figure 8 highlights the occurrence of the species

in relation to the distance from source. The upper reach is defined by the exclusive occurrence of brown trout. The disappearance of grayling and brown trout delimits the lower reach of the river. In the middle reach (between 30 and 50 km distance from source) of the Lafnitz there is a strong overlap of the occurrence of the four key species. Around km 35 at the station 'Neustift' a biodiversity hotspot is evident, where all four key species occur.

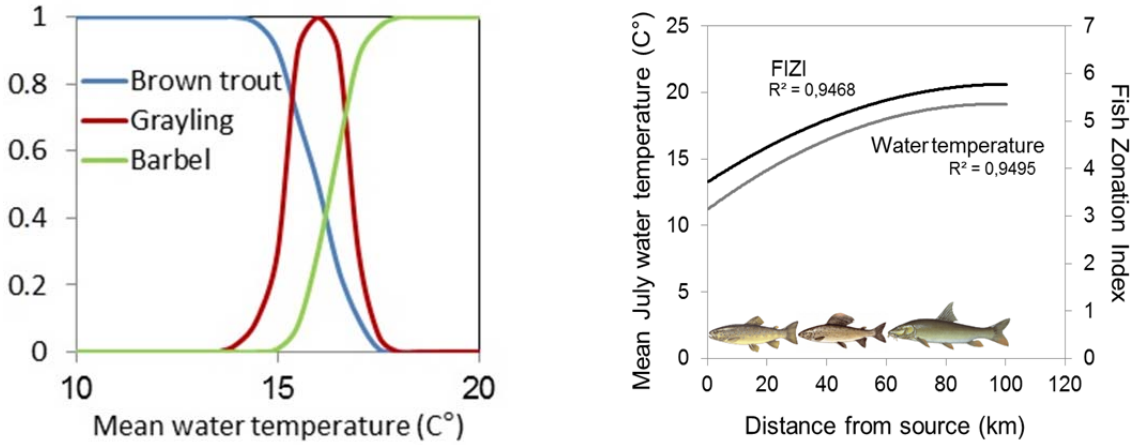


Figure 9: Water temperature preference for the key species brown trout, grayling and barbel in the river Lafnitz and correlation between mean July water temperature and Fish Zonation Index (FiZI) along the longitudinal profile of the river Lafnitz.

This pattern of fish community structure and diveryity is expressed as a Fish Zonation Index (FiZI, Pletterbauer et al. 2015), which considers number of species and their relative abundance. The fish species occurrence along the longitudinal gradient is significantly correlated to the increase of water temperature along the river course (Figure 9 right). For the development of the suitability index all fish data (recent and older fish samplings) were included. The water temperature preference index was established for the key species brown trout, grayling and barbel, which play a key role in the assessment of ecological integrity. The preference (suitability) index assigns defined ranges of water temperature (mean July water temperature) to each species in the river Lafnitz (Figure 9 left). River reaches with a mean temperature above 16°C in July are not suitable for brown trout. European grayling has the highest occurrence in a water temperature range of 15 to 17 °C. In this river and barbel and nase were found in reaches with higher water temperatures.

The consideration of species guilds represents a more functional approach. Uncoupled from single species it shows the relative distribution of water temperature fish guilds (cold-

water vs. warm-water) along the three main river sections in Lafnitz and Pinka. In this qualitative consideration it becomes evident that the middle reach of the Pinka is dominated by warm–water species, while those preferences are occurring balanced in the Lafnitz.

Biological diversity requires habitat complexity. Structural features such as channel form, bed material, flow velocity, temperature and nutrient availability influence biotic diversity by creating a contingent of different habitats that fulfil the needs of different species and their various life stages. Accordingly, community diversity is lower in river sections with lower habitat complexity (Melcher et al. 2012, Melcher et al. 2013, Guldenschuh 2014, Rauch 2014, Schaufler 2015, Melcher et al. 2015, Pletterbauer et al. 2015).

ENERGY BILANCE:

The radiation balance calculated by HEAT SOURCE was compared with the radiation balance measurements performed within the scope of a campaign.

