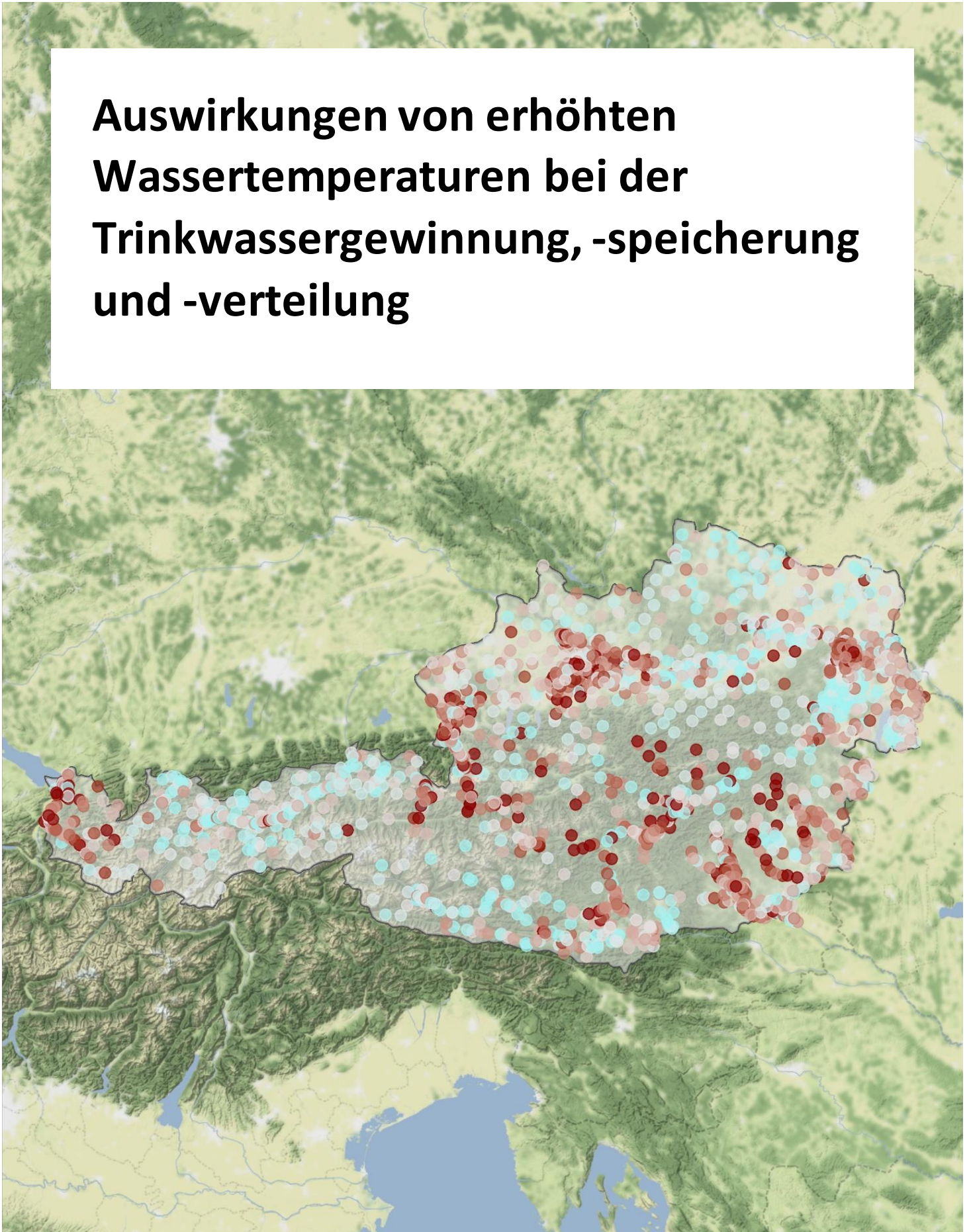


Auswirkungen von erhöhten Wassertemperaturen bei der Trinkwassergewinnung, -speicherung und -verteilung



Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:
Universität für Bodenkultur Wien - Institut für Siedlungswasserbau,
Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz
Muthgasse 18, 1190 Wien



Autorinnen und Autoren: DI Christoph Schönher, DI Philipp Proksch,
DI David J. Kerschbaumer, DI Christina Fiedler, DI Dr. Marija Zunabovic-Pichler,
DI Ernest Mayr und PD DI Dr. Reinhard Perfler



Wien, 2021. Stand: 8. Oktober 2021

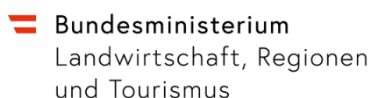
Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Herausgebers und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Finanzierung:

Diese Studie wurde dankenswerterweise mit Hilfe der folgenden Projektpartner finanziert:



Vorwort

Die ständig zunehmend wirksamen Auswirkungen der Klimaveränderung stellt Menschen auf der ganzen Welt vor vielfältigste Herausforderungen. Durch den unmittelbaren Einfluss der Atmosphäre auf Wasser und Boden kommt es auch im Bereich der Trinkwassergewinnung, -speicherung und -verteilung zu Auswirkungen vielfältigster Art und Weise. In diesem Bericht soll auf die Auswirkungen von erhöhten Temperaturen auf solche Systeme eingegangen werden.

Da die Umgebungstemperatur einen unmittelbaren Einfluss auf das mikrobielle Wachstum nimmt, verdient deren Auswirkungen auf die Mikrobiologie im Trinkwasser besondere Aufmerksamkeit. Durch Ansätze zur Modellierung von Temperaturen in Trinkwasserversorgungsnetzen sollten zudem Möglichkeiten zur Beherrschung der Temperaturerhöhung bewertet werden.

Die im Bericht vorgelegten Ergebnisse sollen den Entscheidungsträgern in der österreichischen Trinkwasserversorgung eine Hilfestellung geben für die nachhaltige Bewirtschaftung von Ressourcen und für vorausschauende Maßnahmen beim Bau und Betrieb von Versorgungssystemen. Die sich laufend verändernden Rahmenbedingungen stellen eine besondere Herausforderung für eine zukunftsichere Trinkwasserversorgung dar.

Priv.Doz. DI Dr. Reinhard Perfler
Leiter Trinkwassergruppe
Institut für Siedlungswasserbau
Universität für Bodenkultur, Wien

Inhalt

Vorwort	3
1 Kurzzusammenfassung / Abstract	7
Kurzzusammenfassung.....	7
Abstract.....	9
2 Ausgangslage	11
3 Projektziele	13
4 Grundlagen	14
Temperatur in Trinkwassersystemen.....	14
4.1 Einflussfaktoren der Temperaturentwicklung im Leitungsnetz	16
4.1.1 Energieaustausch an der Bodenoberfläche.....	16
4.1.2 Bodeneigenschaften.....	17
4.1.3 Unterirdische Wärmequellen.....	19
4.1.4 Rohrleitung	19
4.2 Maßnahmen zur Verringerung der Trinkwassererwärmung.....	21
4.2.1 Beschattung	21
4.2.2 Reflexionseigenschaften.....	22
4.2.3 Verdunstung	22
4.2.4 Isolierende Rohrmaterialien.....	23
4.2.5 Verlegetiefe	24
4.2.6 Leitungsspülungen.....	24
Mikrobiologische Grundlagen.....	25
4.3 Biologische Stabilität.....	25
4.4 Einfluss der Wassertemperatur	26
5 Materialien und Methoden	30
Auswertung externer Datenbestände	30
5.1 Temperaturdaten	30
5.1.1 Trendanalyse.....	30
5.2 Befunddatenbanken	32
5.2.1 Datenumfang	33
5.2.2 Auswertemethoden.....	36
Messkampagne.....	37
5.3 Messstellen und Temperaturlogger.....	37
5.3.1 Verwendete Temperaturlogger und Einbausituation	39
5.4 Auswertung der Temperaturlogger-Daten.....	41
5.4.1 Datenbereinigung.....	41

5.4.2	Temperaturprognose.....	42
	Beschreibung der verwendeten mikrobiologischen Methoden.....	43
5.5	Mikrobiologische Untersuchungsmethoden.....	43
5.5.1	Koloniezahlbestimmung.....	43
5.5.2	Durchflussszytometrie.....	43
5.5.3	Wachstumspotentialbestimmung.....	44
5.6	Mikrobiom-Bestimmung mittels DNA-Sequenzierung.....	45
5.7	Datenauswertung mikrobiologische Probenahmen.....	46
	Modellierung der Temperaturentwicklung im Leitungsnetz.....	47
5.8	EPANET-MSX.....	47
5.9	OpenFOAM.....	48
5.10	Hydrus-1D.....	50
6	Resultate externer Daten.....	52
6.1	Trendanalyse Bodentemperaturmessstellen.....	52
6.2	Trendanalyse Temperatur im Grundwasser.....	56
6.2.1	H2O-Fachdatenbank.....	56
6.2.2	Trendanalyse Begleitgrundwasserstrom der Mur südlich von Graz.....	60
6.2.3	Trendanalyse Südliches Wiener Becken.....	70
6.2.4	Extremwerte der Grundwassertemperatur.....	72
6.3	Auswertung der Befunddatenbanken.....	74
6.3.1	Temperatur.....	74
6.3.2	Mikrobiologische Parameter.....	80
7	Resultate der Messkampagne.....	88
7.1	Temperaturlogger.....	88
7.1.1	Exemplarische Temperaturverläufe.....	88
7.1.2	Zusammenfassung der Messdaten.....	93
7.1.3	Prognosemodell.....	96
7.2	Mikrobiologische Untersuchungen.....	98
7.2.1	Heterogenität der Probenahmestellen.....	98
7.2.2	Gesamtzellzahl und Intaktzellzahl.....	100
7.2.3	Wachstumspotential.....	109
7.2.4	KBE.....	117
7.2.5	Mikrobiom Bestimmung mittels DNA-Sequenzierung.....	122
8	Modellierung im Leitungsnetz.....	130
8.1	Zielsetzung der Modellierung.....	130
8.2	Temperaturmodellierung auf Basis einer hydraulischen Rohrnetzberechnung.....	130
8.2.1	Systembetrachtung.....	131

8.2.2	Beschreibung des Temperaturmodells für EPANET-MSX	132
8.2.3	Thermische Eigenschaften des Bodens.....	135
8.2.4	Bestimmung der Start- und Randbedingungen für die Bodentemperaturberechnung.....	135
8.2.5	Berechnungsablauf der EPANET-MSX-Modellierung	138
8.2.6	Weitere Möglichkeiten für die Modellgestaltung.....	139
8.2.7	Fortführung der Berechnungen für Hausinstallationen	141
8.2.8	Veränderung der Temperatur in Trinkwasserspeichern.....	141
8.2.9	Modellierung temperaturbeeinflusster Parameter	141
8.3	Modellvalidierung.....	142
8.3.1	Vergleich mit OpenFOAM – stationärer Fall.....	142
8.3.2	Vergleich mit OpenFOAM – instationärer Fall.....	149
8.3.3	Vergleich mit Hydrus-1D.....	152
8.3.4	Schlussfolgerung Modellvalidierung.....	154
8.4	Modellanwendung.....	155
8.4.1	Untersuchung von Einflussfaktoren der Trinkwassererwärmung.....	155
8.4.2	Exemplarische Anwendung für eine kleine Wasserversorgung.....	162
9	Zusammenfassung und Ausblick	167
	Erkenntnisse aus der Auswertung externer Daten.....	167
	Erkenntnisse aus den im Projekt durchgeführten Untersuchungen.....	168
	Erkenntnisse aus der Modellierung im Leitungsnetz.....	171
	Ausblick.....	172
	Tabellenverzeichnis.....	173
	Abbildungsverzeichnis.....	174
	Literaturverzeichnis.....	177
	Abkürzungen	182

1 Kurzzusammenfassung / Abstract

Kurzzusammenfassung

Der globale Anstieg der Temperatur ist besonders augenscheinlich in Form von Hitzewellen und heißen Jahren. Ein Umstand, der auch Einfluss auf die Wasserwirtschaft nimmt. Wassertemperaturen von über 20°C beim Abnehmer sind keine Seltenheit (mehr). Änderungen der Temperatur beeinflussen eine Vielzahl von chemischen, physikalischen und mikrobiologischen Prozessen in allen Abschnitten der Trinkwasserversorgung. Dies betrifft bereits das Grundwasser selbst und damit die zur Verfügung stehende Rohwasserqualität. Gleichmaßen ist mit einer Beeinflussung nachfolgender Prozesse in der Aufbereitung, der Speicherung und Verteilung von Trinkwasser bis hin zum Konsumenten zu rechnen. Die Überlagerung mit geänderten Verbrauchsmustern und Änderungen beim Rohrleitungsbau führen zu Fragen nach dem jetzigen und zukünftigen Qualitätszustand des Trinkwassers.

Die österreichweite Auswertung der GZÜV-Daten zeigt, dass die Zunahme der Grundwassertemperatur für den Zeitraum von 2008 bis 2018 im Mittel etwa 0,03°C pro Jahr beträgt. Die dem Projekt zur Verfügung gestellten Befunde belegen umfassende Erwärmungstrends entlang der Trinkwasserversorgungskette. Vor dem Hintergrund steigender Grundwassertemperaturen ist die Zunahme der Temperatur im Zuge der Gewinnung, Aufbereitung und Verteilung von Trinkwasser wenig erstaunlich. Gerade im Fall der Netztemperaturen sind die jährlichen Zuwachsraten der Temperatur mit 0,06-0,08°C/a aber deutlich höher als im Fall der Grundwassererwärmung. Obwohl für die Wassertemperaturen positive Trends beobachtet wurden, konnten für die mikrobiologischen Parameter KBE bei 22°C und 37°C in allen Bereichen der Trinkwasserversorgung und insbesondere der Verteilung gegenläufige (negative) Trends für die Bundesländer Niederösterreich und Oberösterreich festgestellt werden. Auch wenn höhere Temperaturen grundsätzlich etwa die KBE bei 37°C begünstigen, wie im vorliegenden Projekt gezeigt werden konnte, sind die genannten Abnahmen ein starkes Indiz dafür, dass die Temperatur(zunahme) nur einen Faktor von mehreren darstellt, der den mikrobiologischen Zustand bestimmt.

Durch die im Projekt bei 22 verschiedenen Wasserversorgungen installierten Temperaturlogger konnte dargestellt werden, dass Endstellen in Versorgungssystemen schneller und in ihrer Amplitude weitaus ausgeprägter reagieren als andere Bereiche im Versorgungssystem. Insbesondere Ressourcen zeigen einen weniger ausgeprägten Temperaturverlauf, was

auf eine entsprechende Pufferwirkung des Bodens zurückzuführen ist. Die Auswertung der durchflusszytometrischen Messungen zeigte nur einen schwachen Zusammenhang zwischen bakteriellen Zellzahlen und der Temperatur, während andere Faktoren wie z.B. der gelöste organische Kohlenstoff oder der Sauerstoffgehalte einen deutlich größeren Einfluss auf Zellzahlen hatten. Durch Biostabilitätsversuche zeigte sich zudem, dass in wärmeren Wasserproben aus Endstellen und Behältern früher ein Ende des Wachstums eintritt als das z.B. bei Proben aus Ressourcen der Fall ist. Durch DNA-Sequenzierung konnten keine Hinweise auf ein wasserversorgungstypisches Wärme- oder Kältemikrobiom gefunden werden, obwohl deutliche saisonale Unterschiede in einzelnen Probenahmestellen beobachtet werden konnten.

Wasserversorgungen, insbesondere wenn es um die Wasserverteilung geht, agieren in urbanen Gebieten in einem komplexeren Umfeld. Die möglichen Beeinflussungen auf die Temperatur im Verteilnetz sind vielfältiger als in ländlicheren Gebieten. Im vorliegenden Projekt konnte ein bodenphysikalischer Ansatz für die hydraulische Netzmodellierung mit EPANET nutzbar gemacht werden. Damit kann die thermische Wechselwirkung zwischen Trinkwassernetz und umgebendem Boden realistisch erfasst und es können zugleich vielgestaltige betriebliche (Verbrauchs)situation berücksichtigt werden.

Das vorliegende Projekt hat keine unmittelbaren Hinweise auf eine mit der Temperaturerhöhung einhergehende Verschlechterung des mikrobiologischen Zustandes gefunden. Was das Auftreten spezifischer Krankheitserreger anbelangt, kann jedoch keine Aussage abgeleitet werden. Jeder Nährstoffeintrag kann bei höheren Temperaturen um relevante Größenordnungen gesteigerte Auswirkungen nach sich ziehen. Deshalb erfordert der sichere Betrieb von Trinkwasserversorgungen bei höheren Temperaturen angepasste Monitoringstrategien, die Netzbereiche mit erhöhtem mikrobiologischen Gefährdungspotential genau überwachen.

Abstract

Climate change is particularly evident in the form of heat waves and years with above average temperatures, which have become more frequent in recent times. The global rise in temperatures has various impacts on water supplies. Water temperatures of 20°C and above at the consumer's tap are no longer a rarity. Changes in temperature influence a multitude of chemical, physical and microbiological processes in all sections of the drinking water supply. This already affects the groundwater itself and thus the available raw water quality. Similarly, an influence on subsequent processes in the treatment, storage, and distribution of drinking water up to the consumer can be expected. The overlap with changed demand patterns and changes in pipeline construction leads to questions about the current and future quality status of drinking water.

The Austria-wide evaluation of GZÜV data shows that the increase in groundwater temperature for the period from 2008 to 2018 is on average about 0.03°C per year. The findings presented in the present project prove comprehensive warming trends along the drinking water supply chain. Against the background of rising groundwater temperatures, the increase in temperature in the course of the extraction, treatment and distribution of drinking water is little astonishing. Especially in the case of network temperatures, however, the annual growth rates of the temperature of 0.06-0.08°C/a are significantly higher than in the case of groundwater. The positive trends in temperatures are contrasted by contrary trends in the microbiological parameters colony forming units (CFU) at 22°C and 37°C in all areas of drinking water supply and especially distribution, which could be shown for the federal state of Lower Austria and Upper Austria. Although higher temperatures generally favour CFU at 37°C, as could be shown in the present project, the above-mentioned decreases are a strong indication that the temperature (increase) is only one factor among several that determines the microbiological state.

Temperature loggers installed at 22 different water utilities showed that end points in supply systems react faster and much more pronounced in their amplitude than other parts of the supply system. In particular, resources show a less pronounced temperature curve, which can be attributed to a corresponding buffer effect of the soil. The evaluation of the flow cytometric measurements showed only a weak correlation of bacterial cell counts with temperature, whereas other factors such as dissolved organic carbon or oxygen content had a much greater influence on cell counts. Biostability experiments also showed that in warmer water samples taken from end points and storage tanks, growth stops earlier than in, for example, resources. DNA sequencing did not reveal any evidence of a water supply-

typical and temperature-depending microbiome, although seasonal differences could be observed in individual sampling sites.

Water utilities, especially when it comes to water distribution, operate in a more complex environment in urban areas. The possible influences on the temperature in the distribution network are more diverse than in more rural areas. In the present project, a soil-physical approach for hydraulic network modelling with EPANET was utilized. Thus, the thermal interaction between the drinking water network and the surrounding soil can be realistically simulated and at the same time, the diverse operational (consumption) situation can be considered.

The present project has not found any evidence of a deterioration of the microbiological conditions associated with the temperature increase. As far as the occurrence of specific pathogens is concerned, however, no statement can be derived. At high temperatures, each nutrient input can entail a relevant order of magnitudes increase of the effects. Therefore, the safe operation of drinking water supplies at higher temperatures requires adapted monitoring strategies that closely monitor vulnerable areas in distribution networks.

2 Ausgangslage

Der globale Anstieg der Temperatur im Zuge des Klimawandels beeinflusst die Wasserversorgung in vielfältiger Weise. So ist etwa für Österreich mit einer regional unterschiedlichen Veränderung der Grundwasserneubildung zu rechnen. Eine weitere direkte Folge des Klimawandels besteht in einem gehäuften Auftreten von Extremwetterereignissen in der Form von Hitzeperioden (Blöschl u. a. 2017). Der mittlere Anstieg der Temperatur hat insbesondere Auswirkungen auf den Temperaturhaushalt des Grundwassers, Hitzeperioden wiederum sind durch erhöhte Temperaturen an Entnahmestellen in der Verteilung von Trinkwasser bis zum Konsumenten als unmittelbare Folge klimatischer Veränderungen spürbar. Änderungen der Temperatur beeinflussen eine Vielzahl von chemischen, physikalischen und mikrobiologischen Prozessen. Dies betrifft bereits das Grundwasser selbst und damit die zur Verfügung stehende Rohwasserqualität (möglicher Anstieg des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC – Dissolved Organic Carbon) und des Mangan-Gehalts, geringerer Sauerstoffgehalt). Gleichmaßen ist mit einer Beeinflussung nachfolgender Prozesse in der Aufbereitung, der Speicherung und Verteilung von Trinkwasser bis hin zum Konsumenten zu rechnen. Die Überlagerung mit einem geänderten Nutzungsverhalten, geänderten Durchflussmengen und Änderungen beim Rohrleitungsbau (Rohrmaterial, Bettungsmaterial, Mehrfachkünnetten) schafft neue Rahmenbedingungen, die klimatische Effekte zusätzlich verstärken können.

Ein Großteil der Konsumenten interpretiert niedrige Trinkwassertemperaturen (vor allem im Sommerhalbjahr) als Hinweis auf eine hohe Qualität und Frische des Trinkwassers. Dagegen werden eine erhöhte Temperatur und ev. auch ein veränderter Geruch und Geschmack eher als Qualitätsbeeinträchtigung wahrgenommen.

Eine Erhöhung der Temperatur ist mit generellen Veränderungen der mikrobiologischen Prozesse in der Trinkwasserversorgung verbunden. Diese Veränderungen können sich durch eine Veränderung der mikrobiologischen Stabilität des verteilten Wassers bzw. der Neigung zur Wiederverkeimung bemerkbar machen. In Abhängigkeit von der chemisch-physikalischen und mikrobiologischen Roh- und Reinwasserqualität und spezifischen betrieblichen Randbedingungen können unerwünschte Beeinträchtigungen der „gewohnten“ Trinkwasserqualität (v.a. koloniebildende Einheiten – KBE, coliforme Bakterien) auftreten.

Die genauere und aussagekräftige Untersuchung der vorgenannten Veränderungen und deren mögliche Wechselwirkungen mit der Sicherheit und Qualität der Trinkwasserversorgung ist im Laufe der letzten Jahre verstärkt in den Blickpunkt gerückt. Gleichzeitig wurden im Laufe der letzten Jahre innovative, sehr sensitive und effiziente Analysemethoden entwickelt, die für eine vertiefende Untersuchung dieser Fragestellungen eingesetzt werden. Dabei sind zu nennen:

- (Online-) Durchflusszytometrie zur sehr genauen und schnellen Ermittlung der Gesamtanzahl an Bakterienzellen in einer Wasserprobe
- DNA-Sequenzierungsverfahren zur Erfassung der Artzusammensetzung der gesamten bakteriellen Gemeinschaft

Die kontinuierliche bzw. online-Erfassung von Temperaturmessungen wurde im Projekt zur Erfassung der betrieblichen Randbedingungen an den unterschiedlichen Betriebspunkten der Versorgungskette umfangreich genutzt. Eine möglichst umfangreiche und ausreichend diskretisierte Temperaturdatenerfassung und deren Einbeziehung in die Auswertung der Betriebsdaten stellt einen wichtigen Schritt im Hinblick auf die bessere Kenntnis der unterschiedlichen Betriebssituationen in der eigenen Wasserversorgung dar.

Der Einsatz von online-Messungen zur Erfassung der Wasserqualität (z.B. Trübung, Nitrat, SAK, DOC) stellt im Hinblick auf Ort der Messstelle(n) und Umfang im Wesentlichen eine Entscheidung des Wasserversorgers im Rahmen der Eigenüberwachung und einer angestrebten Betriebsoptimierung für die jeweilige Versorgungsanlage dar.

3 Projektziele

Durch das Projekt "Auswirkungen erhöhter Wassertemperaturen bei der Trinkwassergewinnung, -speicherung und -verteilung" sollen die beschriebenen Auswirkungen für die österreichische Wasserwirtschaft beurteilt und Strategien zur Abwehr negativer Folgen untersucht werden. Der Fokus richtet sich dabei auf die Ermittlung der mikrobiologischen Situation bei der Trinkwasserverteilung, als jener Bereich, der am unmittelbarsten den geänderten klimatischen Bedingungen ausgesetzt ist. Als Projektpartner und Fördergeber konnten die Länder Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Salzburg, das BLMRT, die ÖVGW, eine Reihe von Wasserversorgern aus den genannten Bundesländern sowie Wien und dem Burgenland sowie das Unternehmen s::can Messtechnik GmbH mit Firmensitz in Wien gewonnen werden. Als wesentliche Projektziele wurden dabei definiert:

- Auswertung vorhandener Daten (Befunddatenbanken der Länder, Umweltbundesamt und hydrografische Dienste)
- Betrachtung und Auswertung der Verläufe mikrobiologischer Parameter bei 22 Wasserversorgungen über den Zeitraum eines Jahres zur Erfassung von temperaturassoziierten Änderungen des mikrobiologischen Zustandes
- Betrachtung und Auswertung der Temperaturverläufe an aussagekräftigen Punkten der Wasserversorgung von der Ressource bis zum Endabnehmer
- Modellierung von Boden- bzw. Trinkwassertemperaturen unter Einbeziehung von externen Datenprodukten

Die Ergebnisse des Projektes sollen Aufschluss zu den Auswirkungen einer erhöhten Temperatur auf sämtliche Qualitäts-Parameter und damit auf den wasserwirtschaftlichen Betrieb hinsichtlich Versorgungssicherheit, Stabilität und Qualität geben. Auf dieser Datengrundlage sollten einerseits für Förderungen, den Sachverständigendienst und Schulungen, und andererseits für die zukünftige Investitionsplanung in der Trinkwasserversorgung Schlüsse und Empfehlungen erarbeitet werden.