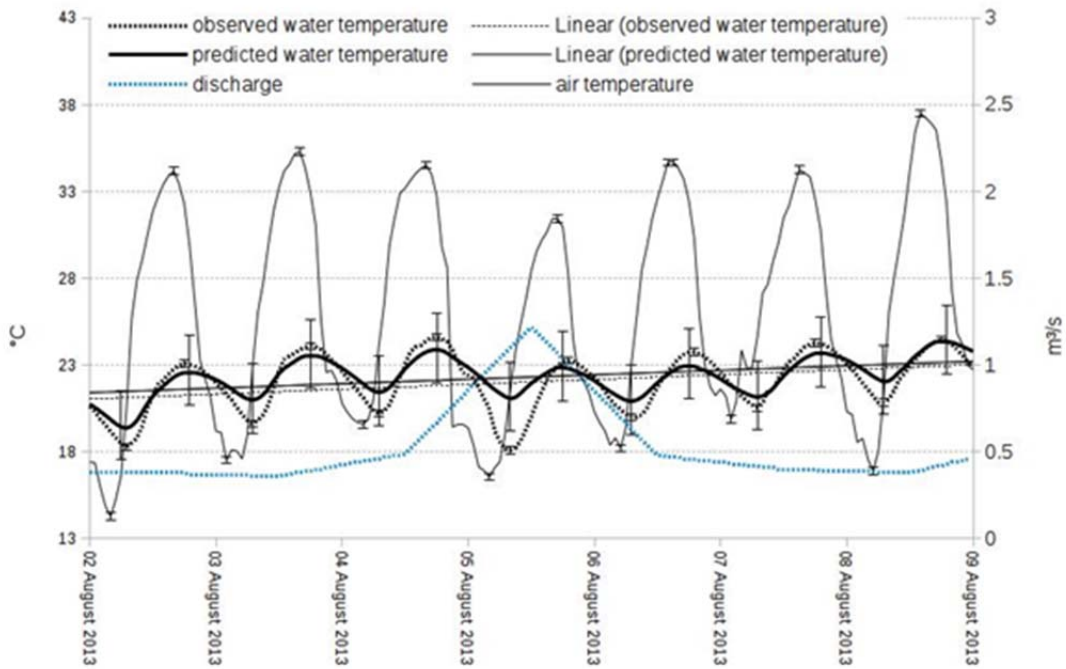


Figure 10: Measured air and stream temperature, simulated stream temperature (incl. error bars at minima and maxima) and trend lines (linear), for 2-8 August 2013, mean for the river Pinka DFS 26 – 48 km, discharge at gauge Oberwart.(DFS 37 km)

The results show an agreement of the radiation fluxes within 15 W/m² for a typical summer day (Figure 10). The comparison of simulated and measured water temperature for five selected stations between river DFS 26 and 48 is shown in Figure 10. The model works well during stable discharge situations while sudden changes like on the 5th of

August 2013 are not pictured represented very well. Most of the discrepancies between measurement and model lie within the determined model and measurement uncertainties.

5 Climate Change Scenarios

Climate scenarios of the International Panel of Climate Change - IPCC (Almaco et al. 2007) for the Central European area expect that the Climate (2077 – 2099) will warm up in all seasons. Especially extreme events will increase: Summer maximum temperature will rise; a higher frequency of heavy rainfall events is expected. Deviations from current are temperatures are forecasted by climate change models. As can be seen in Figure 11 air temperature will increase till the 2090´ies of about 3°C. From 1950 – 2019 there is even a calculated increase of 5°C.

The modelled air temperatures are displayed along the time axis. Figure 9 shows that comparatively warm air temperatures occurred in this current decade (>2010). The following years (>2020) have a similar temperature distribution as the previous decade (>2000). In the second half of this simulation the air temperature increases steadily in all three regional climate models. The ALADIN model shows by far the strongest increase with regarding the daily averages.

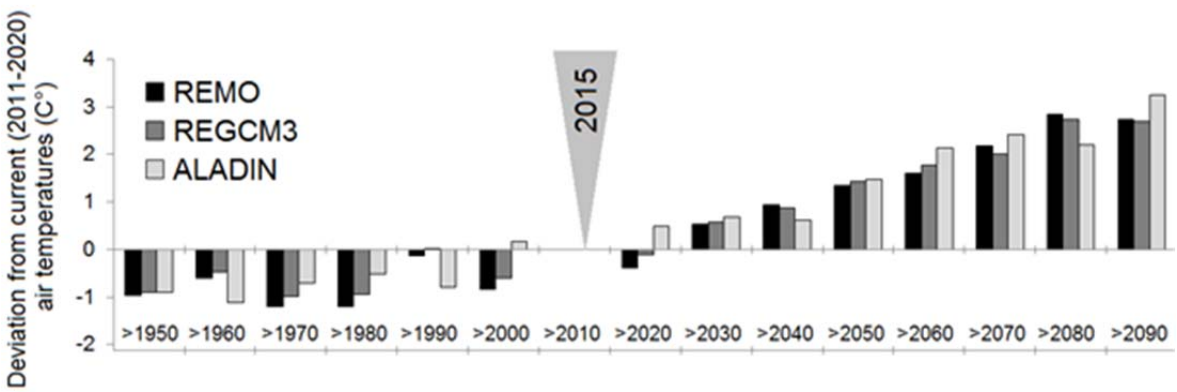


Figure 11: Deviation from current air temperature situation (C°) per decades from the year 1950 until 2100.