4 Grundlagen

Temperatur in Trinkwassersystemen

Die Wassertemperatur wird häufig an der Wasserressource oder bei der Aufbereitung überwacht. Der Informationsstand über die Verhältnisse in der Trinkwasserverteilung, insbesondere hinsichtlich kontinuierlicher Messdaten, ist trotz der bekannten oder vermuteten Auswirkungen der Temperatur auf viele physikalische, chemische und mikrobielle Vorgänge begrenzt (Agudelo-Vera u. a. 2020). So gibt es zwar Daten aus mehr oder weniger regelmäßigen Trinkwasseruntersuchungen, bei denen die Temperatur mitbestimmt wird, allerdings ist davon auszugehen, dass Extremsituationen (Hitzewellen, entlegene Netzbereiche) nicht ausreichend abgebildet werden. Gerade im Bereich der Wasserverteilung zum Kunden ist mit bedeutenden Änderungen der Temperatur zu rechnen, welche im urbanen Umfeld mit hohem Grad an verbauten Flächen, die sich im Sommer stark erwärmen können, besonders deutlich zu erwarten sind.

Die österreichische Trinkwasserverordnung setzt für die Trinkwassertemperatur einen Richtwert (Parameter mit Indikatorfunktion) von 25°C (ohne anormale Veränderung) und verpflichtet Wasserversorger bei Überschreitung die Ursache zu prüfen und festzustellen, ob bzw. welche Maßnahmen zur Aufrechterhaltung einer einwandfreien Wasserqualität erforderlich sind. Dabei gilt weiters die Forderung nach dem Schutz vor unerwünschten Veränderungen auch unterhalb des Richtwertes, die die menschliche Gesundheit gefährden können. Auch in anderen (technischen) Regelwerken finden sich Hinweise zur Vermeidung erhöhter Wassertemperaturen. So fordert die ÖNORM EN 806-2:2005 („Technische Regeln für Trinkwasser-Installationen - Teil 2: Planung“), dass Kaltwasserleitungen in Innen- und Hausinstallationen gegen äußere Wärmeeinwirkung geschützt werden müssen (Abstand, Dämmung). Leitungen für Kaltwasser dürfen nicht direkt neben Heizleitungen oder Warmwasserleitungen verlaufen. Andernfalls ist eine Dämmung beider Leitungen vorzusehen. Sehr konkret besteht die Forderung, dass 30 Sekunden nach dem Öffnen der Kaltwasserentnahmestelle die Temperatur 25°C nicht überschreiten sollte.

Nach ÖNORM B 2533:2021 („Koordinierung unterirdischer Einbauten – Planungsrichtlinien“) sind Wasserversorgungsanlagen in dicht verbautem Gebiet im Regelfall in der Fahrbahn zu situieren. Sind Nebenfahrbahnen, Abstellstreifen oder Vegetationsflächen ohne

Bäume vorhanden, dann sind diese zu bevorzugen. Wenn es die aktuelle und prognostizierte Einbautensituation erlaubt, kann auch der Gehsteig herangezogen werden. Geht man davon aus, dass ein Großteil der Leitungsstrecke in Österreich unterhalb oder im Nahbereich befestigter (versiegelter) Oberflächen verläuft, kann man auch vermuten, dass sich klimatische Einflüsse sowie die Erwärmung der Straßenoberfläche durch Solarstrahlung im Sommer auf die Trinkwassertemperatur auswirken.

Die Einflüsse der Temperatur auf wichtige chemisch-physikalische und mikrobiologische Vorgänge in der Trinkwasserversorgung sind vielfältig. Neben Auswirkungen auf verschiedene Aufbereitungsmethoden (z.B. bei der Flockung durch Änderung des Löslichkeitsproduktes oder bei der Membrantechnologie durch Änderung der Viskosität) und Desinfektionsmethoden (z.B. Chlorung) kann insbesondere die mikrobiologische Dynamik verändert werden: Einerseits hat die Temperatur einen unmittelbaren Einfluss auf die Wachstumskinetik vieler Mikroorganismen, da z.B. die Fluidität der Zellmembranen oder die Aktivitäten von Enzyme ein Optimum in bestimmten Temperaturbereichen aufweisen. Andererseits werden Wachstumsinhibitoren, wie zum Beispiel residuales Chlor, bei höheren Temperaturen schneller gezehrt, und dadurch können mikrobiologische Prozesse leichter von statten gehen.

Wasser hat eine relativ hohe Wärmekapazität, weshalb größere Energiemengen notwendig sind, um eine Temperaturänderung zu bewirken. Die Temperaturen an der Ressource bzw. in der Aufbereitung sind in erster Linie von den hydrogeologischen Gegebenheiten abhängig (Quellen, Porengrundwasser, Oberflächenwassereinfluss etc.). Weder in den übergeordneten Transportleitungen noch in den Wasserspeichern ist im Normalfall (bei korrekter Ausführung und Bemessung) mit starken Änderungen zu rechnen. Hier wirken die kurze Aufenthaltszeit bzw. das große Volumen-Oberflächen-Verhältnis günstig. Im Gegensatz dazu bewirken die geringeren Rohrdurchmesser und Überdeckungen sowie die längere Aufenthaltszeiten in den Verteilleitungen und Hausanschlussleitungen eine (schnellere) Angleichung der Wassertemperatur an die Temperatur des umgebenden Bodens. Die Temperatur am Wasserhahn des Kunden ist schließlich auch noch von den Verhältnissen in den Hausinstallationen und vom Nutzungsverhalten der Konsumenten geprägt. Je nach dem im betroffenen Verteilnetzbereich vorhandenen Wasservolumen und der Spülmenge sinkt die Wassertemperatur auch bei Spülvorgängen nur kurzzeitig unter die Umgebungstemperatur im Bodenkörper (Agudelo-Vera u. a. 2020).

Im urbanen Bereich können anthropogene Wärmequellen (Fernwärme, Kanäle, Keller, etc.) die Temperaturen ebenfalls bedeutend prägen. Auch die Bebauung bewirkt durch ihre stärkere Erwärmung und Wärmespeicherung dazu eine engere Verbindung zu den klimatischen Randbedingungen, die eine deutliche Schwankungsbreite der (Boden-) Temperaturen über das Jahr bedingen. Auf die wesentlichsten Einflussgrößen der Temperaturentwicklung soll im Folgenden kurz eingegangen werden.

4.1 Einflussfaktoren der Temperaturentwicklung im Leitungsnetz

Für die Entwicklung der Temperatur im Leitungsnetz sind verschiedene Faktoren ausschlaggebend. Dazu zählen das Klima (Lufttemperatur, Strahlung, ...), die örtlichen Verhältnisse (Bodenart, Straßenaufbau, Oberfläche, Wärmedämmung) und der Betrieb (Durchfluss, Fließstrecke, Stagnation) (Schuler 2004).

In physikalischer Hinsicht können verschiedene relevante Systembereiche unterschieden werden, nämlich die Atmosphäre, die Bodenoberfläche, der Boden bzw. Untergrund sowie die Rohrleitung (Blokker und Pieterse-Quirijns 2013). Diesen Bereichen sind verschiedene relevante Prozesse zugeordnet, deren Verständnis Grundlage für die Berechnung und das Erarbeiten von Maßnahmen zur Kontrolle der Temperaturentwicklung in den Trinkwasserverteilsystemen bildet.

4.1.1 Energieaustausch an der Bodenoberfläche

Die Dynamik der atmosphärischen Vorgänge bestimmt wesentlich die oberflächennahe Bodentemperatur bzw. Vorzeichen und Größe des Bodenwärmestromes. Der Wärmestrom aus dem Erdinneren ist dagegen eher gering. In tieferen Bodenbereichen gehen die Schwankungen der Bodentemperatur zurück und es kommt zu einer zunehmenden Phasenverschiebung. Eine realistische Berechnung der Bodentemperaturen und in weiterer Folge der Trinkwassertemperaturen erfordert daher nicht nur eine gute Parametrisierung der Materialkennwerte des Bodens, sondern auch eine genaue Beschreibung der Interaktion des Bodens bzw. der Bodenoberfläche mit der Atmosphäre – sofern keine Messungen der Temperatur oder des Bodenwärmestroms vorliegen.

Eine Bestimmung des Bodenwärmestroms aus der Energiebilanz erfordert demnach die Messung bzw. Berechnung der restlichen Bilanzterme (Nettostrahlung, Verdunstung und fühlbarer Wärmestrom). Hinsichtlich einer möglichen Modellierung ist es wünschenswert,

mit möglichst einfach zu ermittelnden Messdaten bzw. Materialkennwerten das Auslangen zu finden. Wesentliche Herausforderungen bestehen etwa in der passenden Beschreibung der turbulenten Strömungsvorgänge in der atmosphärischen Randschicht, die für einen sehr effektiven advektiven Energietransport sorgen. An dieser Stelle wird an die Literaturquellen Stull (1988), Hillel (2004), Oke, Mills und Voogt (2017) sowie Foken (2017) für eine nähere Beschreibung verwiesen. Interessante Möglichkeiten zur Kopplung der Berechnung der Boden- bzw. Trinkwassertemperatur mit mikrometeorologischen Modellen zur Berechnung des oberflächennahen Klimas bestehen etwa bei SUEWS (Ward u. a. 2016) oder TARGET (Broadbent u. a. 2019).

Die Art des Oberflächenaufbaus spielt eine entscheidende Rolle für die oberflächennahen Temperaturen und in weiterer Folge die Bodenerwärmung. Asphalt-Oberflächen erreichen hier um bis etwa 20°C höhere Temperaturen als eine mit Gras bewachsene Oberfläche (Messung mit Infrarot-Thermometern). Während zwar in der Nacht aufgrund der langwelligeren Abstrahlung eine starke Energieabgabe der sehr warmen Oberflächen erfolgt, verbleibt jedoch in der Bilanz eine deutliche Erwärmung des Bodens an warmen und sonnigen Tagen. Über das Jahr gesehen gleicht sich die Erwärmung und Abkühlung des Bodens aus (Takebayashi und Moriyama 2012).

Der sehr wesentliche Einfluss einer Vegetationsschicht (Isolation und Abkühlung durch Verdunstung) kann mit einem standardisierten Berechnungsansatz für die Verdunstung (FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations) berücksichtigt werden. Dieser Ansatz basiert auf den Gleichungen nach Penman und Monteith. Unter bewachsenen Oberflächen ist der Bodenwärmestrom vergleichsweise gering und wird daher als Teil der Energiebilanz in manchen Berechnungsvarianten zur Verdunstung eines Pflanzenbestandes sogar ignoriert (Allen u. a. 1998). Nur für stündliche (Tagesgang) und monatliche Berechnungen erfolgt die Einbeziehung dieser Energiebilanzkomponente.

4.1.2 Bodeneigenschaften

Der Wärmetransport im Boden basiert überwiegend auf Wärmeleitung, welche durch Temperaturgradienten im Boden verursacht wird. Im Fall homogener Bodeneigenschaften gilt dabei:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = D_h * \frac{\partial^2 T}{\partial z^2}$$

Dabei ist T die Temperatur, t die Zeit, z die Tiefe und D_h die Temperaturleitfähigkeit. Letztere ist der Quotient aus der Wärmeleitfähigkeit λ [W/(m*K)] und der volumetrischen Wärmekapazität c_h [J/(m³*K)]. Daraus ergibt sich etwa, dass sich ein Material mit hoher Wärmekapazität bei sonst gleichen Bedingungen langsamer erwärmt.

Die thermischen Eigenschaften von Böden bzw. Straßenmaterialien können sich erheblich unterscheiden und beeinflussen damit die Erwärmung des Untergrundes. In Tabelle 1 sind typische thermische Kennwerte aufgelistet.

Tabelle 1: Thermische Eigenschaften von Böden und Straßenmaterialien nach (Kürten, Ziegler, und Adam 2014) und (Krass und Brüggemann 2005)

Material	Wärmeleitfähigkeit [W/(m*K)]	Wärmekapazität [MJ/(m ³ *K)]
Ton/Schluff, trocken	0,4 - 1,0	1,5 - 1,6
Ton/Schluff, wassergesättigt	1,1 - 3,1	2,0 - 2,8
Sand, trocken	0,3 - 0,9	1,3 - 1,6
Sand, feucht	1,0 - 1,9	1,6 - 2,2
Sand, wassergesättigt	2,0 - 3,0	2,2 - 2,8
Kies/Steine, trocken	0,4 - 0,9	1,3 - 1,6
Kies/Steine, wassergesättigt	1,6 - 2,5	2,2 - 2,6
Festgestein	1,5 - > 3	2,30 - 2,39
Lockergestein	0,8 - 2,4	1,30 - 1,72
Lockergestein, wassergesättigt	1,5 - 3	2,2 - 2,9
Beton	0,6 - 3,3	1,6 - 2,3
Asphaltbeton	1,30 - 1,40	2,31 - 2,34
Asphaltbinder	1,05 - 1,40	2,20 - 2,34
Asphalttragschicht	0,9 - 1,40	2,25 - 2,34
Frostschuttschicht	2,0 - 2,4	1,72 - 1,94

Wie aus Tabelle 1 ersichtlich übt der Bodenwassergehalt einen wesentlichen Einfluss auf das thermische Verhalten des Bodens aus, da er sowohl die Wärmekapazität als auch die

Wärmeleitfähigkeit verändert. In Abhängigkeit des Bodenmaterials weist die Temperaturleitfähigkeit für bestimmte (nicht extreme) Werte des Wassergehalts dabei typischerweise ein Maximum auf (Blume u. a. 2010).

4.1.3 Unterirdische Wärmequellen

Zusätzlich zu klimatischen Änderungen des Temperaturhaushaltes ist gerade im urbanen Umfeld mit zusätzlichen Einflüssen auf die Untergrundtemperaturen zu rechnen. Dazu zählen neben Kellergeschossen von Gebäuden auch Abwasserkanäle oder Fernwärmeleitungen, die als anthropogene Wärmequellen bezeichnet werden können (Menberg u. a. 2013). Der urbane Raum ist damit nicht nur ein Gebiet, das bekanntermaßen als überirdische Wärmeinsel in Erscheinung tritt, sondern auch als unterirdische Wärmeinsel (SSUHI, subsurface urban heat island) (Agudelo-Vera u. a. 2017). Es ist davon auszugehen, dass anthropogene Wärmequellen die Bodentemperatur signifikant erhöhen können und damit Einfluss auf die Temperatur in der Trinkwasserverteilung nehmen. Eine ungünstige Kombination verschiedener Effekte kann dabei zum Auftreten von Temperatur-Hotspots führen, bei denen lokal – also in einzelnen Verbrauchsgebieten – deutlich erhöhte Trinkwassertemperaturen auftreten. Eine wesentliche Aufgabe besteht daher darin, diese Hotspots genau zu identifizieren, um möglichst zielgerichtete Maßnahmen treffen zu können (Agudelo-Vera u. a. 2017).

Im Zuge des zunehmenden Ausbaus der Fernwärme besteht bei immer mehr Wasserversorgern die Befürchtung einer negativen Beeinflussung der Trinkwassertemperaturen durch im Nahbereich der Verteilleitungen verlegte Fernwärmerohre. Nach ÖNORM B 2533:2021 („Koordination unterirdischer Einbauten – Planungsrichtlinien“) dürfen die Mindestabstände der verschiedenen Leitungen nur bei Einrichtung geeigneter Schutzmaßnahmen und im Einvernehmen mit den Einbautenträgern bestehender Anlagen unterschritten werden. Der (horizontale) lichte Mindestabstand von Wasserleitungen zu Fernwärme- und Fernkälteleitungen bei Parallelführung beträgt dabei 0,4 m. Eine Unterschreitung ist explizit nur dann möglich, wenn einvernehmlich Zusatzmaßnahmen zur thermischen Abschirmung der Leitungen vorgenommen werden. Es stellt sich die Frage, ob der geforderte Mindestabstand auch in ungünstigen Einbausituation genügt und mit welchen thermischen Beeinflussungen zu rechnen ist.

4.1.4 Rohrleitung

Der Wärmeaustausch des Bodens mit dem Rohrleitungsmaterial selbst erfolgt ebenfalls über Wärmeleitung. Jener zwischen der Rohrwand und der Flüssigkeit im Inneren ist durch

Wärmeleitung in der unmittelbar an der Wand anliegenden sehr dünnen stagnierenden Flüssigkeitsschicht und durch Konvektion im fließenden Bereich geprägt. Für die Entwicklung der Wassertemperatur T_w im Rohr in Abhängigkeit der Temperatur an der Rohraußen-seite (T_{out}) gilt nach Blokker und Pieterse-Quirijns (2013) bzw. Çengel (2003):

$$\frac{dT_w}{dt} = \frac{2 * k}{r * \rho_w * C_{p_w}} * (T_{out} - T_w)$$

Dabei ist r der Rohrradius, ρ_w die Dichte des Wassers, C_{p_w} die spezifische Wärmekapazität und k der „overall heat transfer coefficient“ (Wärmedurchgangskoeffizient), welcher die Wärmeleitfähigkeit der Rohrwandung und die konvektive Wärmeübertragung in der Flüssigkeit beschreibt. Letzterer Teil ist vom Strömungszustand abhängig. Bei turbulenter Strömung ist der Transport von Wärme effektiver. Die Beziehung für k lautet (Blokker und Pieterse-Quirijns 2013):

$$k = \frac{1}{\frac{th_{pw}}{\lambda_{pw}} + \frac{d_p}{\lambda_w * Nu_w}}$$

Hierbei ist th_{pw} die Dicke der Rohrwand, d_p der Rohrdurchmesser, λ_{pw} die Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand und λ_w die Wärmeleitfähigkeit des Wassers. Die hier dargestellte Beschreibung des Wärmeübergangs inkludiert demnach bereits die thermischen Eigenschaften der Rohrwand. Der Ausdruck Nu ist die Nußelt-Zahl, eine dimensionslose Kennzahl für die Wärmeübertragung. Sie dient zur Beschreibung des konvektiven Wärmeübergangs zwischen einer festen Oberfläche und einem strömenden Fluid. Mithilfe der Gnielinski-Beziehung lässt sich die Nußelt-Zahl in Abhängigkeit der Reynolds-Zahl Re und der Prandtl-Zahl Pr sowie des Rohrreibungszahl f nach Darcy und Weisbach berechnen (Moerman 2013):

$$Nu_w = \frac{(f/8) * (Re - 1000) * Pr}{1 + 12.7 * \sqrt{f/8} * (Pr^{2/3} - 1)} \quad (0.5 \leq Pr \leq 2000 \ \& \ 3000 < Re < 5 * 10^6)$$

Sowohl die Prandtl-Zahl als auch die Reynolds-Zahl lassen sich über weitere Beziehungen aus geometrischen, thermischen und strömungsabhängigen Größen berechnen, zumindest bei geringen Temperaturänderungen. Im Fall laminarer Strömung kann die Nußelt-Zahl mit 3,66 angenommen werden (Blokker und Pieterse-Quirijns 2013).

In der folgenden Tabelle 2 sind typische thermische Kennwerte für gebräuchliche Rohrleitungsmaterialien aufgelistet.

Tabelle 2: Thermische Eigenschaften von Rohrleitungsmaterialien nach (Vismann 2018) und (Stephan u. a. 2019)

Material	Wärmeleitfähigkeit [W/(m*K)]	Wärmekapazität [MJ/(m ³ *K)]
Polyethylen hohe Dichte (PE-HD)	0,5	1,76
Polyvinylchlorid (PVC)	0,17	1,25
Stahl	50	3,51
Gusseisen	50	3,38
Zementmörtel	1,60	1,8
Polyurethan-Hartschaum (PUR)	0,02-0,04	0,05 – 0,15

4.2 Maßnahmen zur Verringerung der Trinkwassererwärmung

Aus der Betrachtung der dargelegten Prozesse ergeben sich mögliche Ansätze für eine Reduktion der Erwärmung. Es kommen sowohl planerische bzw. bauliche als auch betriebliche Maßnahmen in Frage:

- Beschattung von Leitungstrassen
- Änderung der Reflexionseigenschaften von Straßenoberflächen
- Größere Verlegungstiefen
- Punktuelle Reduktion der Temperatur durch Leitungsspülungen
- Leitungstrassen in kühlen Bodenbereichen (Freiland)
- Isolierende Füll- und/oder Leitungsmaterialien
- Reduktion der Aufenthaltszeiten durch Minimierung der Wassermenge in „anfälligen“ Netzbereichen (minimale Durchmesser)

Mit den in dieser Arbeit vorgestellten Modellierungsansätzen können diese Maßnahmen einer Prüfung im konkreten Kontext einer realen Wasserversorgung unterzogen werden. Auf einige mögliche Maßnahmen wird in den folgenden Abschnitten näher eingegangen.

4.2.1 Beschattung

Das Vorhandensein von Vegetation wirkt sich günstig auf den Temperaturhaushalt aus. Einerseits wird durch die Blattfläche ein großer Teil der Sonnenstrahlung aufgefangen und

lediglich 10 bis 30% dringen durch (Oke, Mills, und Voogt 2017). Andererseits wirken Pflanzen über die Verdunstung kühlend, die vom Feuchtegrad und der Luftbewegung abhängt. Je größer die Luftbewegung, desto mehr trockene Luft wird an die Pflanzen herangeführt und desto höher die Verdunstung, desto stärker verteilt sich aber auch der kühlende Effekt.

4.2.2 Reflexionseigenschaften

Der Anstieg der Oberflächentemperatur durch Absorption von Sonnenstrahlung kann durch den Einsatz von reflektiven Oberflächen verringert werden. Die Albedo gibt dabei den Anteil der reflektierten zur eingestrahlten Energie an. Asphalt hat dabei sehr geringe Werte im Bereich zwischen 0,05 und 0,15 (Zunahme mit dem Alter). Betonoberflächen sind heller und haben in der Standardausführung Werte im Bereich von 0,2 bis 0,35 (Abnahme im Zuge der Alterung). Zur Verbesserung der Reflexionseigenschaften gibt es sowohl Ansätze, die helle Bindemittel bzw. Feststoffe zum Einsatz bringen, als auch Methoden, die eine reflektierende Beschichtung (meist bei Asphalt-Oberflächen) anwenden (Torgal u. a. 2020). Letztgenannte Beschichtung kann auch aus Beton ausgeführt sein, was als White-Topping-Bauweise bekannt ist. Nachteilig bei reflektierenden Oberflächen wirkt sich der mögliche Blendeffekt aus, allerdings verringert sich auch die notwendige Beleuchtung des Straßenraums (Peyerl u. a. 2016). Schwierigkeiten bereitet die Alterung dieser Oberflächen, die in Umgebungen mit starker Verkehrsbelastung und erhöhter Verschmutzung zu einer schnellen Abnahme der Albedo führt (Torgal u. a. 2020). Nicht unberücksichtigt darf bleiben, dass reflektierende Oberflächen auch im Winter kühler sind und damit die Frostproblematik verschärfen können.

In mehreren Versuchsreihen kommen Peyerl u. a. (2016) zu dem Ergebnis, dass sich Oberflächen mit hohem Reflexionsvermögen deutlich weniger erhitzen als herkömmliche Asphaltflächen. Untersucht wurden Straßenaufbauten des Materials Gußasphalt, Asphalt, Beton sowie White-Topping normal, hell und weiß.

4.2.3 Verdunstung

Ein weiterer Ansatz im Rahmen von „Cool Pavement“-Konzepten besteht in der Anwendung von wasserdurchlässigen (bzw. wasserspeichernden) Oberflächen, die auch für Verkehrsflächen geeignet sind (Torgal u. a. 2020). Um die Oberflächentemperatur zu senken, wird hier nicht das Reflexionsvermögen erhöht, sondern es wird absorbierte Strahlungsenergie in Form der Verdunstung (latente Wärme) wieder abgegeben. Die Voraussetzung ist also, dass

Wasser zur Verdunstung oberflächennah vorhanden ist. Je mehr Wasser gespeichert werden kann, desto länger hält der Kühlungseffekt an. Hier setzen wasserspeichernde Bauweisen an, die etwa über Kapillareffekte Wasser an die Oberfläche heranzuführen. Begrünte Oberflächen sind in dieser Hinsicht noch wesentlich effizienter, da sie über ihr Wurzelsystem Wasser aus tieferen Bodenbereichen effizient heranschaffen können. Sowohl begrünte Oberflächen als auch durchlässige künstliche Oberflächen haben den zusätzlichen Vorteil das Kanalsystem durch den Wasserrückhalt in der Fläche zu entlasten. Durchlässige Oberflächen besitzen meist einen höheren Porenanteil, der bei Trockenheit eine isolierende Wirkung besitzt. Während sich dadurch an der Oberfläche Temperaturextreme ausbilden können, ist der Wärmetransport in tiefere Bodenbereiche gedämpft. Zur Aufrechterhaltung der Durchlässigkeit können Reinigungsprozeduren unter Vakuum-Einsatz notwendig sein (Torgal u. a. 2020).