The overall increase of air temperature in the previous decades is shown as the deviation of mean daily maxima in the past and the future in Figure 11. Again, it is evident that the current decade is warmer compared to the previous and the following decades. There is already an increase of 0.53 -0.67 °C predicted for 2031-2040. A stronger increase of 1.59

– 2.14 °C is projected for 2061-2070 and finally an increase of 2.74 – 3.25°C in the last decade of this scenario 2091-2100 is modelled.

Air temperature has varied continually throughout history. Still, the amplitude of change seems to increase. The variability of temperature on centennial scales of 1-2°C has been relatively small compared to the climate models for the next 100 years (Battarbee, 2010).

The predicted water temperature changes uniformly along the river. Minimum, mean and maximum water temperatures are expected to rise more than 2.5°C until 2080, which lies clearly above the maximum uncertainties of the model.

Riparian vegetation has the ability to mitigate most of the stream temperature warming caused by climate change within 2080 (Figure 12). If maximum vegetation is assumed the mean water temperature is slightly above the mean temperature of 2030. The maximum stream temperature can even be reduced.

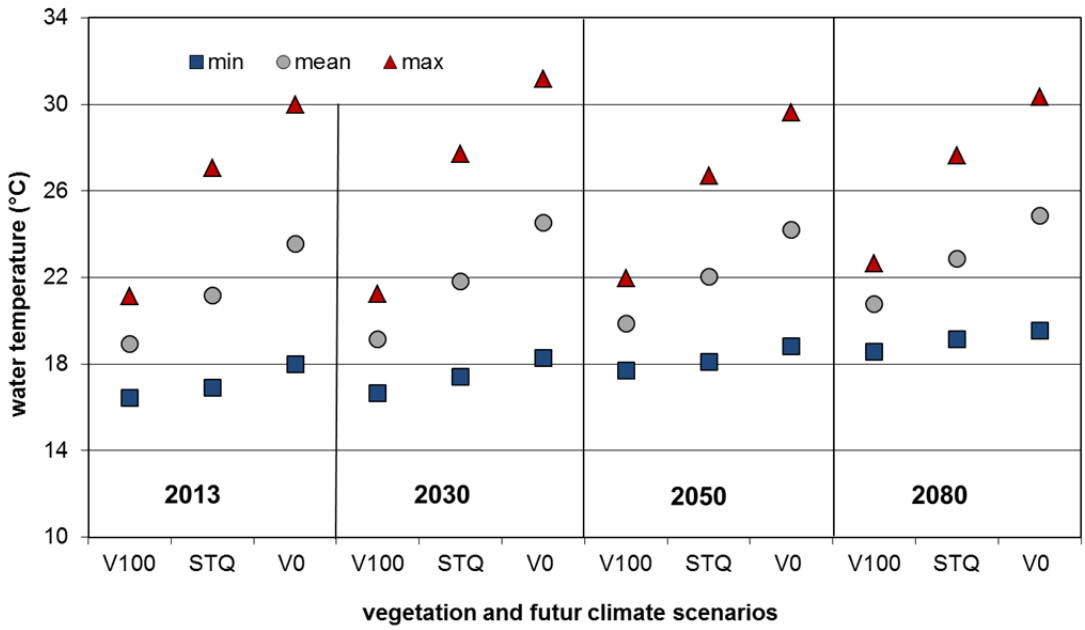


Figure 12: Impact of climate change on water temperature (min, mean, max) for 2030, 2050 and 2080 including different vegetation scenarios.

Global warming has already shown impacts on European freshwater ecosystems and the services they provide to the humans. Main impacts are related to biodiversity, water quality and health: Reduction of biomass and biodiversity of cold-adapted species, risk of exceeding the Water Framework Directive (WFD) good status target and increased socio-economic costs related to water supply.

In the Austrian Lowlands, an increase of air temperature about 2 to 2.5 °C is predicted till 2040. This will in turn lead to the highest increase in water temperature in the lowland rivers of the “Hungarian Plains”, Ecoregion 11 on which the impacts of climate change will most likely be highest in Austria. Moreover climate change combined with a rising amount of rivers without or with low level riparian vegetation will lead to an increase in water temperature.

Since 30 years there is an increase in river water temperature of 2.5°C. In summer even a warming of up to 3°C regulated river reaches without shading and up to 6 °C in river sections below lakes (Melcher et al 2013) will occur.

6 Fact Sheet - Selected Hotspots

Description of HOTSPOTS

- point information
- river stretch information

OVERWIEW

FOZ river order by Strahler
O orientation of flow direction
RW river width in m
Q discharge in m³/s

MORPHOLOGY

river course	straight	curved	meandering	
coarse woody debries (CWD)	no	scattered	accumulations	large accululations
sediment	< 2mm	< 6,3 cm	< 20 cm	> 40 cm

GSF - GLOBAL SITE FACTOR

Ratio of global radiation above to global radiation below the vegetation cover (1 = no cover; 0 = full cover)

GSFn mean Global Site Factor from 10 am to 2 pm
GSFd mean Global Site Factor over the whole day

WT - WATER TEMPERATURE

Annual variations of the daily water temperatures in the heat wave 2013 from 2nd to 8th August.

- STQ_M (status quo vegetation, measures WT)
- STQ_S (status quo vegetation, simulated WT)
- 2080_STQ_S (status quo veg., simulated WT for 2080)
- V100_S (full vegetation, simulated WT)
- 2080_V100_S (full vegetation, simulated WT for 2080)

VSI - VEGETATION SHADING INDEX

Vegetation Shading Index over the last 5 km in 5 classes

1	0 - <0.2	no or very sparse vegetation
2	0.2- <0.4	sparse vegetation
3	0.4 - <0.6	medium dense vegetation
4	0.6 < 0.8	dense vegetation
5	0.8 < 1	very dense vegetation

$$VSI = \left(\frac{h_R}{h_{max}} + \frac{w}{w_{max}} + \frac{d}{d_{max}}\right)/3$$

RIPARIAN VEGETATION

Typical vegetation buffer width in this area

- no
- stripe (< 20 m)
- area (> 20 m)