4.2.4 Isolierende Rohrmaterialien

Die typischerweise verwendeten Materialien für Trinkwasserleitungen sind (abhängig vom Durchmesser) PE, PVC, Stahl oder Gusseisen, letztere beide mit verschiedenen Varianten zur Ummantelung bzw. Auskleidung. Die Wärmeleitfähigkeiten der verschiedenen Materialien unterscheiden sich deutlich (Tabelle 2). Im Rahmen einer Leitlinienerstellung für die erforderliche Überdeckung von Trinkwasserleitungen wurden Leitungen mit einer isolierenden Schicht aus Polyurethan-Schaum ($0,030 \text{ [W/(m}\cdot\text{K)]}$) sowie Rohre mit luftgefülltem Mantelrohr getestet (Schuler 2004). Die Autoren unterscheiden (Berechnungs-) Fälle mit kontinuierlichem Durchfluss bzw. kurzen Stagnationsphasen ($\ll 1$ Tag) und solche mit langen Stagnationsphasen. Eine Wärmeisolation kann bei Leitungen mit kontinuierlichem Durchfluss die Überdeckungshöhe verringern.

Kunststoffmantelrohre mit wärmeisolierenden Schaumstoffen werden in der Wärmeverteilung umfassend eingesetzt. Dabei hat sich Polyurethan-Schaum aufgrund der sehr guten wärmeisolierenden Eigenschaften bei vorisolierten Rohren weitgehend durchgesetzt (Horlacher und Helbig 2016). In der Wärmeverteilung geht man von einem Alterungsprozess der Polyurethan-Schäume aus, der mit einer Erhöhung der Wärmeleitfähigkeit einhergeht. Wenngleich diese Werte immer noch vergleichsweise gering sind und im Fall der Trinkwasserverteilung die teilursächlichen thermischen Belastungen entfallen, so müssen langfristige Entwicklungen beachtet werden. Für bestimmte Netzabschnitte (Stichleitungen, entfernte Netzbereiche) könnte der Einbau von isolierten Leitungen eine interessante Option darstellen. Als zusätzlicher Nutzen ist natürlich die Frostsicherheit zu nennen. Voraussetzung dafür ist jedenfalls, dass die Einlauftemperatur nicht bereits erhöht (Erwärmungsproblematik) bzw. zu stark erniedrigt (Frostproblematik) ist.

4.2.5 Verlegetiefe

Die Schwankungen (Extremwerte) der Bodentemperatur nehmen mit der Tiefe ab. In größerer Tiefe entspricht die Bodentemperatur tendenziell der mittleren jährlichen Lufttemperatur am Standort. Dementsprechend kann es in thermischer Hinsicht günstig sein, Leitungen tiefer zu verlegen. Allerdings hat die Verlegetiefe wesentlichen Einfluss auf die Baukosten (Rautenberg u. a. 2014).

Nach ÖNORM EN 805:2000 („Wasserversorgung - Anforderungen an Wasserversorgungssysteme und deren Bauteile außerhalb von Gebäuden“) ist die Überdeckungshöhe so zu wählen, dass die Rohre in frostfreier Tiefe liegen. Wenn dies nicht möglich ist, sind andere Vorkehrungen zu treffen. Nach ÖNORM B 2533:2021 („Koordinierung unterirdischer Einbauten – Planungsrichtlinien“) sind Leitungen so zu verlegen, dass sie gegen Temperatureinflüsse geschützt sind. Im Regelfall ist eine Überdeckung von 1,4 m gefordert, wobei geringere Überdeckungen dann möglich sind, wenn die Gefahr des Einfrierens bzw. der mechanischen Beschädigung nicht besteht. Dies kann etwa im Grünland durchaus der Fall sein. Nach dem DVGW Arbeitsblatt W 400-1 („Technische Regeln Wasserverteilungsanlagen (TRVV) - Teil 1: Planung“) ist bei der notwendigen Überdeckung die Erwärmung des Bodens zu berücksichtigen. Das Maß der Überdeckung ist dabei vom Temperatureinfluss des Trinkwassers und dem Wärmeschutz durch zusätzliche Isolierung abhängig. Bei Leitungsführungen in landwirtschaftlich genutztem Gelände empfiehlt sich eine Überdeckungshöhe für Rohrleitungen und Kabel von mindestens 1,2 m. Der DVGW-Hinweis W 397:2004 („Ermittlung der erforderlichen Verlegetiefen von Wasseranschlussleitungen“) beinhaltet detaillierte Hinweise zum Thema. Hier besteht die Forderung, dass die Überdeckungshöhe so festgelegt wird, dass die darunter liegende Bodentemperatur im Falle des Auftretens längerer Stagnationsphasen (> 1 Tag) innerhalb des geforderten Temperaturfensters von 0 bis 25°C liegt. Der erste Wert stellt die Frostfreiheit sicher, der letztere ist als Grenze einer zulässigen Erwärmung definiert. Falls die Stagnationsphasen kürzer ausfallen oder eine Wärmedämmung vorhanden ist, kann die Überdeckung auch geringer ausfallen.

4.2.6 Leitungsspülungen

Im Zusammenhang mit erhöhten Trinkwassertemperaturen werden vielerorts Leitungsspülungen vorgenommen. Die grundsätzliche Idee dabei ist, dass erwärmte (und stagnierende) Wasserpakete mit kühlerem Wasser getauscht werden. Es ist fraglich, ob diese Maßnahmen (je nach Spülmenge) bei einem stark erwärmten Boden eine nachhaltige Wirkung entfalten können, oder ob es nicht unmittelbar nach der Durchführung zu einem erneuten raschen Anstieg der Temperaturen kommt. Ein wesentlicher Unterschied zu Spülungen zum Zwecke

der Entfernung von Ablagerungen besteht im Entfall von notwendigen Mindest-Fließgeschwindigkeiten. Weitere Informationen zu Maßnahmen der Rohrnetzhygiene können ÖVGW W 55:2012 05 („Behälter- und Rohrnetzhygiene - Hinweise für Planung, Bau und Betrieb“) entnommen werden.

Mikrobiologische Grundlagen

Trinkwasser in öffentlichen Trinkwasserverteilungssystemen enthält immer Mikroorganismen, einerseits frei im Trinkwasser, andererseits (und überwiegend) in Form von Biofilmen auf allen mit Trinkwasser in Kontakt stehenden Oberflächen. Physikalische, chemische und biologische Faktoren sind für das Überleben und das Wachstum von Bakterien (Vermehrung) in der Umwelt entscheidend. In der Trinkwasserverteilung sind hier die Wassertemperatur, die Nährstoffverhältnisse, die hydraulischen Bedingungen sowie die Anwesenheit von Desinfektionsmitteln von Bedeutung (Prest u. a. 2016). Hohe Wassertemperaturen können das Wachstum von Mikroorganismen fördern und Geschmack, Geruch oder Farbe des Trinkwassers verschlechtern (WHO 2017).

4.3 Biologische Stabilität

Das Konzept der biologischen Stabilität im Rahmen der Trinkwasserversorgung basiert auf der Forderung, dass es während der Verteilung zu keinen negativen Veränderungen der mikrobiologischen Beschaffenheit des Wassers kommt. Negative Auswirkungen umfassen neben hygienischen Aspekten auch eine Verschlechterung ästhetischer Eigenschaften und betriebliche Probleme (Prest u. a. 2016). Eine etwas eingeschränktere Definition sieht biologische Stabilität dann als vorhanden, wenn bei Abwesenheit eines Desinfektionsmittels weder das Wasser selbst bzw. seine Inhaltsstoffe, noch die Materialien, mit denen es in Kontakt kommt, mikrobielles Wachstum fördern (Rittmann und Snoeyink 1984) (Kooij 2000). Mit letztgenanntem ist auch eine Strategie der Wasseraufbereitung angedeutet, die den Einsatz von Desinfektionsmitteln reduziert und auf eine hohe Qualität der Wasserressourcen hinsichtlich ihrer wachstumsfördernden Eigenschaften setzt – beispielsweise auf einen geringen Gehalt an verwertbarem organischem Material (Hammes u. a. 2010). Das Kriterium, wann von biologischer Stabilität gesprochen werden kann, stützt sich dabei auf das generelle Wachstum von Mikroorganismen. Trinkwasser, in dem es am Punkt der Verwendung zu einer starken Vermehrung (bzw. Wiederverkeimung nach abgeschlossener Desinfektion) letzterer kommt, kann nicht als biologisch stabil bezeichnet werden. Daneben

kann aber auch eine Veränderung der Aktivität der Mikroorganismen und der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft als erweitertes Kriterium dienen (Lautenschlager u. a. 2010). Letzteres ist gerade dann für die Beurteilung der biologischen Stabilität nützlich, wenn diese - über die reine Betrachtung der Anzahl an Mikroorganismen hinaus - auch als Konstanz der mikrobiellen Gemeinschaft verstanden wird.

Mit der biologischen Stabilität ist eine Reihe von Faktoren verbunden, die die mikrobielle Zusammensetzung und das Wachstum direkt beeinflussen, unter anderem die Interaktionen innerhalb der Organismengemeinschaft, die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die Verweilzeit des Wassers im Netz oder die Wassertemperatur. Für die Beurteilung der biologischen Stabilität hat sich eine ganze Reihe von Methoden bzw. Strategien entwickelt. Bekannt ist hier insbesondere die AOC-Bestimmung (assimilierbarer organischer Kohlenstoff) im Laborversuch, aber auch die Untersuchung direkt im Verteilsystem ist möglich. Für beides spielt die DFZ als quantitative Methode zur Bestimmung der Anzahl an Organismen eine große Rolle. Sequenzierungsmethoden mit hohem Durchsatz, etwa zur Analyse der 16S-rRNA, erlauben die taxonomische Zuordnung oder zumindest eine Abschätzung der Verwandtschaftsgrade (mittels phylogenetischer Methoden) einzelner Organismen. Damit lassen sich Verschiebungen in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft genau nachzeichnen.

Mit der Bezeichnung „Pathogen Growth Potential (PGP)“ wiederum ist ein Ansatz umschrieben, der überprüft, ob sich ausgewählte pathogene Mikroorganismen in den Probewässern im Zuge einer Lagerung vermehren können (Vital, Hammes, und Egli 2008). Auch hier wird die DFZ eingesetzt. Das Bakterienvermehrungspotential ist eine Methode zur Ermittlung einer Wachstumskurve mittels Animpfung der steril-filtrierte Probe mit der autochthonen Bakteriengemeinschaft in definierter Menge (Hamsch und Werner 2008). Die mittels Streulichtmessung gewonnene Wachstumskurve lässt Rückschlüsse auf die wachstumsfördernden Eigenschaften (Substratkonzentration) des Probenwassers zu. Eine sehr ähnliche Methode ist die AOC-Bestimmung auf Basis der DFZ (Hammes und Egli 2007).

4.4 Einfluss der Wassertemperatur

Kurzfristig auftretende (Hitzewellen) und saisonale Änderungen der Temperaturen wirken sich auf die mikrobiellen Prozesse und die Diversität der mikrobiellen Gemeinschaften in Wassersystemen aus. Verschiedene Bakterienarten zeichnen sich durch oftmals deutlich

unterschiedliche optimale Wachstumstemperaturen aus. Im Trinkwasser sind hauptsächlich mesophile Bakterien von hygienischer Relevanz, deren Optimum im Bereich zwischen 25°C und 40°C liegt. Der optimale Temperaturbereich für bakterielles Wachstum ist meist experimentell ermittelt und es ist nicht auszuschließen, dass bestimmte Arten sich unter realen Bedingungen anders verhalten bzw. sich angepasst haben (Grobe, Wagner, und Wingender 2014).

Verschiedene hygienisch relevante Bakterien zeigen eine deutliche Temperaturabhängigkeit. *Legionella pneumophila*, das Erkrankungen der Atemwege (Legionärskrankheit) hervorrufen kann, wurde zwar in einem weiten Temperaturbereich nachgewiesen, jedoch ist der günstige Temperaturbereich für die Vermehrung >25°C bzw. >30°C (Agudelo-Vera u. a. 2020). Die Weltgesundheitsorganisation fordert im Hinblick auf das mögliche Auftreten von Legionellen jedenfalls eine Meidung des Temperaturbereichs zwischen 25°C und 50°C, vorzugsweise aber zwischen 20°C und 50°C (World Health Organization 2017). Nach Grobe, Wagner, und Wingender (2014) mehren sich die Hinweise, dass *L. pneumophila* auch in kühlerem Wasser mit hoher Häufigkeit aufzufinden ist.

Während der grundsätzliche Einfluss der Temperatur auf verschiedenste mikrobiologische Prozesse (etwa die Zellvermehrung) gerade im Laborversuch gut erforscht ist, so sind Untersuchungen zum Einfluss der Temperatur auf die mikrobiologische Qualität, besser gesagt auf bestimmte mikrobiologische Parameter, in einem realen Verteilnetz spärlich zu finden. Vielfach werden eher jahreszeitliche Einflüsse diskutiert, die allerdings mit dem Temperaturgang des Trinkwassers stark korrelieren. Aus der Studienlage ist auch kaum ein eindeutiges Ergebnis abzuleiten, da die Randbedingungen wohl zu unterschiedlich sind. Im Folgenden werden einige Beispiele beschrieben.

In einem einjährigen Messprogramm von zwei Trinkwasserverteilsystemen in den Niederlanden fanden Liu u. a. (2013) signifikant erhöhte durchflusszytometrisch bestimmte Gesamtzellzahlen (TCC) bei Temperaturen über 15 °C. Ähnliche Resultate erzielten auch Niquette, Servais, und Savoie (2001) im Rahmen einer einjährigen Studie der Wasserversorgung der Stadt Brüssel. Die Kombination verschiedener Parameter, unter anderen eine Temperatur von über 15°C, bewirkte eine Zunahme der Bakterienanzahl, die mit Epifluoreszenz-Mikroskopie bestimmt wurde.

In einer Fallbeschreibung der mikrobiologischen Auswirkungen einer Hitzewelle auf die Trinkwasserqualität einer größeren deutschen Stadt zeigten Uhl und Schaule (2004) die starke Zunahme heterotropher Bakterien (KBE) auf. Als Ursache wurde die Verbindung aus

erhöhten Temperaturen und langen Aufenthaltszeiten vermutet. Ein gehäuftes Auftreten (potenziell) pathogener Mikroorganismen wurde nicht festgestellt.

Auf Basis eines ausführlichen Messprogramms in einer Wasserversorgung einer größeren kanadischen Stadt sowie statistischer Auswertungen, fanden Francisque u. a. (2009) deutliche Hinweise auf einen fördernden Einfluss der Temperatur auf das Auftreten heterotropher Bakterien (KBE). In einer zusammenfassenden Darstellung von LeChevallier (2003) wird das Auftreten von coliformen Bakterien bei Temperaturen über 15°C als signifikant erhöht beschrieben. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass dieser Temperaturwert vom Versorgungssystem abhängig ist. In Versorgungssystemen welche üblicherweise niedrige Wassertemperaturen aufweisen, kann solch ein vermehrtes Auftreten von coliformen Bakterien, durch eine eventuelle Anpassung und somit besseres Wachstum bei niedrigeren Temperaturen, bereits bei ungefähr 10°C erfolgen.

Auf Basis einer einjährigen Untersuchung an verschiedenen Punkten einer Wasserversorgung beobachteten Pinto u. a. (2014) saisonale Muster der Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft, die auf Schwankungen der Temperatur und der Wasserzusammensetzung (Mischung von Ressourcen) zurückgeführt werden konnten. In einem Versuch (Verteilungssysteme im Labormaßstab) zur Ermittlung der Auswirkungen eines möglichen Trinkwasser-Kälterückgewinnungssystems auf die mikrobiologische Qualität fanden Ahmad u. a. (2020) keine relevanten Veränderungen bei erhöhten Temperaturen (bis zu 25°). Erst ab einer Temperaturerhöhung von 16°C auf 25°C, ausgelöst durch das Kälterückgewinnungssystem, konnte ein verstärktes Auftreten von *Pseudomonas spp.* nachgewiesen werden. Der mituntersuchte Biofilm zeigte bei höheren Temperaturen eine höhere Aktivität (Bestimmung der Konzentration an Adenosintriphosphat) und eine veränderte Artzusammensetzung, die jedoch als unkritisch beschrieben wird.

Die Studie „Sicherung der Trinkwasserqualität bei der Wasserverteilung bei veränderten Bodentemperaturen“ von Grobe, Wagner, und Wingender (2014) konnte in Untersuchungen am realen Verteilungssystem keine Verschlechterungen der mikrobiologischen Parameter nach deutscher Trinkwasserverordnung feststellen (weder Gesamtzellzahl noch hygienisch relevante Bakterien). Veränderung betrafen dagegen die Biofilme, die bei höheren Temperaturen größere Wachstumsraten aufwiesen (insbesondere auf PE- und EPDM-Oberflächen).

Während sich die genannten Untersuchungen auf die übergeordnete Wasserverteilung konzentriert haben, widmet sich eine Reihe von Studien der Situation in Trinkwasserinstallationen von Gebäuden. Dieser Bereich der Verteilung weist mehrere Charakteristika auf, die in übergeordneten Netzabschnitten weniger dominant sind. So besteht etwa ein hohes Verhältnis von Oberfläche zu Volumen, eine je nach Verbrauch oft deutlicher erhöhte Aufenthaltszeit und ein extremerer Temperaturgang (National Research Council u. a. 2006). Lautenschlager u. a. (2010) untersuchen die Auswirkungen von Stagnationsphasen in Hausinstallationen. Sie beschreiben die Temperatur zwar als wichtigen Faktor, allerdings dürfte das Ausmaß von Wiederverkeimungen eher durch die Stagnationsdauer und das Rohrmaterial geprägt gewesen sein.

Während es unbestritten ist, dass die Temperatur ein wesentlicher Einflussfaktor für das Auftreten und die Vermehrung von verschiedenen Mikroorganismen ist, so ist die Abschätzung der Auswirkungen von langfristig steigenden Temperaturen bzw. periodisch auftretenden Hitzewellen auf Basis vorhandener Untersuchungen im realen Versorgungssystem schwierig, da die Temperatur nur einen von mehreren dynamischen und teils interagierenden Faktoren wie die Nährstoffverhältnisse, die hydraulischen Bedingungen sowie die Anwesenheit von Desinfektionsmitteln (Prest u. a. 2016) darstellt.

5 Materialien und Methoden

Auswertung externer Datenbestände

Im Rahmen des Projekts wurden von mehreren externen Stellen Datenbestände bezogen. Einerseits hydrologische Daten zu Messungen der Boden bzw. Grundwassertemperatur, andererseits Auszüge aus den Trinkwasserbefund-Datenbanken der Länder Steiermark, Oberösterreich und Niederösterreich.

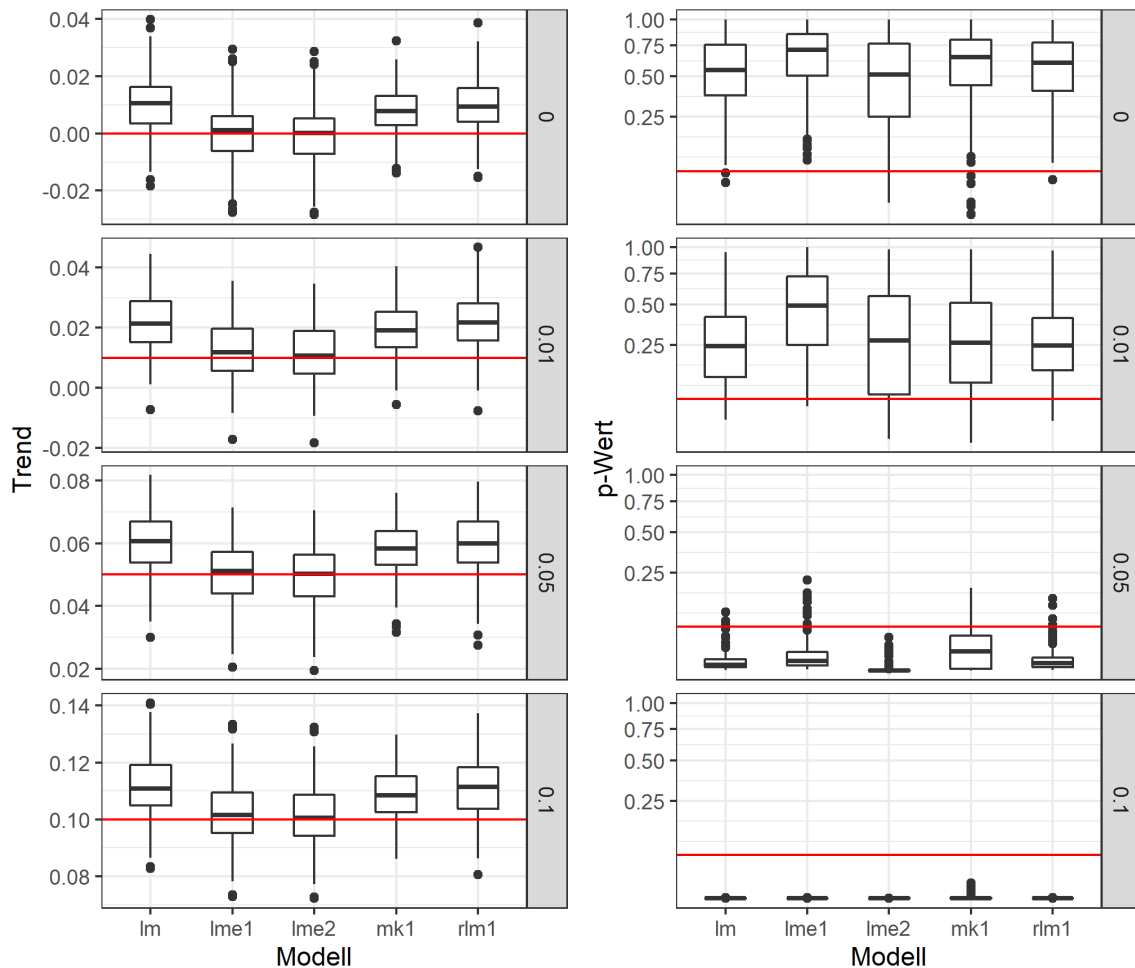
5.1 Temperaturdaten

5.1.1 Trendanalyse

Ein häufig durchgeführter Test zur Ermittlung von zeitlichen Trends ist der sogenannte nicht-parametrische Mann-Kendall-Test. Die Standardvariante des Tests setzt die Unabhängigkeit der Messwerte voneinander für die korrekte Bestimmung der p-Werte (Trend-Signifikanz) voraus. Eine Annahme, die bei vielen Zeitreihen verletzt ist, da zeitlich nahe beieinander liegende Werte deutlich ähnlicher zueinander sind als weiter auseinander liegende Werte (Butler 2015). Dies bezeichnet man als Autokorrelation. Da es bei Vorliegen einer Autokorrelation zu verzerrten p-Werten kommen kann, wird die Standardvariante des Tests modifiziert. Eine Möglichkeit ist die Modifikation nach Hamed und Rao, die in der vorliegenden Arbeit angewandt wird (Hamed und Ramachandra Rao 1998). Neben dem Vorliegen eines Trends ist die Größe des Trends von entscheidendem Interesse. Ein robuster Schätzer ist die sogenannte Sen's Slope, die im R-Paket „modifiedMK“ implementiert und mit den Ergebnissen des genannten Tests ausgewiesen wird.

Über den genannten Mann-Kendall-Test hinaus werden auch verschiedene weitere Ansätze eingesetzt. Dazu zählt die klassische lineare Regression („stats::lm“), eine Form der robusten linearen Regression („MASS:rlm“) und ein gemischtes Modell („lme4::lmer“). Zur Abschätzung der Leistungsfähigkeit wurde im Vorfeld eine Simulationsberechnung auf Basis von trend- und saisonalitätsbehafteten und mit einem normalverteilten Rauschen überlagerten Zeitreihen durchgeführt. In einem ersten Ansatz wurde eine einzelne Zeitreihe (Abbildung 1) betrachtet und in einem weiteren die Überlagerung von mehreren Zeitreihen.