Land use buffer next to the river and in a 50 m buffer

- riparian vegetation
- agriculture
- anthropogen

FISCH

Amount of warm water and cold water fish species in this area

- Warm water species
- Cold water species

BENTHIC INVERTEBRATES

Temperatuer preference

- cold water
- warm water
- eurytherm

Share of LWD associated species

- % of LWD associated species found in this area

Figure 13: Description of the hot spots parameters

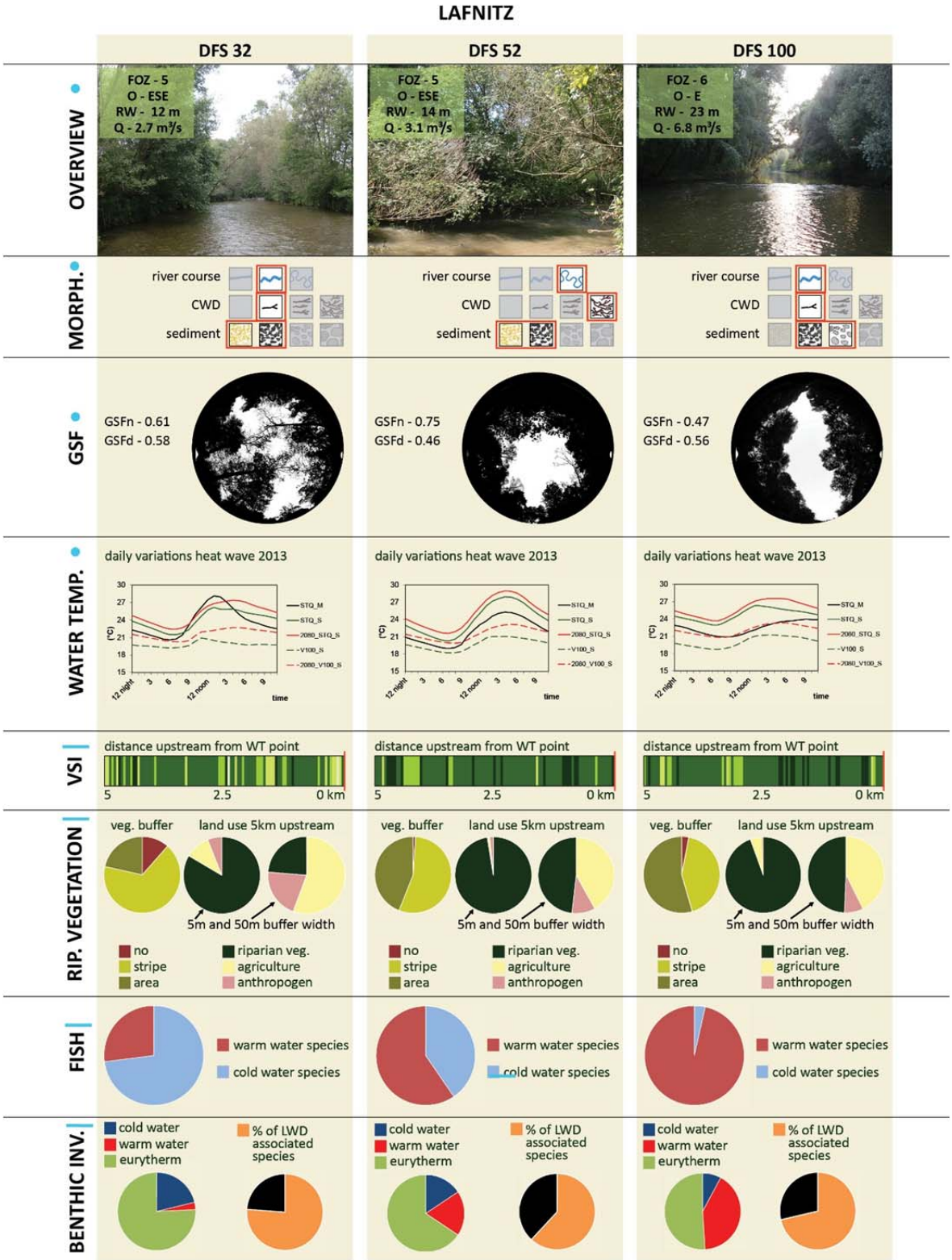


Figure 14: Fact sheet-three selected Hotspots at river Lafnitz

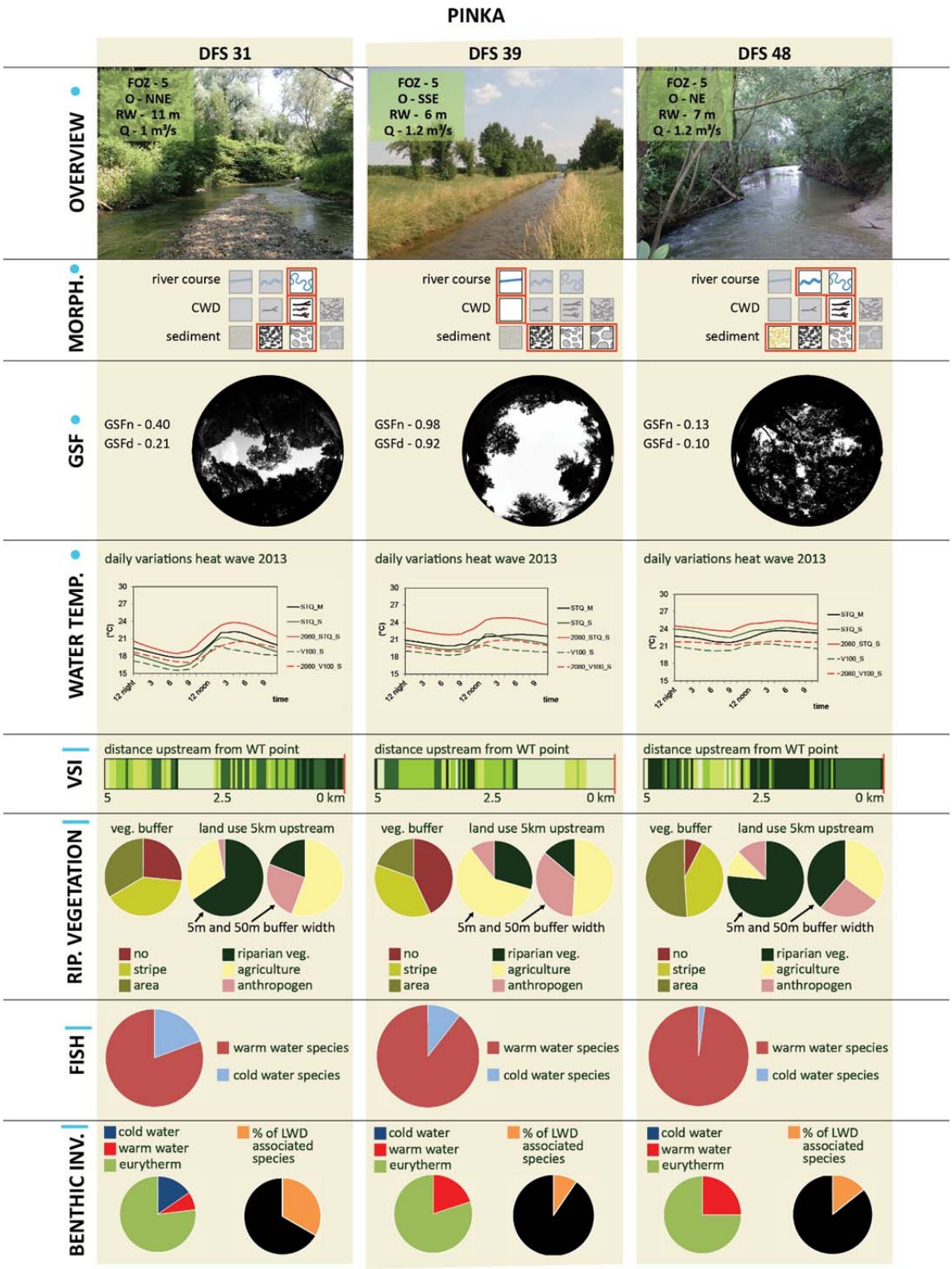


Figure 15: Fact sheet-three selected Hotspots at river Pinka

7 Summary of Main Facts

This chapter summarizes the main facts of the BIOCLIC results as information basis for decision support of integrated river management in chapter 8.

BIO_CLIC Main Fact water temperature	■ In the Lafnitz, the water temperature exceeded 20°C within 14 calendar weeks, and exceeded 25°C on two days during the investigation period. The water temperature exceeded 20°C in 17 calendar weeks in the Pinka. The water temperature exceeded 25°C on 87 days during the investigation period. The maximum water temperature of 29.3°C occurred during calendar week 32 in the year 2013 and was measured in the river Pinka. Summarising, the water temperature gauging indicated that river Pinka has a warmer thermal regime than the Lafnitz, even the source temperature is a bit lower. The Pinka tends to higher maximum temperatures. ■ Depending on the distance from the source, describing the longitudinal gradient of the river, the water temperature peaked (earlier or later) in the afternoon.
BIO_CLIC Main Fact riparian vegetation	■ The Vegetation Shading Index (VSI), based on the vegetation parameters vegetation width, height and density, was able to clearly distinguish river stretches with high vegetation and those with low vegetated riparian zones, where almost the whole global radiation reaches the water surface. ■ More than 70 % of the river Lafnitz (Pinka ~60%) have a VSI >0.6 - a high VSI indicates a high portion of shading provided by the riparian vegetation. The river Pinka has about 20% (Lafnitz 14 %) river length with a VSI <0.4.