Abbildung 1: Methodenvergleich anhand künstlich erzeugter Zeitreihen (10 Jahre mit verschiedenen Trendniveaus)



Das gemischte Modell mit Einbeziehung des „Monats“ als zufälligem Faktor schneidet insgesamt am besten ab, da es den saisonalen Effekt gut erfasst und damit den Trend unverzerrt beschreibt. Im Fall der anderen Ansätze, welche den Faktor „Monat“ nicht als zufälligen Faktor einbeziehen, erzeugt die Saisonalität am Beginn und Ende der Zeitreihe ein Wertepaar, das den Trend in diesem speziellen Fall über das vorgegebene Maß erhöht. Der modifizierte Mann-Kendall-Test erreicht bei bereits sehr kleinen Trends (0,01°C/a) einen hohen Anteil an signifikanten Ergebnissen, allerdings sind auch die falsch-positiven Ergebnisse erhöht (vorgegebener Trend gleich Null).

5.2 Befunddatenbanken

Nach Vorgabe der österreichischen Trinkwasserverordnung besteht für Wasserversorger die Pflicht zur regelmäßigen Untersuchung des Trinkwassers in mikrobiologischer und chemisch-physikalischer Hinsicht. In mikrobiologischer Hinsicht werden dabei unter anderen die Indikatorparameter koloniebildende Einheiten (KBE pro ml) bei 22°C und 37°C Bebrütungstemperatur nach EN ISO 6222 (Plattengussverfahren) sowie coliforme Bakterien (Coliforme pro 100 bzw. 250 ml) nach EN ISO 9308-1 (Membranfiltration) oder EN ISO 9308-2 (MPN-Verfahren) erfasst. Die Bestimmung der KBE dient einer allgemeinen Erfassung mikrobiologischer Veränderungen und kann etwa Hinweise auf Verunreinigungen des Wassers nach der Aufbereitung oder langen Stagnationszeiten liefern. Die Bebrütung bei verschiedenen Temperaturen soll das auftretende Keimspektrum erweitern, wobei 37°C in etwa der menschlichen Körpertemperatur entsprechen. Coliforme Bakterien sind eine sehr heterogene Gruppe von Enterobakterien, die auch Gattungen umfassen, die außerhalb des Darmtraktes vorkommen und damit keine Indikatoren für eine fäkale Verunreinigung darstellen (Feuerpfeil und Botzenhart 2008). Das Auftreten von Coliformen kann verschiedene Ursachen haben und muss nicht immer auf einen (aktuellen) Eintrag von außerhalb hindeuten (Biofilme, Mobilisierung aus Ablagerungen) (UBA 2009). Für die genannten mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion – auch für die KBE – gilt jedenfalls, dass nur ein sehr geringer Teil aller im Wasser vorkommenden und vermehrungsfähigen Bakterien erfasst wird (Van Nevel u. a. 2017).

Die Befunde aus den Trinkwasseruntersuchungen werden auf Landesebene von den Behörden erfasst. Im Rahmen dieser Studie wurden unterschiedlich umfangreiche Datenbestände aus Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark in anonymisierter Form ausgewertet, die neben den genannten mikrobiologischen Parametern auch physikalisch-chemische Parameter (Temperatur, Gesamthärte etc.) und betriebliche Informationen (z.B. Vorhandensein einer Desinfektionsmaßnahme) enthalten. Es besteht eine gewisse Unsicherheit bezüglich der Vergleichbarkeit der Daten aus den verschiedenen Bundesländern, da nicht klar ist, ob die Kategorisierung der Probenahmestellen in Netzproben, Speicher etc. einheitlich vorgenommen wurde.

Ziel der vorliegenden Auswertung ist es, anhand dieses Datenbestandes Charakteristika (Trends bzw. jährliche Verteilung) der mikrobiologischen Parameter und der Temperatur zu beleuchten sowie ausgewählte Einflussfaktoren auf die mikrobiologischen Parameter modellhaft zu erfassen. Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf dem Bereich der Trinkwasserverteilung. Schwierigkeiten bei der Auswertung bereitet insbesondere die länderspezifische

Einteilung in verschiedene Typen von Probenahmestellen, weshalb die direkte Vergleichbarkeit nur eingeschränkt gegeben ist.

5.2.1 Datenumfang

5.2.1.1 Niederösterreich

Die Datenlieferung des Bundeslandes Niederösterreich ist die bei weitem umfassendste. Für die Untersuchung stehen insgesamt 255.000 Datensätze im Sinne von Untersuchungsergebnissen für eine einzelne Probe in anonymisierter Form zur Verfügung. Der Umfang für die einzelnen Parametern mit Indikatorfunktion weicht von der Gesamtsumme der Datensätze ab, da nicht bei jeder Probe jeder Parameter untersucht wurde.

Tabelle 3: Anzahl an Datensätzen nach Typ der Probenahmestelle (Niederösterreich)

PNS-Typ	Anzahl Datensätze
Aufbereitung (UV-Anlage, Nitratreduktion etc.)	47.500
Brunnen	32.200
Netz (Hausnetz, Ortsnetz)	117.000
Quelle	5.400
Schacht (Übergabe-, Übernahmeschacht)	14.300
Speicher (Tief-, Hochbehälter, Quellsammelschacht)	40.000
Summe	255.000

Bei Vergleich zwischen den Parametern mit Indikatorfunktion kann sich auch eine deutlich geringere Schnittmenge ergeben. Die Coliformen in 250/ml werden zum Zweck einer einheitlichen Analyse auf 100/ml umgerechnet. An zusätzlicher Information stehen im Wesentlichen der Bezirk, das Vorhandensein einer Desinfektionsanlage und der Typ der Probenahmestelle (PNS-Typ) zur Verfügung. Letzterer unterscheidet die folgenden Typen:

Tabelle 4: Anzahl an Datensätzen nach Parameter (Niederösterreich)

Parameter	Anzahl Datensätze
KBE bei 22°C [1/ml]	190.000
KBE bei 37°C [1/ml]	180.000
Coliforme [100/ml]	145.000
Coliforme [250/ml]	40.000
Temperatur [°C]	220.000
TOC [mg/l]	32.000

Der Zeitraum, für den Daten vorhanden sind, reicht im Wesentlichen von 1991 bis 2019, wobei die meisten Daten ab Beginn der 2000er Jahre vorliegen.

5.2.1.2 Oberösterreich

Der für die Untersuchung, in anonymisierter Form, zur Verfügung gestellte Datenbestand beinhaltet insgesamt 44.700 Datensätze im Sinne von Untersuchungsergebnissen für eine einzelne Probe. Für die Auswertungen werden nach Auswahl der Versorgungsbereiche und des Zeitraums (2013-2018) 19.100 Datensätze (davon 14.300 Proben aus dem Verteilnetz) einbezogen. Die Probenahmestellen (PNS-Typ) werden in folgende Typen unterschieden:

Tabelle 5: Anzahl an Datensätzen nach Typ der Probenahmestelle (Oberösterreich)

PNS-Typ	Anzahl Datensätze
Brunnen	8.900
Netz (Hausnetz, Ortsnetz)	23.000
Wasserwerk	10.000
unbekannt	2.800
Summe	44.700

Der Umfang an Einzelwerten für die Parametern mit Indikatorfunktion für die jeweiligen Proben variiert auch in Oberösterreich. Für die vorliegende Untersuchung sind relevant:

Tabelle 6: Anzahl an Datensätzen nach Parameter (Oberösterreich)

Parameter	Anzahl Datensätze
KBE bei 22°C [1/ml]	16.600
KBE bei 37°C [1/ml]	16.500
Coliforme [100/ml]	16.600
Temperatur [°C]	16.000
TOC [mg/l]	3.200

5.2.1.3 Steiermark

Der für die Untersuchung, in anonymisierter Form, zur Verfügung gestellte Datenbestand beinhaltet insgesamt 17.800 Datensätze im Sinne von Untersuchungsergebnissen für eine einzelne Probe. Für die Auswertungen werden nach Auswahl der Versorgungssystembereiche und des Zeitraums (2017-2018) 8.600 Datensätze (davon 7.300 Proben aus dem Verteilnetz) einbezogen. Die Probenahmestellen (PNS-Typ) werden in folgende Typen unterschieden:

Tabelle 7: Anzahl an Datensätzen nach Typ der Probenahmestelle (Steiermark)

PNS-Typ	Anzahl Datensätze
Brunnen	1.000
Quelle	600
Speicher (Tief-, Hochbehälter, Quellsammelschacht)	2.800
Versorgungsanlage	11.300
Andere/unbekannt	2.100
Summe	17.800

Der Umfang an Einzelwerten für die Parametern mit Indikatorfunktion für die jeweiligen Proben variiert auch in Oberösterreich. Für die vorliegende Untersuchung sind relevant:

Tabelle 8: Anzahl an Datensätzen nach Parameter (Steiermark)

Parameter	Anzahl Datensätze
KBE bei 22°C [1/ml]	8.500
KBE bei 37°C [1/ml]	8.500
Coliforme [100/ml]	8.100
Temperatur [°C]	5.500
TOC [mg/l]	3.600

5.2.2 Auswertemethoden

Eine Eigenheit der Befunddaten besteht in der ungleichen Verteilung der Probennahmen innerhalb eines Jahres. Im Frühjahr und Herbst werden überproportional viele Proben gezogen. Jährliche Kennzahlen (etwa Mittelwerte der Temperatur) werden daher erst für jedes einzelne Monat berechnet und anschließend durch Mittelwertbildung (arithmetisches Mittel) für das jeweilige Jahr zusammengefasst. Damit soll die unterschiedliche Probenanzahl im Jahresverlauf berücksichtigt werden, da jeder Monat mit dem gleichen Gewicht in den Jahreswert eingeht. Die Berechnung der Trends basiert auf der Anwendung einer linearen Regression („lm“, Paket „stats“) bzw. einer (ausreißerrobusten) linearen Regression („rlm“, Paket „MASS“).

Zur Modellierung der Abhängigkeit der mikrobiologischen Parameter von anderen Parametern werden zwei Modellansätze gewählt, die in den folgenden Abschnitten kurz beschrieben werden. Die mikrobiologischen Parameter werden dabei grundsätzlich als Zähldaten aufgefasst (Francisque u. a. 2009). Im vorliegenden Fall handelt es sich dabei um häufig kleine Werte und einen hohen Anteil an Null-Werten. Die weithin bekannte lineare Regression ist für diesen Fall weniger gut geeignet, da die Voraussetzung von normalverteilten Residuen (auch nach Transformation der Daten) nicht erfüllt werden kann (Fahrmeir, Kneib, und Lang 2009).

5.2.2.1 Logistische Regression

Die logistische Regression dient der Modellierung diskreter abhängiger Variablen. Hier wird insbesondere die binomiale logistische Regression für binäre abhängige Variablen (zwei Ausprägungen) angewandt. Zu einer binären Ausprägung gelangt man, indem die abhängige

Variable (mikrobiologischer Parameter) durch Vergleich mit dem jeweiligen Indikatorparameterwert laut Trinkwasserverordnung (KBE bei 22°C: 100, KBE bei 37°C: 20, Coliforme: 0) in Überschreitung bzw. Nicht-Überschreitung umgewandelt wird. Die Modellgleichung lautet (Fahrmeir, Kneib, und Lang 2009):

$$\log \left(\frac{P(y_i = 1)}{1 - P(y_i = 1)} \right) = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_k x_{ik}$$

Dabei können als unabhängige Variablen sowohl qualitative (Vorhandensein einer Desinfektionsanlage etc.) als auch quantitative Größen (Temperatur etc.) Eingang finden. Die Schätzung der Modellparameter in „R“ erfolgt mittels der Funktion „glm“ aus dem Paket „stats“.

5.2.2.2 Regression für Zähldaten

Ein weiterer Ansatz bestand in der Anwendung von Modellen auf Basis der Poisson bzw. negativen Binomialverteilung, auch als Regressionsmodelle für Zähldaten bezeichnet. Dabei werden im Unterschied zum ersten Ansatz die mikrobiologischen Werte (vereinfacht) nicht als binäres Ergebnis (Überschreitung und Nicht-Überschreitung) betrachtet, sondern als Zähldaten (0, 1, 2, ...). Zu Vergleichszwecken wurden verschiedene Modellvarianten getestet, nähere Informationen finden sich unter Gonzales-Barron u. a. (2010) oder Francisque u. a. (2009). Wie im Fall der Trendanalyse wurden auch hier einzelne sehr hohe Werte vor der Modellanwendung entfernt. In der Umsetzung mit „R“ wurden unter anderem die Funktionen „glm“ (Paket „stats“) und „glm.nb“ (Paket „MASS“) angewendet.

Messkampagne

5.3 Messstellen und Temperaturlogger

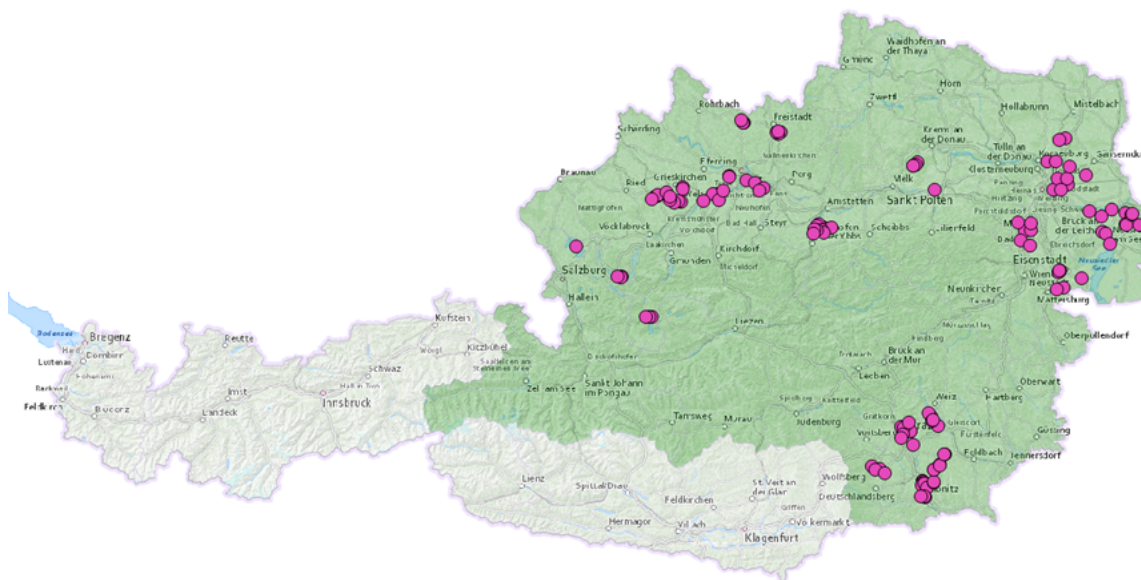
Das Probenahmeprogramm umfasste insgesamt 123 Probenahmestellen bei 22 Wasserversorgungen (Abbildung 2), die im Zeitraum eines Jahres vier- bis fünfmal beprobt wurden. Daraus ergab sich ein Abstand von drei Monaten zwischen den einzelnen Beprobungen. Die mikrobiologischen Untersuchungen beinhalteten an jeder Probenahmestelle die Ermittlung der Gesamt- und Intaktzellzahl mittels Durchflusszytometrie, das Wachstumspotential (Lagerungsversuche zur Ermittlung der biologischen Stabilität), herkömmliche Kultivierungen

(KBE bei 22°C und 37°C Bebrütungstemperatur) sowie die erweiterte Koloniezahl mittels R2A-Agar. An ausgewählten Stellen (71) wurde darüber hinaus zweimal ein DNA-Sequenzierungsverfahren (High-Throughput-Sequencing (HTS)) zur Erfassung der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft jeweils bei relativ kalten und warmen Wassertemperaturen angewandt. An weiteren 100 Stellen wurden zur Unterstützung des Systemverständnisses Proben für die Durchflusszytometrie gezogen. Bei allen Probenahmen wurden vor Ort die Parameter Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH, Redox und Sauerstoffgehalt bestimmt. Im Labor erfolgte zusätzlich eine Messung mittels UV-VIS-Spektroskopie (SAK bei 254nm, Trübung, NO₃-N). Einzelne Wasserversorgungen zogen in regelmäßigen Abständen selbst Proben und übermittelten diese für durchflusszytometrische sowie spektrometrische Messungen an das Labor des Institutes für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz. Dabei wurden auch Vorort-Parameter bestimmt, die zumindest Temperatur und Leitfähigkeit umfassten.

Die wesentlichen Überlegungen bei der Planung des Messprogramms bezogen sich auf die Abdeckung einer größeren Bandbreite von Wasserversorgungen gerade hinsichtlich der Versorgungsstruktur (urbane Wasserversorger, Fernwasserversorger und ländliche Wasserversorger) sowie auf die Erfassung des Temperatureffekts. Idealerweise wies ein beprobtes Versorgungsnetz sehr homogene Verhältnisse in Bezug auf die Ressource auf (eine einzelne Ressource mit geringer zeitlicher Schwankung der Qualitätseigenschaften). Die Beprobung zu verschiedenen Zeiten des Jahres (mit unterschiedlichen Temperaturen) diente dann der Erfassung des Temperatureffekts (bei sonst gleichen Bedingungen).

Sofern die Wasserversorgungen keine eigenen kontinuierlichen Temperaturmessungen durchführten, wurde an den Probenahmestellen des Kern-Programms auch Temperatur-Logger installiert. Insgesamt kamen hier 103 Logger zum Einsatz.

Abbildung 2: Übersicht der Probenahmestellen



5.3.1 Verwendete Temperaturlogger und Einbausituation

Die installierten Temperaturlogger vom Typ HOBO Pro v2 sind jeweils mit zwei Temperatursensoren ausgestattet. Ein interner Sensor im Gehäuse, und ein externer Sensor der mittels Kabel angebunden ist. Für die Messung der Wassertemperatur kam ausschließlich der externe Sensor zur Anwendung. Bei diesem handelt sich um einen NTC Sensor mit einem Messbereich von -40°C bis 100°C , einer Genauigkeit von $\pm 0,21^{\circ}\text{C}$ (0°C bis 50°C) und einer Auflösung von $0,02^{\circ}\text{C}$ (bei 25°C). Als Messintervall wurden 30 Minuten gewählt, wobei die zeitliche Auflösung insbesondere bei Hausanschlüssen nicht ausreichend war und auf 10 Minuten verkürzt werden musste. Die Auslesung der Daten erfolgte alle drei Monate mittels Laptops und „Optic USB Base Station“ der Firma HOBO.

Der Einbau der Temperatursensoren erfolgte wo möglich mittels Tauchhülse aus Edelstahl in den Rohrleitungen, um möglichst direkt in den Strömungsbereich des Wassers zu gelangen. In Abbildung 3 sind diese Einbausituation eine Tauchhülse dargestellt.

Abbildung 3: Einbau der Temperatursensoren mittels Tauchhülse



Da allerdings nicht an allen Stellen entsprechende Einbaumöglichkeiten vorhanden waren, wurde an metallischen Rohrleitungen der Sensor direkt an der Rohroberfläche angebracht und mittels mindestens 3 cm Schaumstoffisolierung gegenüber Temperatureinflüssen von außen abgeschirmt. Bei Hausanschlüssen wurde der Sensor in der Regel auf einem Absperrventil aus Messing unmittelbar vor bzw. nach dem Hauswasserzähler angebracht. Zwei Beispiele für diese Einbauart sind in Abbildung 4 dargestellt. Bei allen verbauten Temperaturloggern (in Tauchhülsen und an metallischen Oberflächen) wurde zur Verbesserung der Temperaturübertragung Wärmeleitpaste aufgetragen.

Abbildung 4: Einbau der Temperatursensoren auf metallischen Oberflächen (links) und auf Absperrventilen (rechts)

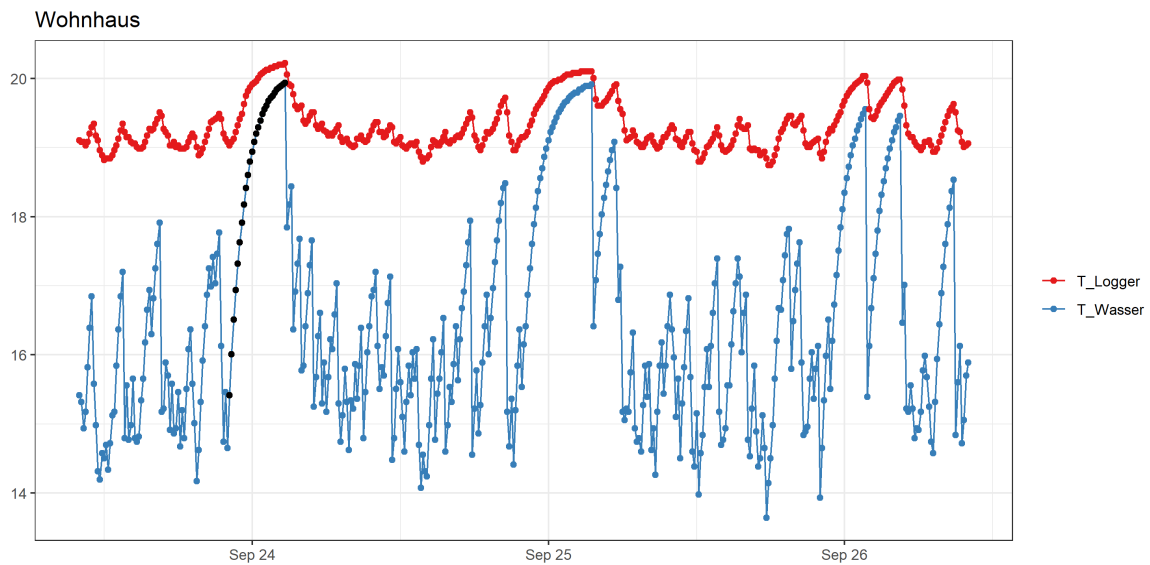


5.4 Auswertung der Temperaturlogger-Daten

5.4.1 Datenbereinigung

Die grundsätzliche Zielsetzung bei der eingesetzten Temperaturmessung besteht in der Erfassung der Temperaturentwicklung in der Trinkwasserverteilung. Die Situierung von Temperaturloggern etwa in Haushalten (Nähe Wasserzähler) bringt das Problem einer sehr dominanten Beeinflussung des Messwertes durch die Umgebungsbedingungen am Messort mit sich. Nur bei Verbrauchszeiten ist davon auszugehen, dass die aufgezeichnete Temperatur immer stärker jener entspricht, die im umgebenden Netzbereich vorherrscht. Bei Vorhandensein eines Temperaturunterschieds zwischen der Temperatur im Leitungsnetz und der Umgebungstemperatur am Messpunkt, welche im Datenlogger erfasst wird, können Verbrauchszeiten identifiziert werden. Während Stagnationsphasen kommt es zu einer (normalerweise raschen) Angleichung der Wassertemperatur (Temperatursensor) an die Umgebungstemperatur (Abbildung 5). Umgekehrt divergiert die Wassertemperatur wieder von der Umgebungstemperatur sobald Wasser verbraucht wird.

Abbildung 5: Exemplarischer Verlauf der Umgebungstemperatur (T_Logger) und der Wassertemperatur (T_Wasser) in einem Wohnhaus



Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Messdaten daher dahingehend bereinigt, dass innerhalb bestimmter Zeitfenster die jeweils am stärksten von der Umgebungstemperatur divergierenden Messwerte als repräsentativ herangezogen wurden. Zusätzlich wurden einzelne Ausreißer entfernt, wodurch eine weitergehende Glättung der Zeitreihen erreicht wird.

5.4.2 Temperaturprognose

Die Bodentemperatur läuft der Lufttemperatur nach und dies umso mehr je tiefer die betrachtete Bodenschicht liegt. Ein Temperaturimpuls („Hitzewelle“) braucht also einige Zeit bis er den Tiefenbereich der Trinkwasserleitungen erreicht. Auf Basis der aktuellen Lufttemperatur (bzw. einer zusätzlichen Prognose) und der aktuellen Temperatur des Trinkwassers sollte demnach eine Prognose der Trinkwassertemperatur möglich sein. Dies sollte auch umso besser funktionieren, je geringer der betriebliche Einfluss und je deutlicher ein Messpunkt von klimatischen Randbedingungen geprägt ist. Die in dieser Arbeit angewandte Modellbeziehung auf Basis einer multiplen linearen Regression verwendet für die Prognose der zukünftigen Wassertemperatur (abhängige Variable) die aktuelle Wassertemperatur sowie Lufttemperaturmessungen mehrerer Tage (unabhängige Variablen). Letztere decken dabei sowohl einige vergangene Wochen ab als auch – sofern vorhanden – Prognosewerte der Lufttemperatur (Wettervorhersage). Mittels Variablenselektion kann im Anschluss die Anzahl der Modellvariablen reduziert werden. Mit fortlaufender Beobachtungszeit vergrößert

sich die Anzahl der für die Modellanpassung zur Verfügung stehenden Werte, womit sich bis zu einem gewissen Grad auch eine fortlaufende Verbesserung der Ergebnisse einstellt. Eine Überprüfung der Modellgüte erfolgt mittels eines Vergleichs des prognostizierten und tatsächlich gemessenen Wertes in Form der mittleren absoluten Abweichung.