BIO_CLIC Main Fact Benthic invertebrates and fish	■ Water temperature is one of the major parameters in the chemo-physical environment of rivers. Ectothermic aquatic organisms, like benthic invertebrates and fish, are directly influenced in different ways by the water temperature and the thermal regime. ■ Twenty-two benthic invertebrate species were exclusively found on woody debris at the river Lafnitz. Most of these xylobiont species are rare and endangered species in Central Europe highlighting the immanent importance of those structures in integer riverine ecosystems. ■ Both, assemblages of fish and benthic invertebrates, generally show distinct patterns of species distributions along the longitudinal gradient of both rivers. Even though the two investigated rivers, Lafnitz and Pinka, differ in hydromorphology, the taxonomic composition of both correlated with water temperature, especially with the maximum morning temperature (7am). ■ The key fish species brown trout (*Salmo trutta fario*), European grayling (*Thymallus thymallus*) and barbel (*Barbus barbus*), all three highly important in the assessment of ecological integrity, showed clear preferences for distinct water temperature ranges in the river Lafnitz. River reaches with a mean temperature above 16°C in July were not suitable for brown trout. European grayling had the highest occurrence in water temperatures between 15 and 17 °C and the barbel was primarily found in reaches with water temperatures higher than 17°C. ■ The fish species distribution showed that a total of 46 species belonging to 13 families have been caught in the Lafnitz in the past 24 years. Less than half (19) of those species were caught in the most recent BIO_CLIC project sampling event in 2013. From the overall number of 24 fish species that were sampled in the Pinka, 14 were found in 2013. From all 46 fish species, 38 species are warm water-adapted and only 8 are cold-stenothermic. The abundance and biomass of all species is generally low (Guldenschuh, 2014; Schaufler 2015).

BIO_CLIC Main Fact Climate Scenario	■ In south-eastern Austrian, an increase of air temperature about 2-2.5 °C is predicted till 2040. Accordingly, water temperature will be highly impacted. The river systems in the lowlands of the ecoregion “Hungarian Plains”, located in the Southeast of Austria, will be most affected by climate change in Austria. ■ The predicted water temperature changes uniformly along the river. Minimum, mean and maximum water temperatures are expected to rise more than 2.5°C until 2080, which lies clearly above the maximum uncertainties of the model. MLF discharge leads to higher water temperatures than Q_{95}.