Beschreibung der verwendeten mikrobiologischen Methoden

5.5 Mikrobiologische Untersuchungsmethoden

5.5.1 Koloniezahlbestimmung

Die Kultivierung von in einer Wasserprobe vorhandener Mikroorganismen stellt die konventionelle Methode der mikrobiellen Überprüfung nach ISO Normen dar. Hierbei wird ein repräsentativer Teil einer Probe auf verschiedenen Nährmedien verteilt und bei unterschiedlichen Temperaturen inkubiert (Hefeextrakt-Agar bei 22°C und 37°C, R2A-Agar bei 27°C). Die nach definierter Inkubationszeit (24 Stunden – 7 Tage) sichtbaren Kolonien sind aus einer einzelnen koloniebildenden Einheit (KBE) entstanden und entsprechen daher jedenfalls einem vermehrungsfähigen Organismus. R2A-Agar ist ein sehr nährstoffarmes Medium, welches insbesondere das Wachstum schwer kultivierbarer Wasserorganismen fördert. Anwachsene KBE auf diesem Agar stellen damit eine zusätzliche Information dar, welche die Aussagekraft der Kultivierbarkeit steigert.

5.5.2 Durchflusszytometrie

Die Durchflusszytometrie (DFZ) ist eine sehr vielseitige Messmethode, die etwa abseits der Mikrobiologie in der Medizin breite Anwendung findet. Sie beruht auf der Markierung von Zellen in einer flüssigen Probe mit einem fluoreszierenden Farbstoff sowie der anschließenden strömungstechnischen Vereinzelung und Abtastung mit einem Laserstrahl.

Je nach verwendetem Protokoll zur Probenvorbereitung sind neben der Bestimmung der Anzahl von Zellen in einem Volumen (Gesamtzellzahl TCC) auf Basis des Farbstoffs SYBR Green 1 (S) beispielsweise Aussagen über die Stoffwechselaktivität oder Membranintegrität möglich. Letzteres beinhaltet die Bestimmung der Intaktzellzahl (ICC) auf Basis der Farbstoffkombination SYBR Green 1 und Propidiumiodid (SP) und repräsentiert die Anzahl der noch intakten Zellen pro ml.

5.5.3 Wachstumspotentialbestimmung

Das Konzept der biologischen Stabilität im Rahmen der Trinkwasserversorgung besteht aus der Forderung, dass es während der Verteilung zu keinen negativen Veränderungen der mikrobiologischen Beschaffenheit des Wassers kommt. Die Beurteilung stützt sich dabei insbesondere auf das generelle Wachstum von Mikroorganismen. Trinkwasser, in dem es zu einer starken Vermehrung letzterer kommt, kann nicht als biologisch stabil bezeichnet werden.

In der vorliegenden Untersuchung wurde der Ansatz des sogenannten „Wachstumspotentials“ (WP) angewandt, ein Ansatz, der auf die Quantifizierung der mikrobiell verwertbaren organischen Substanz abzielt und eine auf der DFZ beruhende Methode zur Beschreibung der bakteriellen Wachstumsdynamik von Wasserproben im Zuge eines Lagerungsversuchs der (unbehandelten) Probe darstellt. Eine Abschätzung dieses Wachstumspotentials kann auf Basis von Probenlagerungsversuchen in Verbindung mit einer durchflusszytometrischen Zellzahlbestimmung gewonnen werden. Um unerwünschte Einflüsse der Probenahme, des Transports und der Lagerung zu vermeiden, werden an den gesamten Ablauf der Untersuchung besonders hohe Ansprüche gestellt. So müssen etwa die verwendeten 100ml-Glasgebinde mit Schliffstopfen nicht nur steril, sondern auch frei von organischen Rückständen sein, die als Nahrungsquelle für Mikroorganismen dienen könnten. Schon geringste Mengen an organischem Kohlenstoff bieten Grundlage für eine beträchtliche Anzahl an neuen Zellen. Dies wird durch Erhitzung der Glasgebinde bei 550 °C erreicht. Die Abfüllung der Probe erfolgt vor Ort, die randvoll gefüllten Gebinde werden mittels Schliffstopfen sofort (luftdicht) verschlossen und bis zum Ende der Lagerung nicht mehr geöffnet. Um mögliche Lichteinflüsse, wie etwa die Anregung von DNA-Reparaturmechanismen, gerade im Fall von mit UV behandelten Proben zu vermeiden, muss auf sehr geringe Lichtexposition der Proben bei Probenahme, Transport und Lagerung geachtet werden.

Der Vergleich der TCC vor der Lagerung (extra Probengebinde) und nach der Lagerung kann als Indikator der Wachstumsdynamik der Probe angesehen werden. Als Lagerungstemperatur wurde einheitlich für alle Proben 22°C gewählt, da sie einerseits der Bebrütungstemperatur der KBE bei 22°C entspricht und andererseits die erwartbare obere Grenze der Temperaturen im Verteilnetz gut abbilden sollte. Für einzelne Proben mit besonders hohen Temperaturen bei der Probenahme wurden zusätzlich auch Lagerungen bei 27°C durchgeführt. Die Lagerungsdauer betrug 7 und 14 Tage, wobei jedes Gebinde nur ein einziges Mal gemessen wurde (stets im Dreifachansatz). Für die Auswertung der Ergebnisse wurde im Regelfall das Verhältnis von Lagerungszellzahl zu Ausgangszellzahl, d.h. die relative Zellzahlveränderung, verwendet.

5.6 Mikrobiom-Bestimmung mittels DNA-Sequenzierung

Durch methodische Entwicklungen der vergangenen Jahre ist es möglich geworden, die Zusammensetzung mikrobieller Gemeinschaften umfassend und in hoher Auflösung zu untersuchen. Insbesondere sogenannte High-Throughput-Sequencing (früher als Next-Generation-Sequencing-Methoden – NGS bezeichnet) erlauben es dabei, einen sehr detaillierten Einblick in das Mikrobiom verschiedener Wasserproben zu erhalten. Klassische kultivierungsabhängige Verfahren, wie z.B. die Plattenkultivierung, weisen weniger als 1 % der im Wasser vorkommenden Organismen nach, über 99 % bleiben bei dieser Methode unberücksichtigt.

Bei HTS-Verfahren wird aus einer Probe die DNA eines Markergens, in der Regel das 16S rRNA Gen, angereichert und anschließend in einem Sequenzierungsgerät identifiziert, in dem Millionen DNA-Sequenzen simultan erfasst werden können. Die so erhaltenen Sequenzen können dann mittels taxonomischer Sequenzdatenbanken einzelnen Organismen zugeordnet werden, wodurch die relative Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft in einer Probe ermittelt werden kann. Durch Kombination mit Verfahren, die die Zellzahl der Probe bestimmen (z.B. Durchflusszytometrie) können diese relativen Anteile zu absoluten Werten hochgerechnet werden und ermöglichen so eine verbesserte Aussagekraft.

Um die DNA-Extraktion zu ermöglichen, wurden 5 L Wasser zunächst über einen sterilen PES-Membranfilter (Polyethersulfon, Porendurchmesser 0,2 µm) mittels Anlegen eines Vakuums filtriert. Die Membranfilter wurden in einem Röhrchen bis zur weiteren Verarbeitung bei -80 °C gelagert. Die in dem Membranfilter gesammelten Zellen wurden mit einem DNA-Extraktionskit (MOBIO PowerWater DNA Isolation Kit, inzwischen DNeasy PowerWater, Qiagen) zunächst mittels Beads (kleinen Kugeln) mechanisch ausgeschlagen, sowie die Zellen gleichzeitig mittels Lysispuffer lysiert und die DNA extrahiert. Die DNA wurde bis zur weiteren Verwendung bei -20 °C gelagert. Um die DNA zu quantifizieren wurde ein Qubit™ 2.0 Fluorometer sowie ein Qubit™ dsDNA HS Assay Kit (ThermoFischer Scientific) nach Anweisung verwendet. Für die Sequenzierung wurde die variable V3/V4 Region des 16S-rRNA-Gens in zwei PCR-Schritten amplifiziert. Zunächst wurde die primerspezifische Region der DNA vervielfältigt (Amplicon-PCR), anschließend wurden an jedes Ampliconprodukt zwei Barcodes angehängt (Index-PCR), um die später erhaltenen Sequenzen den Proben zuordnen zu können. Mit jedem PCR Lauf wurde eine Negativkontrolle, welche statt DNA-Extrakt DNA-freies-Wasser enthielt, mitgeführt. Nach der PCR wurden die Proben mit einem Cleanup Kit (Cycle Pure Kit, S Line, PeqGOLD) nach Anleitung aufgereinigt. Zur Überprüfung der

Reinheit der PCR Produkte wurde eine Gelelektrophorese durchgeführt: Eine klar abgegrenzte, gut sichtbare einzelne Bande indiziert eine erfolgreiche PCR. Die Konzentration der DNA wurde erneut mittels QubitTM gemessen, um das Volumen für die anschließende PCR zu bestimmen. Die für die Index-PCR verwendete DNA-Menge betrug 20 ng. Abhängig von der DNA-Konzentration wurde das Volumen daher entsprechend angepasst. Für jede einzelne Probe wurde eine andere Kombination aus Primer N und Primer S verwendet, um die Sequenzierungsergebnisse anschließend wieder den Proben zuordnen zu können. Nach der Index-PCR wurden die Proben erneut aufgereinigt, eine Gelelektrophorese durchgeführt und bei einer deutlich sichtbaren und klar abgegrenzten Bande die DNA-Konzentration gemessen. Abschließend wurde ein Aliquot jeder Probe mit 10 mM TRIS-Puffer auf eine Konzentration von 12 ng/ μ l verdünnt, von jedem Aliquot wurden 5 μ l in ein einziges Tube überführt, welches die sogenannte Library darstellt. Die Qualität der Library wurde erneut mit einer Gelelektrophorese sowie einer DNA-Konzentrationsmessung überprüft und abschließend im Vienna Bio Center auf einem Illumina-MiSeq mit dem Reaktionskit V3, 2x300 bp sequenziert. Die bioinformatische Auswertung erfolgte mittels R unter Anwendung von QIIME 2, DADA2 und phyloseq. Der taxonomische Abgleich erfolgte gegenüber der SILVA 132 Datenbank.

5.7 Datenauswertung mikrobiologische Probenahmen

Im Rahmen der Untersuchungen wurden wie beschrieben wiederholt Proben an ausgewählten Netzstellen verschiedener Wasserversorger gezogen und mikrobiologisch analysiert. Weitere physikalisch-chemische Parameter wurden vor Ort bzw. im Labor erhoben. Die Daten weisen daher eine Gruppierung (Probenahmestelle und Wasserwerk) auf, die in der Auswertung Berücksichtigung finden sollte. Die Werte, die an einer Probenahmestelle erhoben werden, sind zueinander ähnlicher als zu Proben an anderen Stellen des gleichen bzw. an Stellen eines anderen Wasserversorgers. Die wesentliche Zielsetzung der Auswertung bestand in der Überprüfung des Zusammenhangs zwischen mikrobiologischen und allen weiteren Parametern, insbesondere der Temperatur. Als Modellansätze wurden eine herkömmliche lineare Regression („lm“), eine robuste lineare Regression („rlm“), generalisierte additive Modelle („gam“), gemischte Modelle („lme“, „lmer“) sowie generalisierte additive gemischte Modelle („gamm“) angewandt. Gemischte Modelle haben den Vorteil, dass die Gruppenstruktur als zufälliger Faktor Eingang finden kann. Additive Modelle haben die Eigenschaft, dass nicht-lineare Zusammenhänge zwischen der abhängigen und der unabhängigen Variablen mittels nicht-parametrischer Glättungsfunktionen berücksichtigt werden können.

Anhand eines simulierten Datensatzes, der nach Probenahmestelle gruppierte Werte (je 4) enthielt, wurden verschiedene Modelle vorab getestet (Ergebnisse nicht dargestellt). Da sich die Probenahmestellen auf vorgegebene Weise dabei deutlich in ihrem mittleren TCC-Niveau unterscheiden, macht die Normierung auf das mittlere TCC-Niveau je Probenahmestelle den positiven Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und TCC sichtbar. Nicht zuletzt aus diesem Grund wird die genannte Normierung in der Modellierung der „echten“ Daten mitberücksichtigt. Die konkrete Auswahl eines Modells erfolgt in der vorliegenden Arbeit unter Berücksichtigung der „Einfachheit des Modells“, von sachlogischen Überlegungen und automatisierten Modellselektionsalgorithmen (auf Basis des BIC) und der Prüfung der Modellvoraussetzungen (Zuur u. a. 2009) (Faraway 2016).

Nur ein Teil der Messstellen im Untersuchungsprogramm bietet weitgehend homogene Untersuchungsbedingungen. Viele Messpunkte erhalten Wasser aus unterschiedlichen Ressourcen bzw. werden von einer sehr dynamischen Ressource versorgt. Dadurch erhöht sich die Streuung der Messdaten und die Detektion eines etwaig vorhandenen Effekts der Temperatur wird schwieriger zu erzielen. Daher wurden im Zuge der Auswertungen auch Teildatensätze analysiert, die aus relativ homogenen Messpunkten bestehen (Auswahl etwa nach konstanter elektrischer Leitfähigkeit etc.).

Modellierung der Temperaturentwicklung im Leitungsnetz

Im Rahmen der Modellierung der Trinkwassererwärmung im Leitungsnetz wurden verschiedene frei zugängliche Softwarepakete verwendet, die im Folgenden kurz beschrieben werden. Allen Softwarepaketen ist dabei gemein, dass die Verarbeitung ihrer Ergebnisse bzw. ihre Ausführung auf einfache Weise in eine (skriptbasierte) Programmierung (R) eingebunden werden kann. Die Elemente des entwickelten Modells sowie die Modellanwendungen werden in Abschnitt 7 beschrieben.

5.8 EPANET-MSX

EPANET-MSX ist eine Erweiterung von EPANET, welches für die hydraulische Modellierung von Wasserverteilnetzen Verwendung findet. EPANET-MSX erweitert dabei die Möglichkeiten von EPANET hinsichtlich der Modellierung der Reaktionskinetik mehrerer Stoffe und ist ebenso frei zugänglich (<https://www.epa.gov/water-research/epanet>). Wenngleich nicht in

erster Linie für die Modellierung der Temperaturentwicklung im umgebenden Boden vorgesehen, können die Möglichkeiten des Programmpakets dahingehend genutzt werden.

Konzeptuell werden in EPANET-MSX oberflächengebundene Stoffe (Rohrinnenwand) und mit der Strömung transportierte Stoffe unterschieden. Letztere können dabei mit anderen Stoffen der freien Strömung, aber auch mit oberflächengebundenen Stoffen reagieren. Reaktionen werden hier in Form von differential-algebraischen Gleichungssystemen formuliert. Die algebraischen Gleichungen sind für vergleichsweise schnelle und reversible Reaktionen vorgesehen und ermöglichen damit einen numerisch effizienteren Berechnungsablauf. Die Transportmodellierung von EPANET-MSX basiert auf einer Lagrangesche Betrachtungsweise, d.h. einzelne Flüssigkeitspakete werden entlang ihres Fließweges verfolgt. Für die vorliegende Arbeit ist von Bedeutung, dass mit der einstellbaren (Zeitschritt für die Qualitätsberechnung) Segmentierung des Wasserstroms auch eine feinere Auflösung der Wandgrößen einhergeht.

Die Möglichkeit die Dynamik oberflächengebundener Stoffe zu modellieren, wird in der vorliegenden Arbeit genutzt, um den Wärmetransport im umgebenden Boden sowie den Wärmeaustausch zwischen Boden und Trinkwasser abzubilden. Das Heranziehen von EPANET-MSX für die Berechnung der Temperatur ist, wie bereits oben erwähnt, nicht neu, allerdings wurde dabei die Interaktion zwischen Boden und Trinkwasserleitungen nicht abgebildet (Blokker und Pieterse-Quirijns (2013), Eck, Saito und McKenna (2016) und Zlatanovic u. a. (2017)).

5.9 OpenFOAM

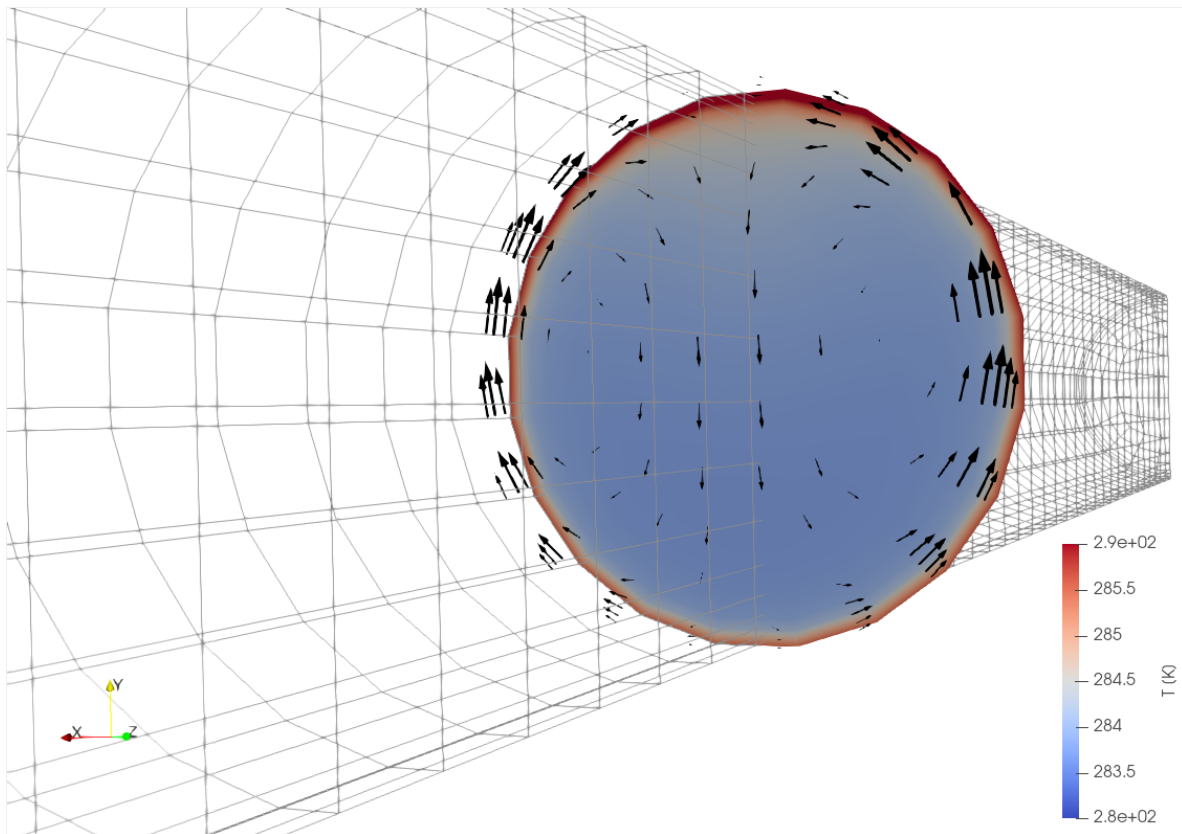
In vielen strömungstechnischen Fragestellungen ist die Frage des Wärmetransports zwischen Festkörper und Fluid von zentralem Interesse. Dabei bewirken Änderungen der Temperatur Änderungen verschiedener Flüssigkeitseigenschaften, die den Strömungsvorgang prägen (Viskosität, Dichte). Die CFD-Anwendung hat für die vorliegende Arbeit den Vorteil einer sehr detaillierten physikalischen Beschreibung des Wärmeaustausches im 3-dimensionalen Modell.

OpenFOAM (Open Source Field Operation and Manipulation) ist ein numerisches, freies Simulationssoftwarepaket (<https://cfd.direct/openfoam/>) für kontinuumsmechanische Probleme in 3D, wobei der Fokus auf Strömungsproblemen (CFD) liegt (Weller u. a. 1998). Es

werden eine große Anzahl an „Solvem“ für verschiedenste Problemstellungen zur Verfügung gestellt, deren Quell-Code aber auch nach eigenen Vorstellungen geändert werden kann. In der vorliegenden Arbeit wird ChtMultiRegionFoam verwendet – ein Solver für stationäre oder instationäre Strömungssimulationen unter Einbeziehung des Wärmetransports zwischen verschiedenen Phasen (fest/flüssig). Der Wärmetransport zwischen den Phasen ist als konjugierter Wärmeübergang implementiert, d.h. die Temperaturfelder in beiden Teilsystemen werden simultan gelöst (Herwig 2000).

Ein Vorteil der CFD-Modellierung liegt unter anderem darin, dass Auftriebseffekte Berücksichtigung finden können, etwa durch die Boussinesq-Approximation zur Einbeziehung von Dichteveränderungen (aufgrund von Temperaturänderung). Dies führt beispielsweise zur Möglichkeit „Sekundärströmungen“ sichtbar zu machen. Im Fall eines Rohres in warmer Umgebung steigt wärmeres und damit leichteres Wasser entlang der Rohrwandung nach oben und im Gegenzug kommt es zu einer Abwärtsbewegung in der Mitte des Rohres (Abbildung 6). Diese wenn auch geringen Strömungsvorgänge führen zu einem verstärkten Wärmeabtransport von der Rohrwand und damit auch zu einer erhöhten Wassererwärmung (Ludovisi und Garza 2013).

Abbildung 6: Temperaturverteilung und Geschwindigkeitsvektoren bei stagnierendem Wasser. Modellierung mit OpenFOAM und Verwendung der Boussinesq-Approximation



Wenngleich durch die offene, auf Erweiterung angelegte Gestaltung von OpenFOAM die Möglichkeit besteht den Programmcode um weitere Fähigkeiten (etwa den Wassertransport in einem ungesättigten Medium) zu erweitern, so übersteigt dies jedenfalls den Rahmen des vorliegenden Projekts. Die Änderungen der thermischen Eigenschaften des Bodens durch Änderungen im Wassergehalt bleiben daher unberücksichtigt. Auch wenn OpenFOAM den Berechnungsvorgang auf mehrere Rechenkerne verteilt, ist die Berechnung längerer Simulationszeiträume auch für kleinere Systemabschnitte (einzelne Rohrstränge) sehr zeitaufwendig. Damit ist diese Herangehensweise für die Berechnung ganzer Versorgungssysteme jedenfalls nicht geeignet.

5.10 Hydrus-1D

Hydrus wird für die Berechnung des Wasser-, Wärme und Stofftransportes in einem ungesättigten, porösen Medium verwendet (J. Simunek, M. Th. van Genuchten, und M. Sejna 2012). Die 1D-Variante ist frei zugänglich (<https://www.pc-progress.com>). Während zwar

eine Benutzeroberfläche für die Vorbereitung eines Berechnungsfalls und die Darstellung der Ergebnisse existiert, ist von besonderem Interesse, dass der In- und Output von Hydrus in der Form von textbasierten Dateien einfach zugänglich ist. Darüber hinaus kann Hydrus auch mit Hilfe der Befehlszeile gestartet werden. Diese Eigenschaften erlauben die Steuerung des Berechnungsablaufs, die Datenvorbereitung und -auswertung auf Basis der frei verfügbaren Programmiersprache „R“ (R Core Team 2019).

Hydrus bietet nicht nur die Möglichkeiten den Wassertransport im Boden zu berechnen, sondern im Fall vom Hydrus-1D zusätzlich die Möglichkeit über Verdunstungsformeln, die Tiefenverteilung von Pflanzenwurzeln und die Berücksichtigung von Niederschlag eine gleichsam meteorologische Randbedingung einzuführen. Dies ist gerade bei längeren Simulationszeiträumen ein Vorteil, da dort eine bedeutende Änderung des Bodenwassergehalts und damit der thermischen Eigenschaften zu erwarten ist.

6 Resultate externer Daten

Im Rahmen des Projekts wurden, wie oben beschrieben, Daten zu Messungen der Boden bzw. Grundwassertemperatur, andererseits Auszüge aus den Trinkwasserbefund-Datenbanken der Länder Steiermark, Oberösterreich und Niederösterreich bezogen und ausgewertet. Im Folgenden werden die Resultate dieser Auswertung dargestellt.

6.1 Trendanalyse Bodentemperaturmessstellen

Zur Analyse der erhaltenen Bodentemperaturdaten wurden nur aktuelle Zeitreihen (2019) mit einer Mindestlänge von 8 Jahren herangezogen. Insgesamt verblieben Daten von 14 verschiedenen Messstellen (eigene Messstellen-ID), die sich aber teilweise in räumlicher Nähe befanden (mehrere Messprofile an einem Standort). In den Messprofilen wurde die Temperatur meist in verschiedener Tiefe ermittelt. Lysimeter wurden aufgrund der unbekannt Art der Bepflanzung nicht berücksichtigt. Die meisten der Zeitreihen wiesen einen positiven Trend auf, der bei manchen Messprofilen beträchtlich war (Abbildung 7 und Abbildung 8).

Abbildung 7: Jährliche Temperaturänderung für Gruppen von Messpunkten (min. 5 verschiedene Standorte) in verschiedener Tiefe unter Verwendung der linearen Regression (lm), der robusten linearen Regression (rlm) und der quantilen Regression (rq)

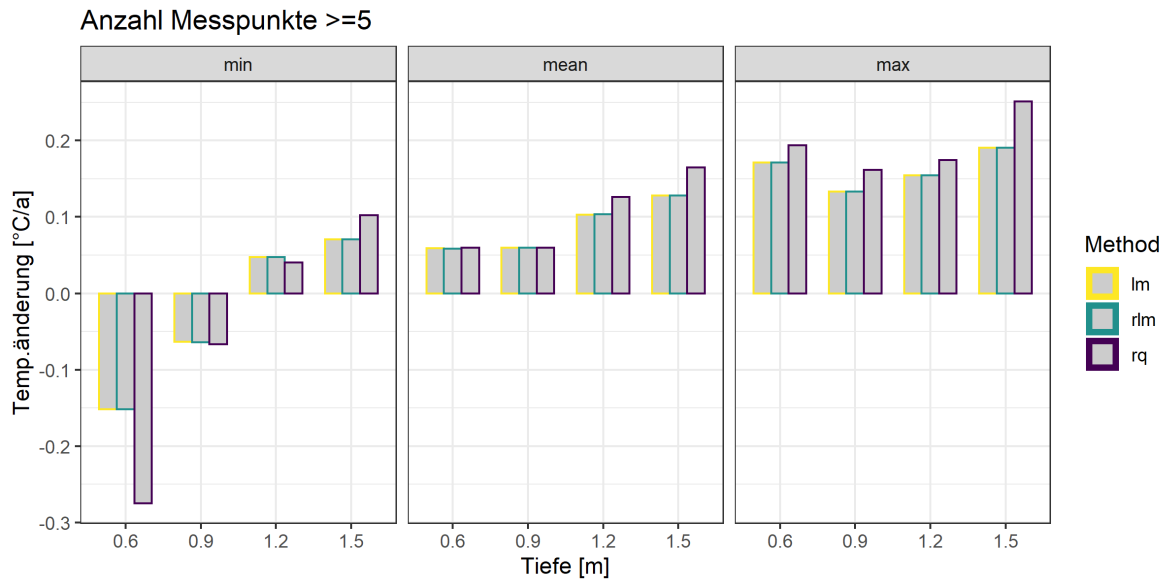
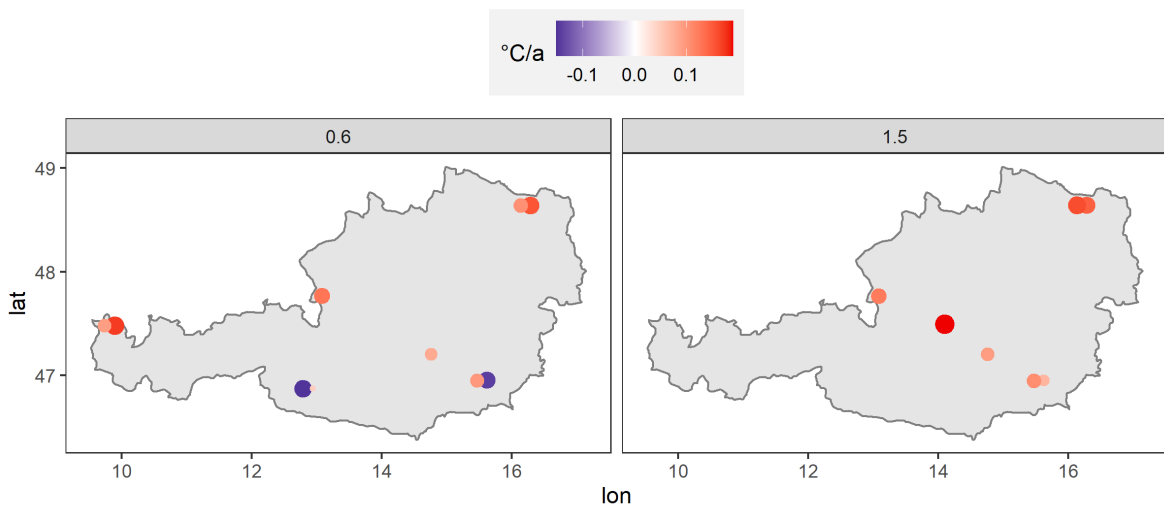


Abbildung 8: Räumliche Lage der Messprofile mit farblicher Markierung der Trends für die Tiefen 0,6 und 1,5 m



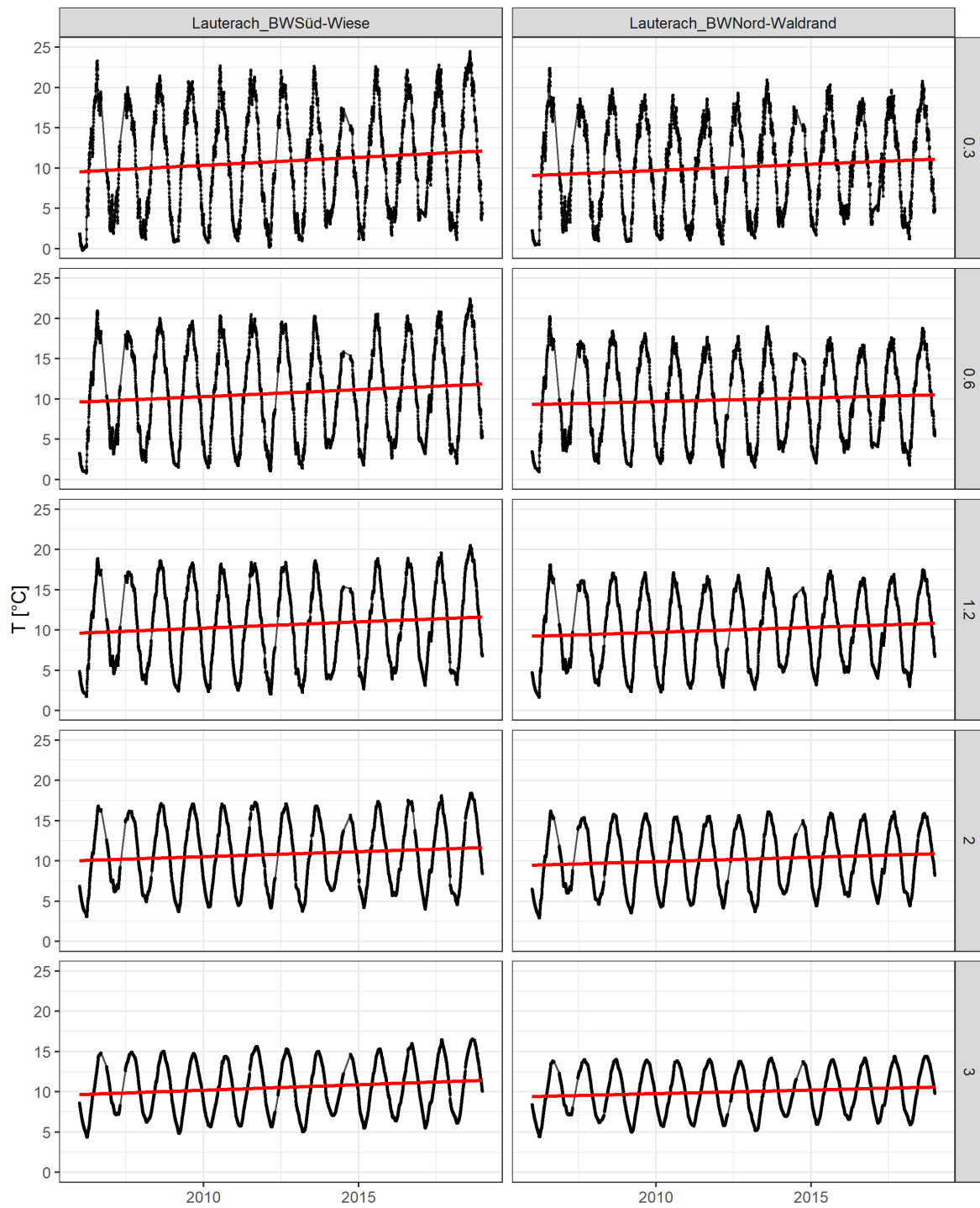
Die Analyse der in Abbildung 9 dargestellten Zeitreihen der Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen an zwei Standorten, zeigt eine, von der Tiefe unabhängige, etwas größere Amplitude der Jahrgänge der Bodentemperatur auf der Wiese als am Waldrand. Zudem fällt

der „r_{lm}“-Trend für die Probenahmestelle auf der Wiese in allen Tiefen größer als am Waldrand aus. Dies könnte in beiden Fällen auf eine erhöhte Exposition gegenüber meteorologischen Einflüssen auf der Wiese zurückzuführen sein. Beiden Probenahmestellen ist gemein, dass die Amplitude der Jahresgänge der Bodentemperatur als auch der Trend erwartungsgemäß mit der Tiefe und somit ansteigender Entfernung zu den meteorologischen Einflussfaktoren, abnimmt.

Aufgrund der hier zugrunde liegenden recht kleinen Datengrundlage ist im Unterschied zu den Grundwassertemperaturen (Kapitel 6.2) keine allgemeine Aussage möglich. Eine Erweiterung der Datengrundlage könnte die Heranziehung jener Wetterstationsdaten bilden, die auch die (oberflächennahe) Bodentemperatur erfassen.

Änderungen der Bodentemperaturen können Auswirkungen auf die Grundwasserqualität haben. Nach Riedel (2019) kann es etwa zu einer Änderung der Sorptionseigenschaften von organischen Kohlenstoffverbindungen im Boden kommen, die bei höheren Temperaturen zu einem Anstieg des DOC-Transportes ins Grundwasser führt.

Abbildung 9: Zeitreihen der Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen (0,3 bis 3m) an zwei Standorten in Lauterach (Waldrand und Wiese). Die rote Linie entspricht dem Trend („rlm“)



6.2 Trendanalyse Temperatur im Grundwasser

Die Temperaturen der Wasserressourcen können als Eingangsgrößen der Temperatur für Trinkwasserversorgungssysteme angesehen werden. Die zeitlichen Entwicklungen können aufgrund verschiedenster Messprogramme, bei denen die Temperatur jedenfalls miterfasst wird, gut abgebildet werden.

6.2.1 H2O-Fachdatenbank

Die in der Abbildung 10 verwendeten Grundwasserdaten wurden von der H2O-Fachdatenbank des Umweltbundesamts bezogen. Dabei wurden die Wassertemperaturdaten von österreichweit 2075 GZÜV-Messstellen, für den Zeitraum Anfang 2008 bis Ende 2018, berücksichtigt. Für die Trendanalyse wurden jene Messstellen gewählt, für die zumindest ein Messwert pro Jahr für die Jahre 2009 bis 2018 zur Verfügung steht. Damit verbleiben 1425 Messstellen im Datensatz. Bei den Karst- und Kluftmessstellen (167) besteht bei 5 Proben ein signifikant negativer Trend und bei 17 Proben ein positiver Trend. Bei den Porengrundwässern (1258) besteht bei 72 Messstellen ein signifikant negativer Trend (5,72%) und bei 269 ein positiver Trend (21,38%).

Abbildung 10: Trends der Grundwassermessstellen. Alle (obere Abbildung) und signifikant (unten). Zur besseren Farbdarstellung wurden die Werte nach oben und unten begrenzt

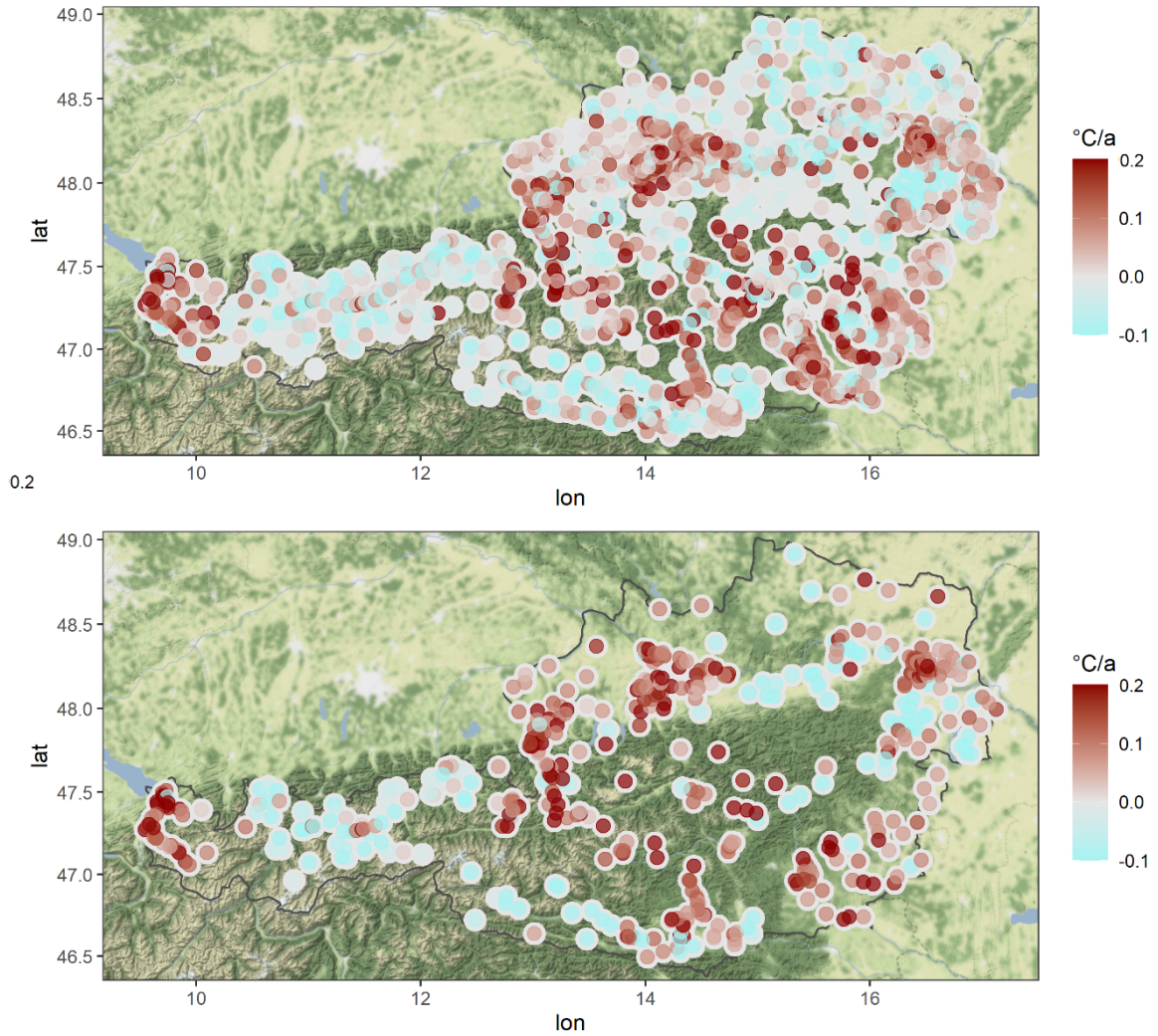
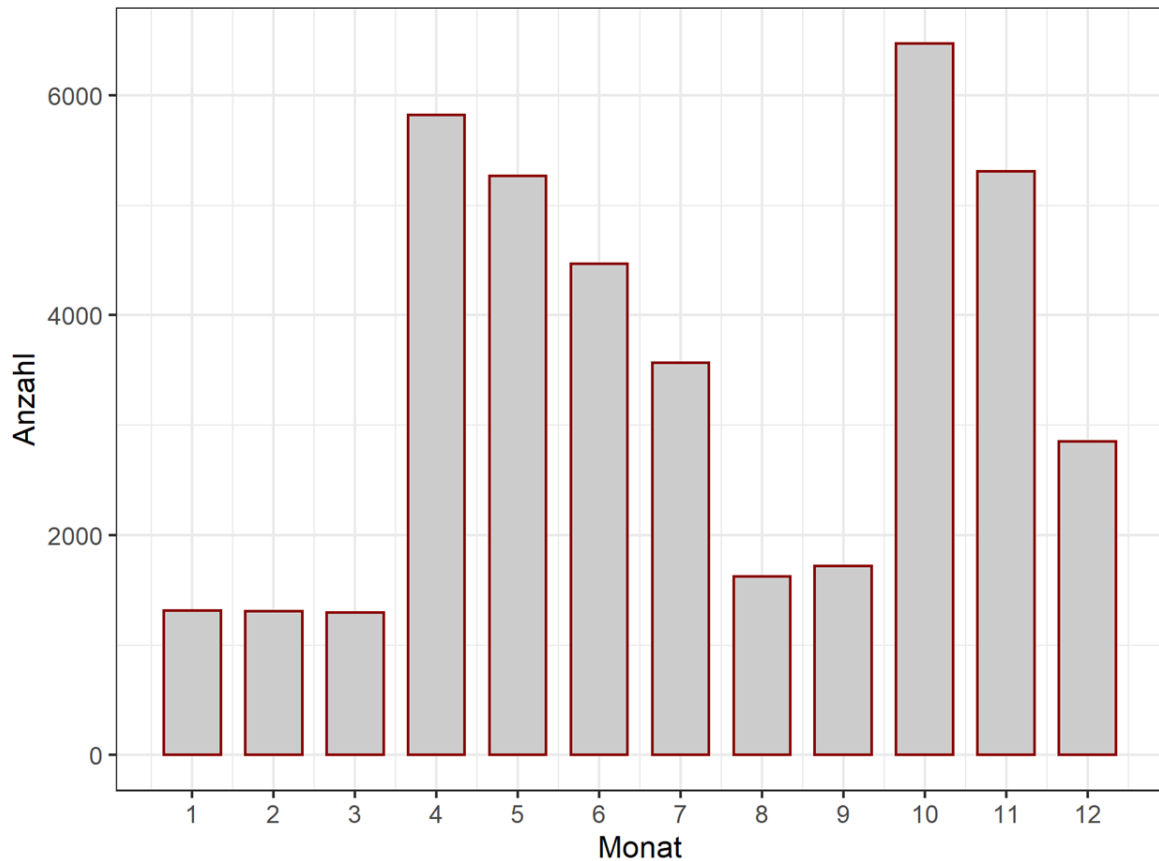


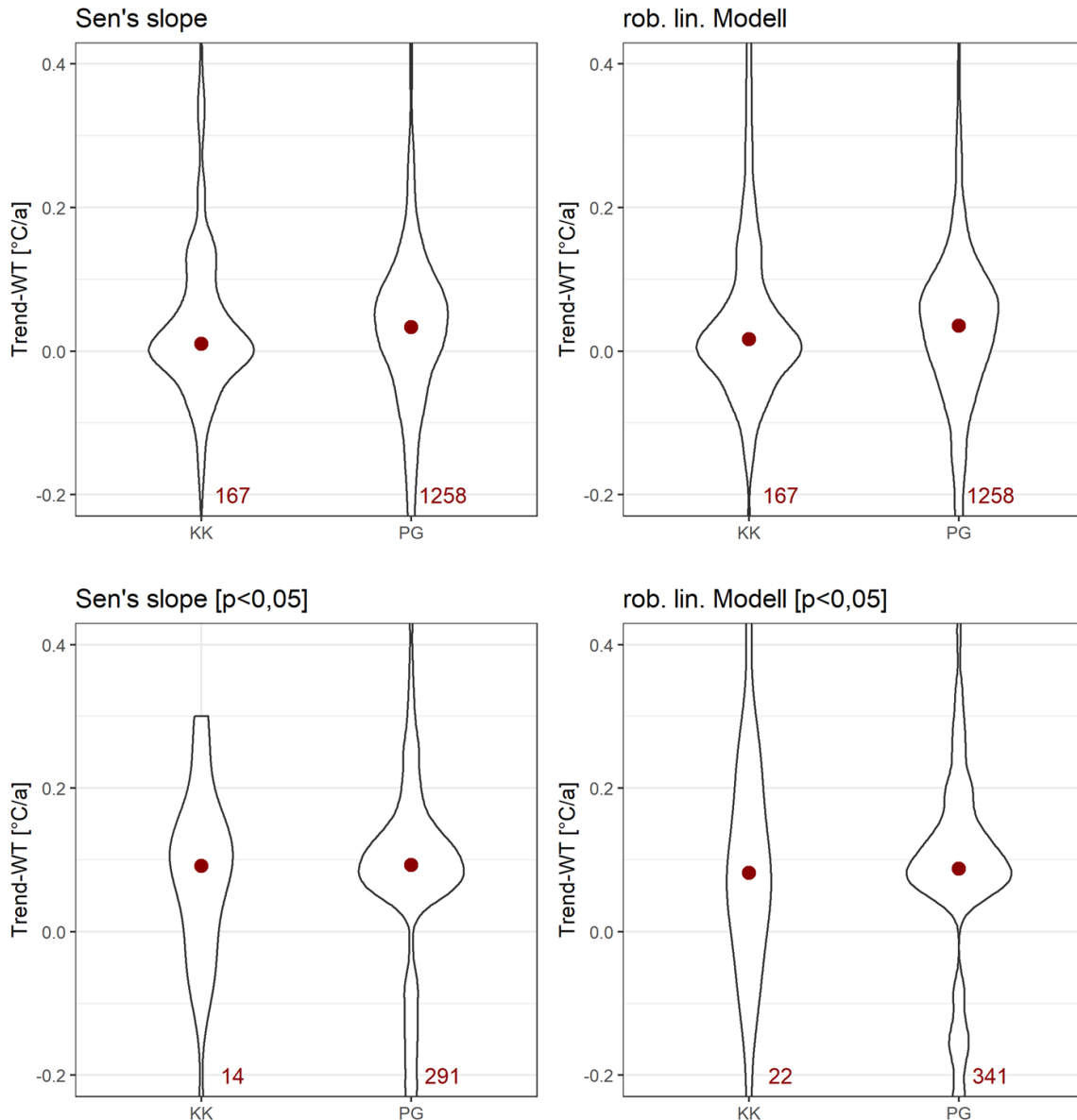
Abbildung 11: Verteilung der Grundwasserprobenahmen über ein Jahr (Zeitreihe 2008-2017)



Die Verteilung der Grundwasserprobenahmen über die Zeitreihe zeigt eine vermehrte Probenahme in den Monaten April bis Juli und Oktober bis Dezember. Dies deutet auf eine wohl hauptsächlich halbjährlich vorgenommene Probenahme im Frühjahr/Sommer und Herbst/Winter hin (Abbildung 11).

Der Median der Steigungen im robusten linearen Model („MASS::rlm“) beträgt $0,032^{\circ}\text{C}/\text{a}$, das 25%- bzw. 75%-Quantil $-0,032$ und $0,091^{\circ}\text{C}/\text{a}$. Der Median der signifikant positiven Trends beträgt $0,108^{\circ}\text{C}/\text{a}$, jener der negativen $-0,177^{\circ}\text{C}/\text{a}$.

Abbildung 12: Verteilung der Trends der Wassertemperatur für Karst- und Kluftquellen (KK) und Porengrundwässer (PG) nach verschiedenen methodischen Ansätzen. Alle Trends (obere Zeile) und signifikante Trends (untere Zeile)



Da für die meisten Probenahmestellen nur recht wenige Daten (mit ungleichförmiger PN-Verteilung über das Jahr) vorliegen und die Datenreihen insgesamt recht kurz sind, besteht die Gefahr, dass Trends nicht (als signifikant) erkannt werden. Wenngleich sich insgesamt ein klares Bild in Richtung einer Erwärmung abzeichnet, wurde für Dreiviertel der Messstellen kein signifikanter Trend ermittelt. Im Folgenden erfolgt für zwei Beispiele wichtiger Grundwasserkörper eine etwas adaptierte Analyse.

6.2.2 Trendanalyse Begleitgrundwasserstrom der Mur südlich von Graz

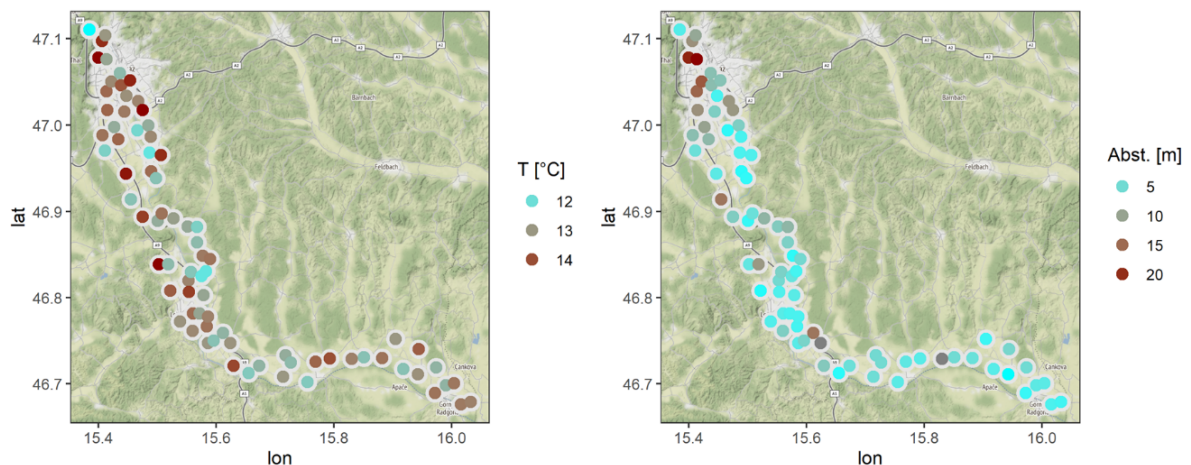
6.2.2.1 GZÜV-Daten

Für einzelne Messstellen stehen meist nur recht wenige Daten zur Verfügung. Insgesamt ergibt sich allerdings eine gute Abdeckung mit recht homogener Verteilung der Messpunkte für die Grundwasserkörper Grazer Feld, Leibnitzer Feld und Unteres Murtal (Abbildung 13). Zusätzlich sind Messwerte zu weiteren physikalisch-chemische Parametern vorhanden, deren Zusammenhang mit der Temperatur ebenfalls betrachtet wird.