BIO_CLIC River Management	■ Generally, the water temperature steadily increases along the river course depending on the atmospheric energy input. The water temperature at a given point along the river is also depending on the energy input in the upstream reaches. Shading by vegetation leads to a decreased energy input into the riverine water body and to lower temperature maxima. The influence of riparian vegetation on water temperature at the river Pinka within a specific river section [km 26 to 48] and 2 – 8 August 2013 was predicted with 1.7°C and 3.8°C ■ Riparian vegetation has the ability to mitigate most of the stream temperature warming caused by climate change till 2080. If full riparian vegetation is assumed the mean water temperature is only slightly above the mean temperature of 2030. Riparian vegetation showed the highest impact on the daily maximum temperature. ■ Type-specific riparian vegetation causes and ensures a steady input of woody debris into the river. The woody debris influence the morphological conditions, serve as habitat itself and therefore contribute to overall habitat diversity. ■ A shift of the biocoenotic zones and their associated species will be inevitable with increasing temperatures, forcing the cold-adapted species to move to higher altitudes, where other river characteristics like flow and substrate composition might be the limiting factors. The existence of a series of distinct benthic communities along a longitudinal gradient and linked to it, a natural high biodiversity in benthic invertebrates depends on a continuum of temperature niches from the source to the mouth of the river. In this context riparian areas are key-habitats in integer riverine systems with the potential of mitigating climate change effects especially during extreme events.

8 Recommendations for Riparian Vegetation Management

As water is a moving mass and heats up slowly it needs specific time to change in temperature. Therefore **river management should aim for longer stretches of riparian vegetation** instead of pointwise very dense vegetation to influence the water temperature.

From a river restoration point of view it is important to assess and evaluate the whole longitudinal river course to **identify stretches of strongest and longest deficits**. The sites for reestablishment of riparian vegetation and improvements of river morphology should be selected on the basis of these criteria **to reach maximum benefits** related to water temperature and consequently to appropriate aquatic habitats for fish and benthic invertebrate assemblages.

Altogether, the largest solar radiation reduction occurs for an Austrian west to east orientated river with 1 m width at the time of highest sun elevation if vegetation is homogeneously distributed along the whole river length, starting right next to the river, with a minimum height of 13 m and a minimum width of 20 m. **The same number of plants on a given area can provide about 25% more solar radiation reduction if they are planted homogeneously in a lower density, than if only some areas are planted in a higher density** (Holzapfel, 2013).

For medium sized rivers specially a mix of extreme factors lead to water temperature increase. If there is just sparse or no vegetation on a hot summer day maximum water temperature can increased for 3.8°C within 4 km in our example (Kalny et al. 2015). But if there is some vegetation temperature increases flattened.

As climate change combined with a rising amount of rivers without or with low level riparian vegetation will lead to a stronger increase in water temperature this study affirms the importance of riparian vegetation and shading effects river banks for biodiversity of benthic invertebrate and fish respectively.

9 Outlook

Drivers like climate change or anthropogenic impacts can lead to severe pressures on the ecosystem. Those pressures in turn influence the functioning and therefore integrity of the aquatic ecosystem. Water temperature is a crucial parameter in the chemo-physical environment of rivers. An Increase in water temperature will lead to a reduction of suitable thermic habitats of riverine organisms. Changes of precipitation and flow specifically in summer seasons will interact with water temperatures and impact near-natural river reaches additionally.

In reference to shading by the riparian vegetation is not the only element of a river ecosystem integrity, but certainly a key element in a suggested response to river management in future.

BIO_CLIC points out very well the complexity of abiotic and biotic processes and highlights the importance and necessity of interdisciplinary databases. Consequently it covers a wide range of fundamental research involved in the interactions of climate change effects with the riverine systems.

The BIO_CLIC database presents the first approach in linking synchronously documented biotic and abiotic variables and provides a valuable basis for further activities of different research disciplines as well as of stakeholders and basin management authorities respectively. The generation of such integrated databases is obligatory and the creation of river catchment-wide databases must be intensified in future to obtain better long-term data by increasing the spatial and temporal resolution of biotic and abiotic measurements. Different scale levels are prerequisites to develop and improve our present prediction models.

The results and provided data can significantly contribute in finding of appropriate mitigation strategies of climate change effects on the catchment scale and lead to a sustainable protection of freshwaters as sustainable and natural resources as well as to ensure the ecological integrity of aquatic ecosystems in future.

10 References

AQEM consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

BOYD, M., B. KASPER, 2003: Analytical methods for dynamic open channel heat and mass transfer: Methodology for heat source model Version 7.0.