6.2.2.1.1 Trends der Temperatur

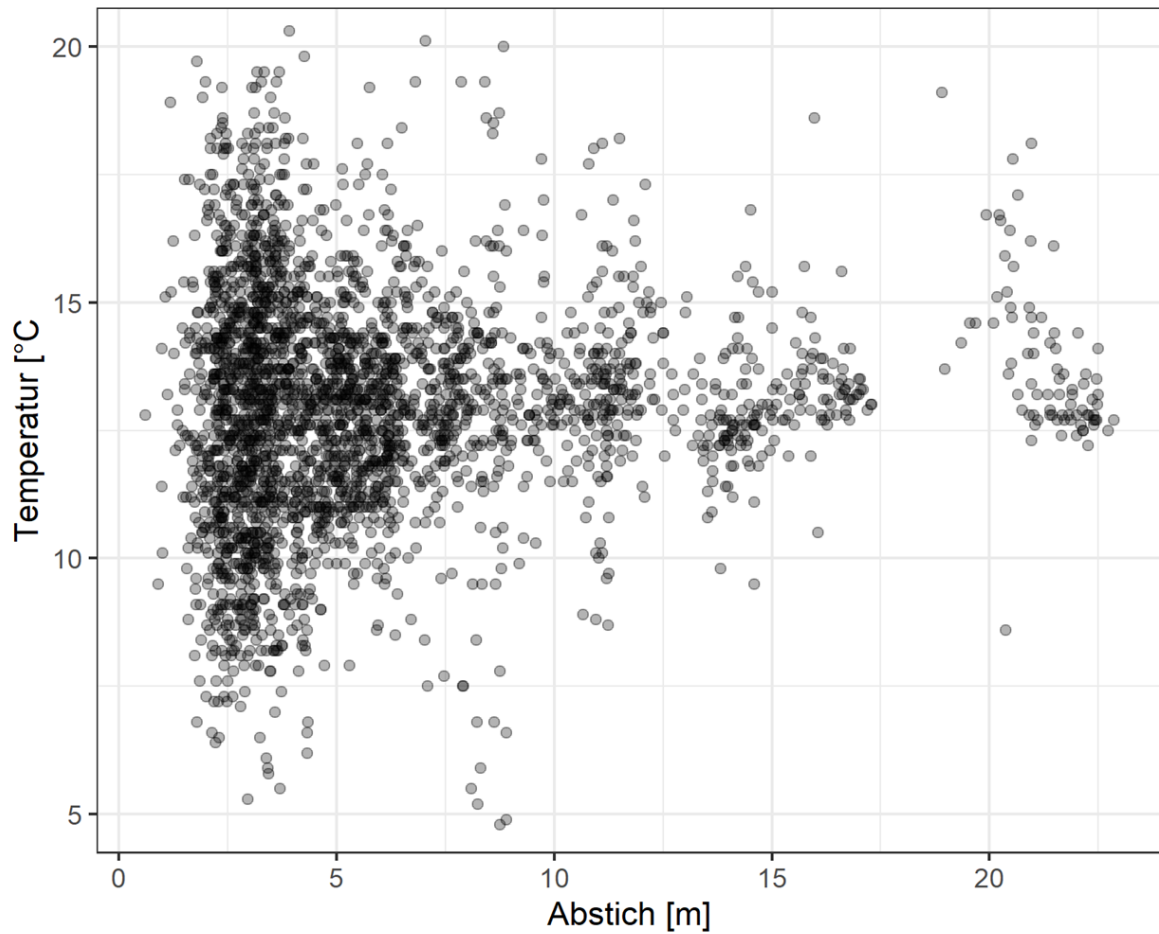
Für die Analyse der Temperaturentwicklung standen insgesamt 78 Messstellen mit insgesamt 3400 Werten bereit (Zeitraum 2008-2019). Viele der Messpunkte weisen einen geringen Abstich auf und sind dementsprechend als dynamischer hinsichtlich des Temperaturverlaufs und des Wasseralters einzuschätzen als jene mit größeren Abstichen (Humer, Brielmann, und Wemhöner 2015).

Abbildung 13: Lage der Messpunkte entlang der Mur ab Graz mit Mittelwerten der Grundwassertemperatur und des Abstichs



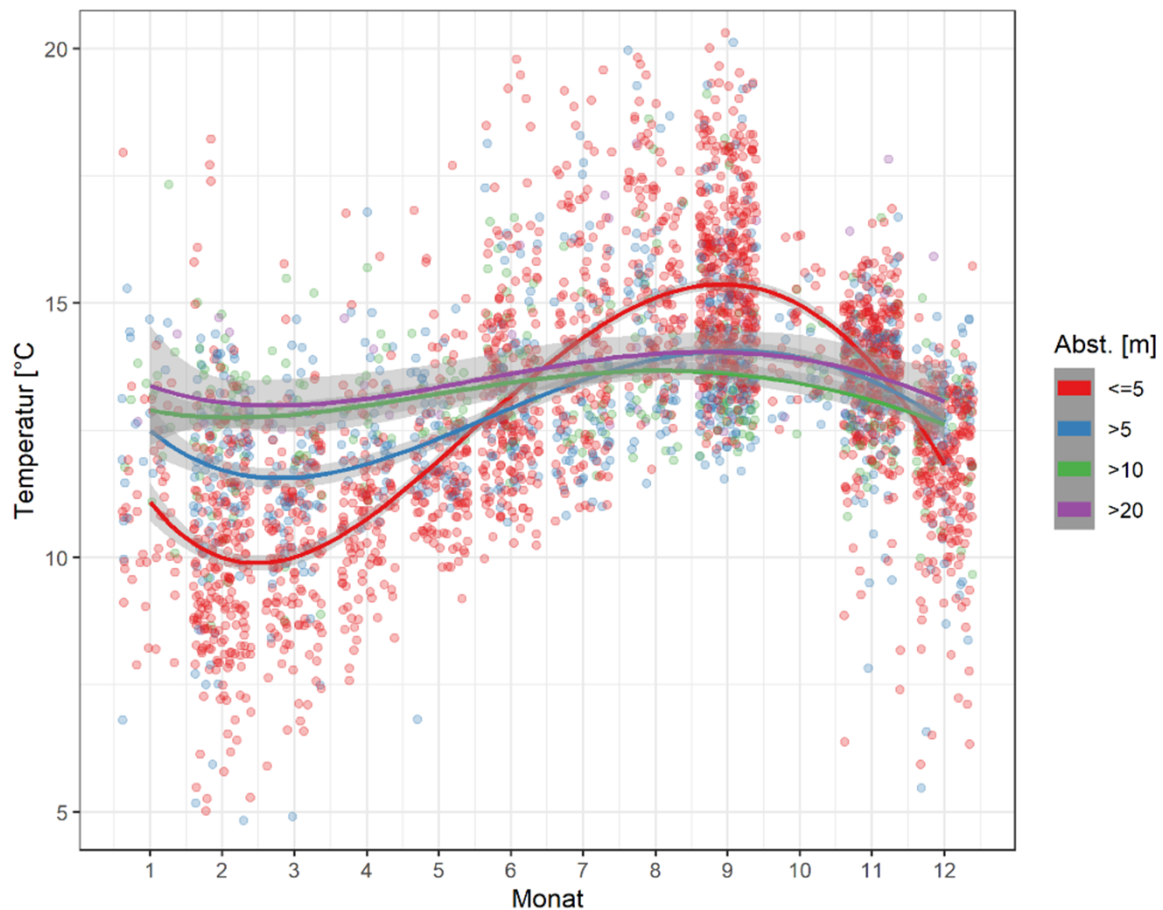
Die Abbildung 14 mit den Abstich-Daten zeigen einen klaren Zusammenhang der Temperaturdynamik mit der Tiefe.

Abbildung 14: Abhängigkeit der Temperaturschwankungen vom Abstich



Der jahreszeitliche Verlauf der Temperatur ist gerade für eher seichte Messpunkte sehr deutlich ausgeprägt (Abbildung 15). Die Differenz zwischen Minima und Maxima beträgt über 5°C, wobei das Maximum im September erreicht wird.

Abbildung 15: Verlauf der Temperatur über die Monate als Zusammenfassung der gesamten Zeitreihe (2008 – 2019)



Die Anwendung des linearen Regressionsmodells mit der Zeit und dem Abstich als erklärende Variablen ergibt einen signifikanten Trend von $0,0816^{\circ}\text{C}/\text{a}$. Auch das Abstichmaß ist signifikant. Die Anwendung eines robusten linearen Regressionsmodells ergibt einen etwas höheren Wert von $0,0913^{\circ}\text{C}/\text{a}$. Das gemischte lineare Modell mit „Monat“ als zufälligem Faktor „innerhalb“ der einzelnen Messstellen („nested“) und der Zeit als erklärender Variable weist eine Steigung von $0,0794^{\circ}\text{C}/\text{a}$ aus. Letzteres Modell berücksichtigt einen Versatz aufgrund der monatsweisen Schwankungen jeder einzelnen Messstelle sowie den Versatz zwischen den Wertenniveaus der verschiedenen Messstellen. Da die Identität der Messstellen wohl insbesondere gerade die Unterschiede im Abstichmaß inkludiert, wird die Hinzunahme des Abstichs ins Modell nicht vorgenommen.

Die Trends der Grundwassertemperatur für die analysierten Messstellen im Nahbereich der Mur sind also beträchtlich und entsprechen $0,8^{\circ}\text{C}$ pro Dekade für den Zeitraum 2008-2019.

6.2.2.1.2 Zusammenhang physikalisch-chemischer Parameter mit der Temperatur

Aus vorhandenen Untersuchungen ist bekannt, dass sich Temperaturänderung des Grundwassers (und des Bodens) auf die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Grundwassers auswirken. Im Rahmen der GZÜV-Untersuchungen werden zahlreiche Parameter erhoben, die ebenfalls online abrufbar sind. Im Folgenden werden für die gleichen Messstellen und den gleichen Zeitraum Zusammenhänge ausgewählter Parameter mit der Temperatur untersucht.

Der Sauerstoffgehalt nimmt bei Heranziehung des klassischen linearen Regressionsmodells um 0,144 mg/l pro °C ab. Das gemischte lineare Modell mit „Messstelle“ als zufälligem Effekt und der Wassertemperatur als erklärender Variable weist eine negative Steigung von -0,249 mg/l pro °C aus. In beiden Fällen ist der Trend signifikant. In Abbildung 16 ist der jährliche Verlauf des Sauerstoffgehalts dargestellt (Zusammenfassung der gesamten Zeitreihe). Man erkennt ein deutliches Minimum in der zweiten Jahreshälfte, das mit höheren Temperaturen zusammenfällt.

Der negative Zusammenhang zwischen pH und Wassertemperatur beträgt im einfachen linearen Regressionsmodell 0,006, im robusten Regressionsmodell 0,007 und im gemischten Modell 0,013 pro °C. (Abbildung 17).

Abbildung 16: Verlauf des Sauerstoffgehaltes über die Monate für die gesamte Zeitreihe (2008 – 2019)

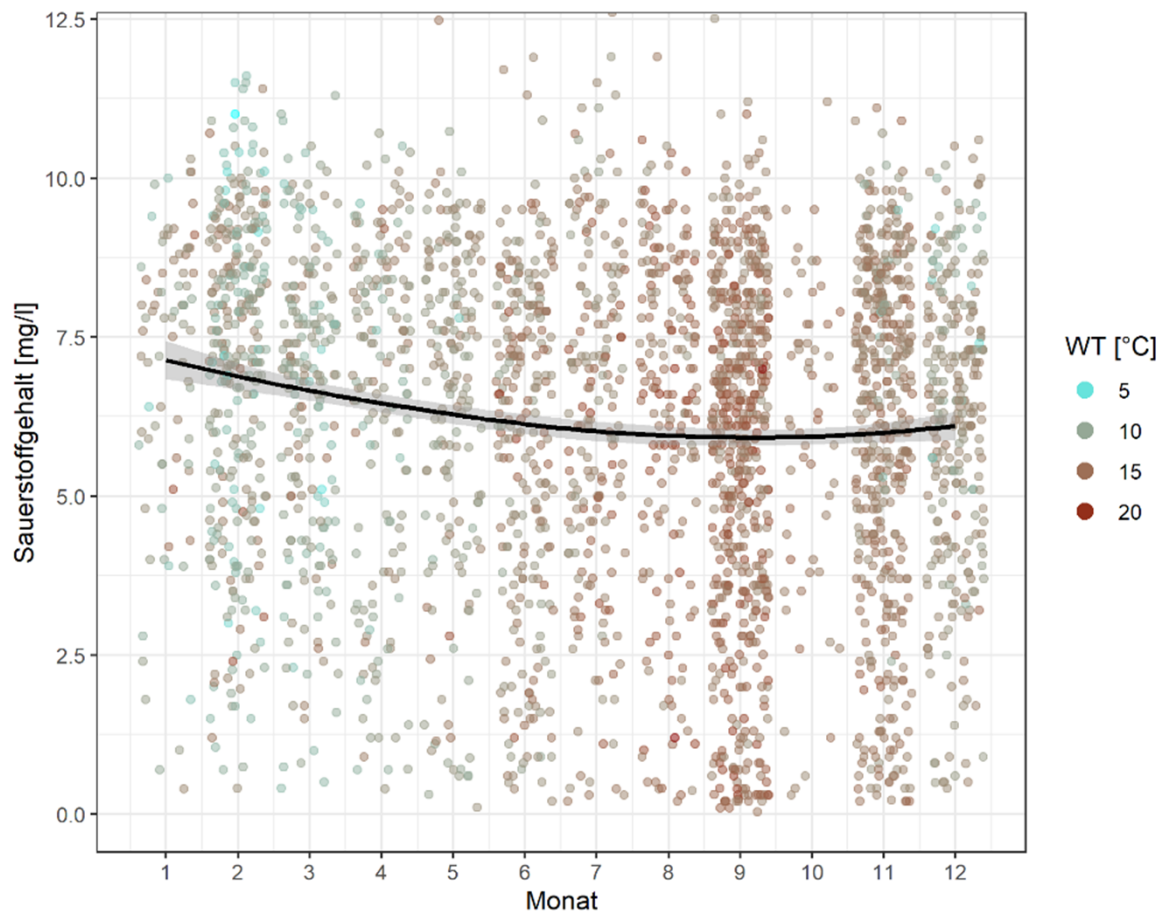
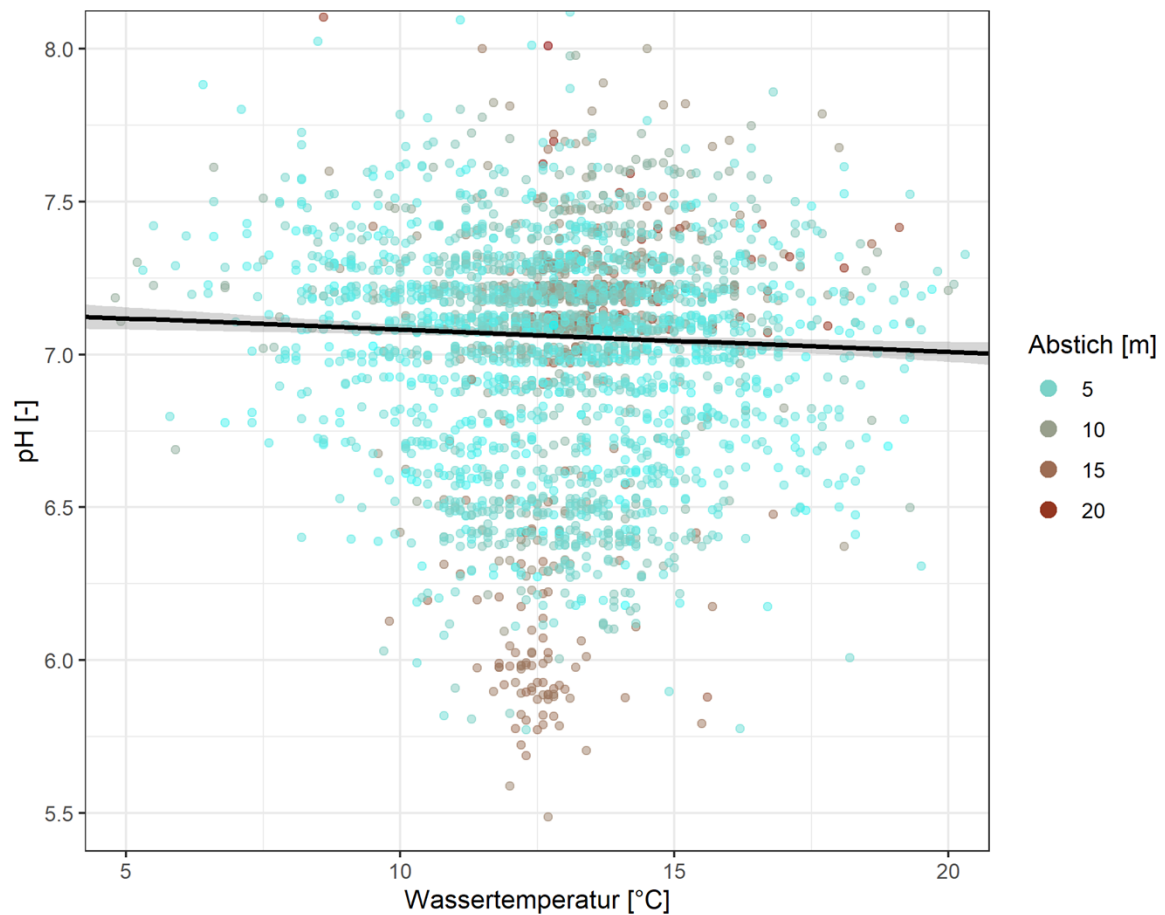


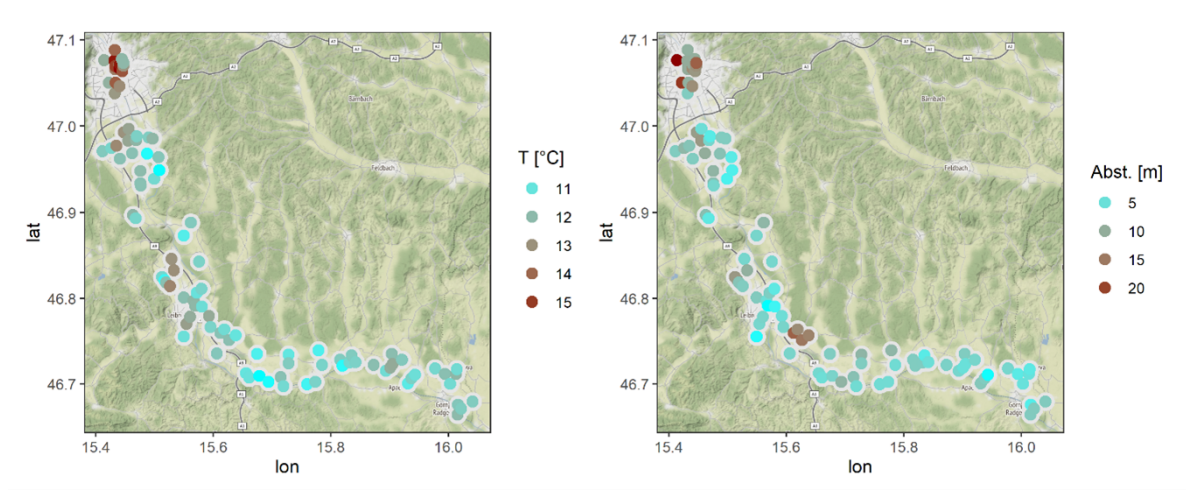
Abbildung 17: Streudiagramm der Wassertemperatur und des pH-Werts mit Trend („MASS:rlm“)



6.2.2.2 Daten des hydrografischen Dienstes

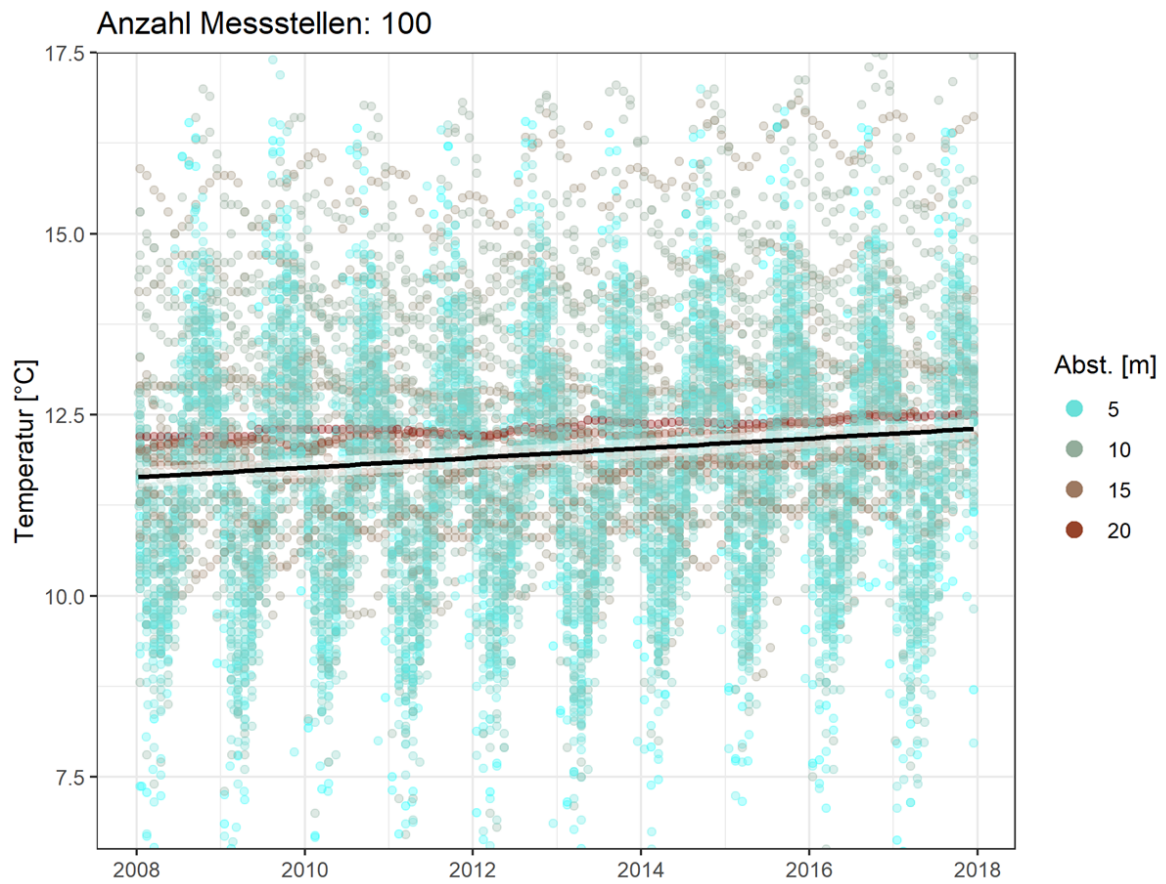
Die Daten des hydrografischen Dienstes zeichnen sich durch eine höhere zeitliche Auflösung aus (permanent installierte Logger). Dadurch sollte auch eine bessere Berechnung etwaiger Trends der Temperatur möglich sein. Daten zu weiteren physikalisch-chemischen Parametern sind hier nicht enthalten. Einige der Zeitreihen reichen bis in die 80er-Jahre des vorherigen Jahrhunderts zurück und werden zusätzlich ausgewertet (24 Messstellen mit 8500 Werten). Der Großteil der Daten liegt für einen kürzeren Zeitraum vor, 100 Messstellen werden für die Jahre 2008-2017 ausgewertet (11800 Werte). Die Lage der Messpunkte entlang der Mur ab Graz ist in Abbildung 18 dargestellt.

Abbildung 18: Lage der Messpunkte entlang der Mur ab Graz mit Mittelwerten der Temperatur und des Abstichs



Die Anwendung des linearen Regressionsmodells für die in Abbildung 19 dargestellten Daten – mit der Zeit und dem Abstich als erklärende Variablen – ergibt einen signifikanten Trend von $0,07^{\circ}\text{C}/\text{a}$. Auch das Abstichmaß ist signifikant. Die Anwendung eines robusten linearen Regressionsmodells ergibt einen vergleichbaren Wert von $0,067^{\circ}\text{C}/\text{a}$. Das gemischte lineare Modell mit „Monat“ als zufälligem Faktor „innerhalb“ der einzelnen Messstellen („nested“) und der Zeit als erklärender Variable weist eine Steigung von $0,0428^{\circ}\text{C}/\text{a}$ aus. Der mittlere Trend (Sen’s Slope) bei Einzelanalyse der Zeitreihen beträgt $0,064^{\circ}\text{C}/\text{a}$ und ist somit mit dem linearen Modellansatz vergleichbar. Auch wenn sich der Zeitraum nicht vollständig mit jenem aus Abschnitt 6.2.2.1.1 deckt, so ist die ermittelte Größenordnung der Trends (mit Ausnahme des gemischten Modells) sehr ähnlich.