DÉQUÉ M. (2007):Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: Model results and statistical correction according to observed values Global and Planetary Change 57 (2007) 16-26.

DOSSI F., LEITNER P, STEINDL E, GRAF W. (2015): Der Einfluss der Wassertemperatur auf die benthische Evertebratenzönose in mittelgroßen Fließgewässern am Beispiel der Flüsse Lafnitz und Pinka (Burgenland, Steiermark) in Österreich. Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1, 22-28; ISSN 1422-0008

GULDENSCHUH M. (2014). Longitudinal zonation of habitat parameters and fish species assemblages in the Austrian lowland rivers Lafnitz and Pinka. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

HAIDEN, T., A. KANN, C. WITTMANN, G. PISTOTNOKk, B. BICA, and C. GRUBER, 2011: The Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) system and its validation n over the eastern Alpine region. Wea. Forecasting, 26, 166–183.

HAYLOCK, M.R., HOFSTRA, N., KLEIN TANK, A.M.G., KLOK, E.J., JONES, P.D. and NEW, M., 2008: A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950-2006. Journal of Geophysical Research, 113, D20119, doi:10.1029/2008JD010201

KOUTSOYIANNIS, D. 2003: Rainfall disaggregation methods: Theory and applications, Proceedings, Workshop on Statistical and Mathematical Methods for Hydrological Analysis, Rome, 1-23, Universita degli Studi di Roma La Sapienza.

HOLZAPFEL G; RAUCH H.P (2015): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur der Lafnitz und Pinka. [Ingenieurbiologie – Neue Entwicklungen an Fließgewässern, Hängen und Böschungen, VIENNA, ÖSTERREICH, FEB 12-13, 2015], Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1/2015, 4-10.

HOLZAPFEL G., WEIHS P., RAUCH H.P. (2013): The shading potential of salix purpurea to quantify specific ecologic engineering effects. Ecological Engineering - The Journal of Ecosystem Restoration

KALNY G., MELCHER A., TRIMMEL H., WEIHS P., RAUCH H.P. (submitted): Assessing the impact of vegetation shading on the water temperature of medium sized

Austrian rivers. Submitted to the Journal Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems.

KÜTTEL, S., PETER, A., & NUMMER, P. (2002). Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer. Rhone Revitalisierung, Publikation Nr. 1.

MELCHER A., F. PLETTERBAUER, H. KREMSER AND S. SCHMUTZ (2013) Auswirkungen des Klimawandels auf die Wassertemperatur und die Fischfauna in Flüssen und unterhalb von Seen. ÖSTERREICHISCHE WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFT ISSN 0945-358X, 65 11-12

MELCHER A., PLETTERBAUER F., RAUCH P., SCHAUFLER K., SEEBACHER M., SCHMUTZ S. (2015): Einfluss der Wassertemperatur auf die Habitatpräferenz von Fischen in mittelgroßen Flüssen. Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1, 15-21; ISSN 1422-0008

MOOG, O., HARTMANN, A., SCHMIDT-KLOIBER, A., VOGL, R., & KOLLER-KREIMEL, V. (2013). ECOPRF Vers. 4.0 Software zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fliessgewässern nach WRRL.

OFENBÖCK, T., MOOG O., HARTMANN, A., & STUBAUER, I. (2010). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitäts- elemente Teil A2-Makrozoobenthos. Bun- desministerium für Land- und Forstwirt- schaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, S. 1–103.

PLETTERBAUER F., MELCHER A.H., FERREIRA T., SCHMUTZ S. (2015): Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers, HYDROBIOLOGIA. 2015; 744(1): 235-254

RAUCH, P. (2014): Fish habitat use and distribution in medium sized Austrian rivers - Exploring differences between the life stages of Chondrostoma nasus, Barbus barbus and Thymmalus thymmalus. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

SCHAUFLER, K. (2015): Water temperature effects on fish in pre-alpine, medium-sized rivers. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

TRIMMEL H., GANGNEUX C., KALNY G., MICHIE R., WEIHS P. 2015: Influence of meteorological components on stream temperature and simulation accuracy under heat wave conditions. Submitted to Meteorologische Zeitschrift

WEIHS P., TRIMMEL H., HASEL S., MURSCH-RADLGRUBER A. (2015): Messung und Modellierung der Wassertemperatur an den Flüssen Lafnitz und Pinka. [ÖWAV, Ingenieurbiologie Neue Entwicklungen an Fließgewässern, Hängen und Böschungen, Universität für Bodenkultur, Wien, 12.-13. Februar 2015], Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 15, 11-14