Abbildung 19: Zeitreihen (2008-2017) der Grundwassertemperatur (kontinuierliche Aufzeichnung)



Die Auswertung der längeren Zeitreihen (30 Jahre) aus Abbildung 20 und Abbildung 21 ergibt ein sehr eindeutiges Bild. Alle Zeitreihen weisen einen zunehmenden Trend auf, der im Fall des einfachen linearen Regressionsmodells 0,054, im robusten Regressionsmodell 0,056, im gemischten Modell 0,052 und als Mittelwerte der Einzelsteigungen (Sen's Slope) 0,051 beträgt.

Abbildung 20: Zeitreihen (1988-2017) der Grundwassertemperatur (kontinuierliche Aufzeichnung)

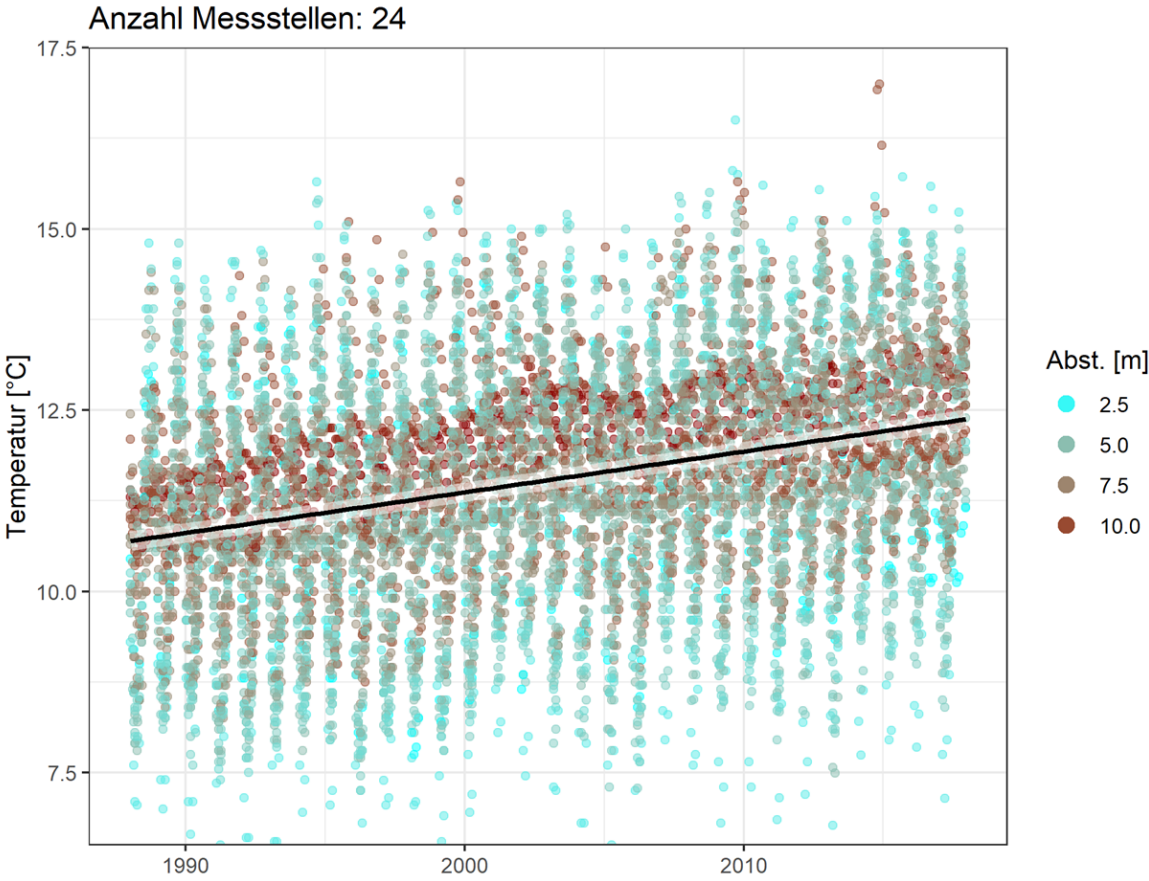


Abbildung 21: Zeitreihen (1988-2017) der Grundwassertemperatur (kontinuierliche Aufzeichnung) in Einzeldarstellung

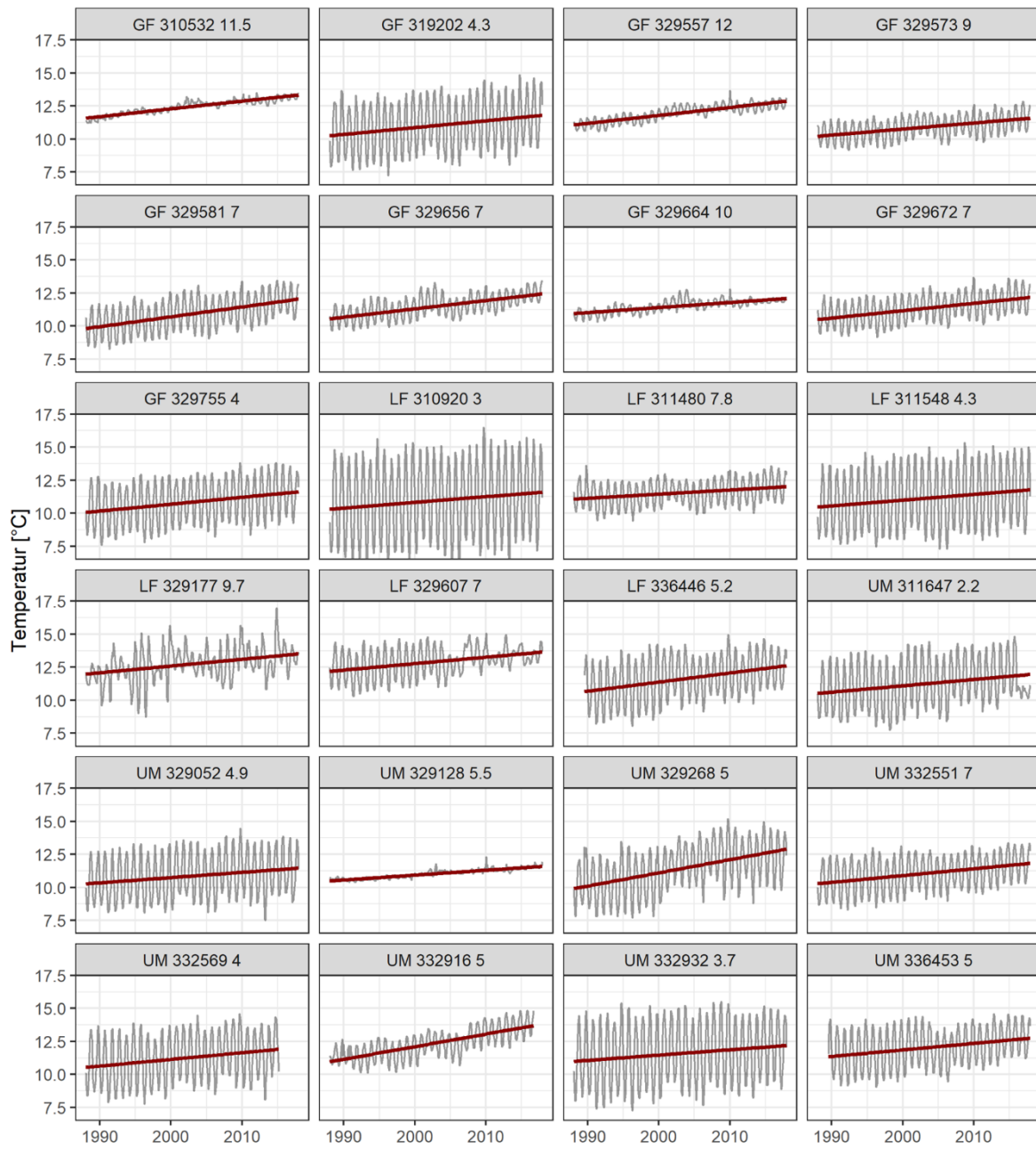


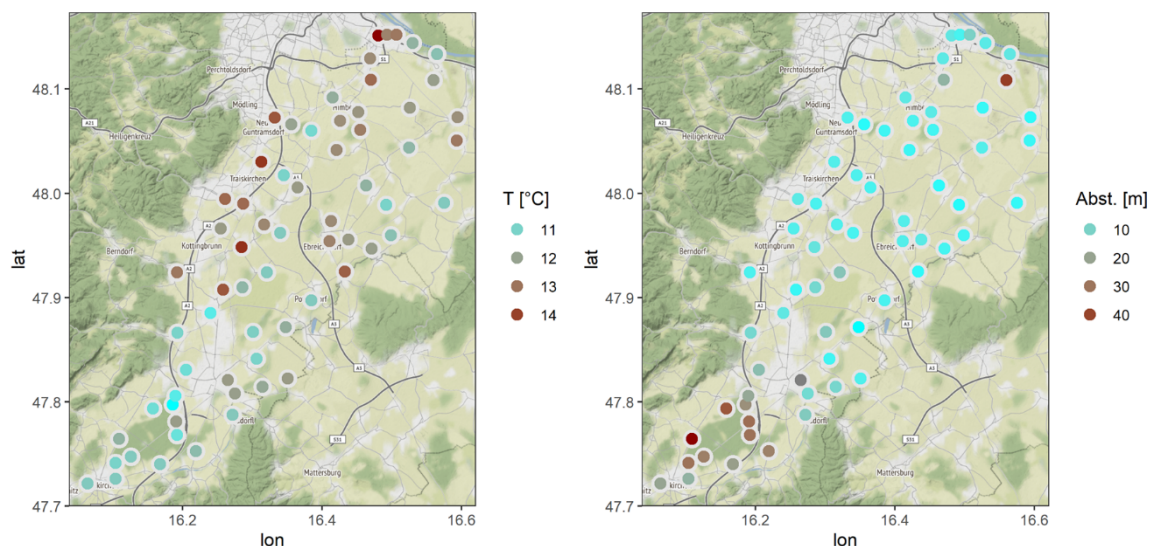
Abbildung 21 zeigt für alle Messstellen, bei mehr oder weniger ausgeprägten Jahresgängen, einen positiven Trend der Grundwassertemperatur über den Beobachtungszeitraum.

6.2.3 Trendanalyse Südliches Wiener Becken

Für die Analyse stehen insgesamt 3450 Datensätze von 66 Messstellen bereit. Als Zeitraum werden wiederum die Jahre 2000-2019 betrachtet.

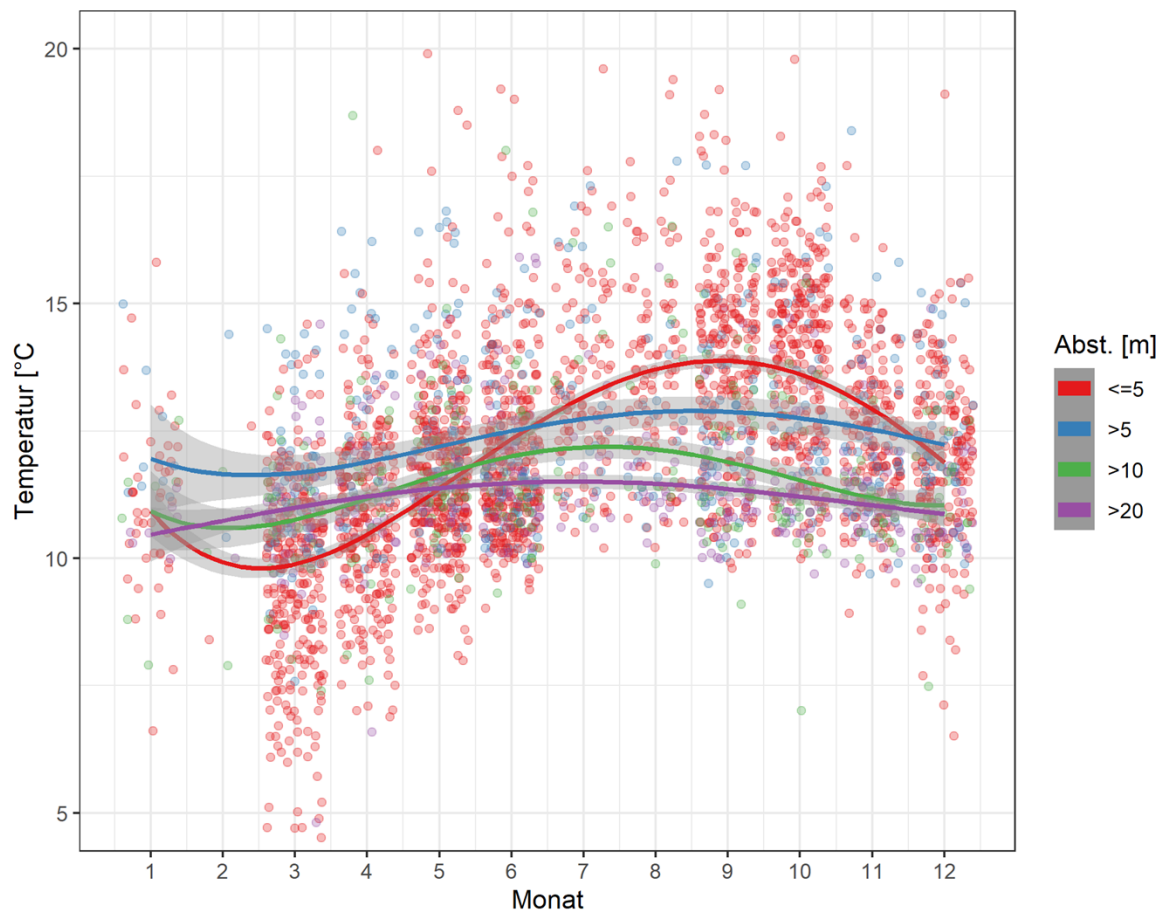
6.2.3.1 Trends der Temperatur

Abbildung 22: Lage der Messpunkte im Südlichen Wiener Becken mit Mittelwerten der Temperatur und des Abstichs



Der Einsatz des linearen Regressionsmodells, wie zuvor für die Temperaturdaten des hydrografischen Dienstes für die Messstellen entlang der Mur, auf die Grundwassertemperaturzeitreihen (2000-2019), mit der Zeit und dem Abstich als erklärende Variablen, ergibt einen signifikanten Trend von $0,061^{\circ}\text{C/a}$, wobei auch das Abstichmaß signifikant ist. Die Anwendung eines robusten linearen Regressionsmodells liefert einen vergleichbaren Wert von $0,056^{\circ}\text{C/a}$. Das gemischte lineare Modell mit „Monat“ als zufälligem Faktor „innerhalb“ der einzelnen Messstellen („nested“) und der Zeit als erklärende Variable weist eine Steigung von $0,061^{\circ}\text{C/a}$ aus. Der mittlere Trend (Sen’s Slope) bei der Einzelanalyse der Zeitreihen beträgt $0,064^{\circ}\text{C/a}$ und ist auch hier mit dem linearen Modellansatz vergleichbar. Auch wenn ein etwas längerer zeitlicher Abschnitt betrachtet wurde, liegt die Größe des Trends im Bereich von jenem des Grundwasserbegleitstroms der Mur (Abschnitt 6.2.1.1.1).

Abbildung 23: Verlauf der Temperatur über die Monate als Zusammenfassung der gesamten Zeitreihe (2000 – 2019)

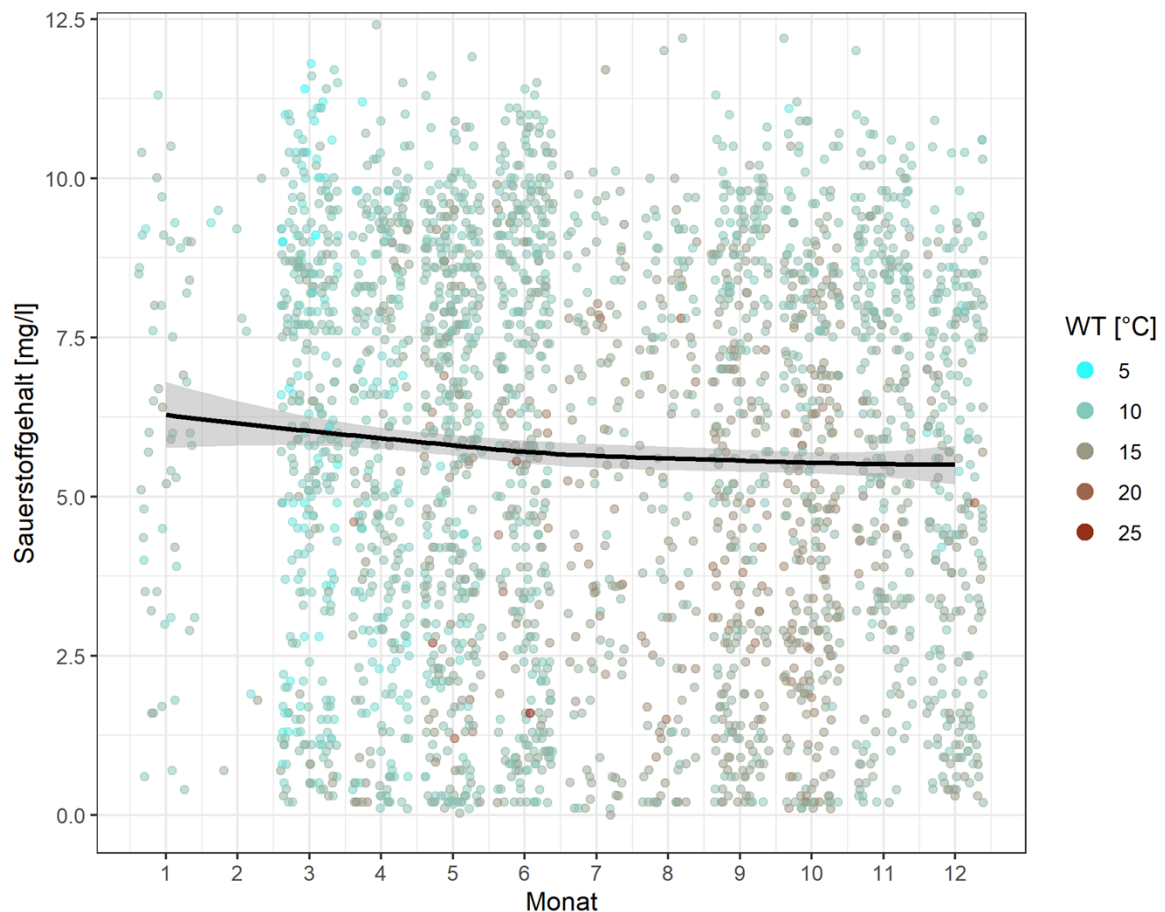


Auch hier zeigt sich, wie zuvor in Abbildung 15, für seichtere Messpunkte ein ausgeprägter jahreszeitlicher Verlauf der Temperatur, wobei die Temperaturdifferenz zwischen Minima und Maxima hier etwa 3°C beträgt. Auch hier wird das Maximum Anfang September erreicht (Abbildung 23).

6.2.3.2 Zusammenhang physikalisch-chemischer Parameter mit der Temperatur

Der Sauerstoffgehalt nimmt bei Heranziehung des klassischen linearen Regressionsmodells um 0,288 mg/l pro °C ab. Das gemischte lineare Modell mit „Messstelle“ als zufälligem Effekt und der Wassertemperatur als erklärender Variable weist eine negative Steigung von -0,208 mg/l pro °C aus. In beiden Fällen ist der Trend signifikant. In Abbildung 24 ist der jährliche Verlauf (Jahresgang) des Sauerstoffgehalts dargestellt (Zusammenfassung der gesamten Zeitreihe). Man erkennt ein Minimum in der zweiten Jahreshälfte, das mit höheren Temperaturen zusammenfällt.

Abbildung 24: Verlauf des Sauerstoffgehaltes über die Monate für die gesamte Zeitreihe (2000 – 2019)



Der negative Zusammenhang zwischen pH und Wassertemperatur beträgt im einfachen linearen Regressionsmodell 0,009, im robusten Regressionsmodell 0,013 und im gemischten Modell 0,006 pro °C.

6.2.4 Extremwerte der Grundwassertemperatur

Im Zuge der Analyse der Grundwasserdaten sind Extremwerte innerhalb des Datensatzes, lokal auffällig hohe mittlere Temperaturen, aufgetreten. Im Fall des Grundwasserkörpers „Grazer Feld“ etwa eine Messstelle im Grazer Stadtgebiet in unmittelbarer Nähe einer Tiefgarage (Abbildung 25), im Fall des Südlichen Wiener Beckens eine Messstelle am Stadtrand von Wien, die unmittelbar an ein großes Betriebsareal angrenzt.

Messstellen mit Temperaturen in einer Größenordnung wie in den beiden vorangegangenen Beispielen könnten im urbanen Bereich zumindest teilweise wohl der Nähe zu über-

und unterirdischer Bausubstanz bzw. Einbauten sowie der fehlenden Beschattung und einer daraus resultierenden Exponierung gegenüber solarer Einstrahlung geschuldet sein.

Abbildung 25: Lage eines Messpunktes im Stadtgebiet von Graz mit ungewöhnlich hohen Temperaturen (Median aller Werte) bei einem Abstich von 7,6m

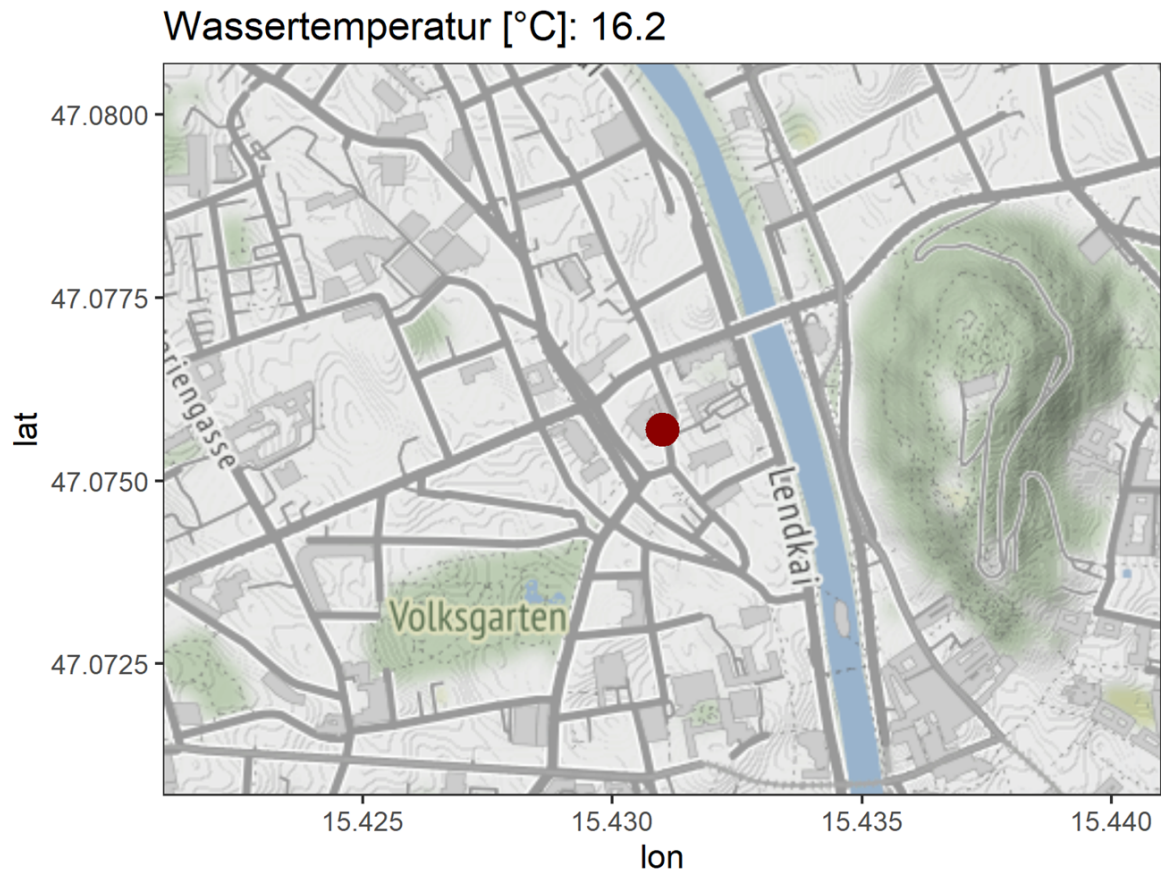
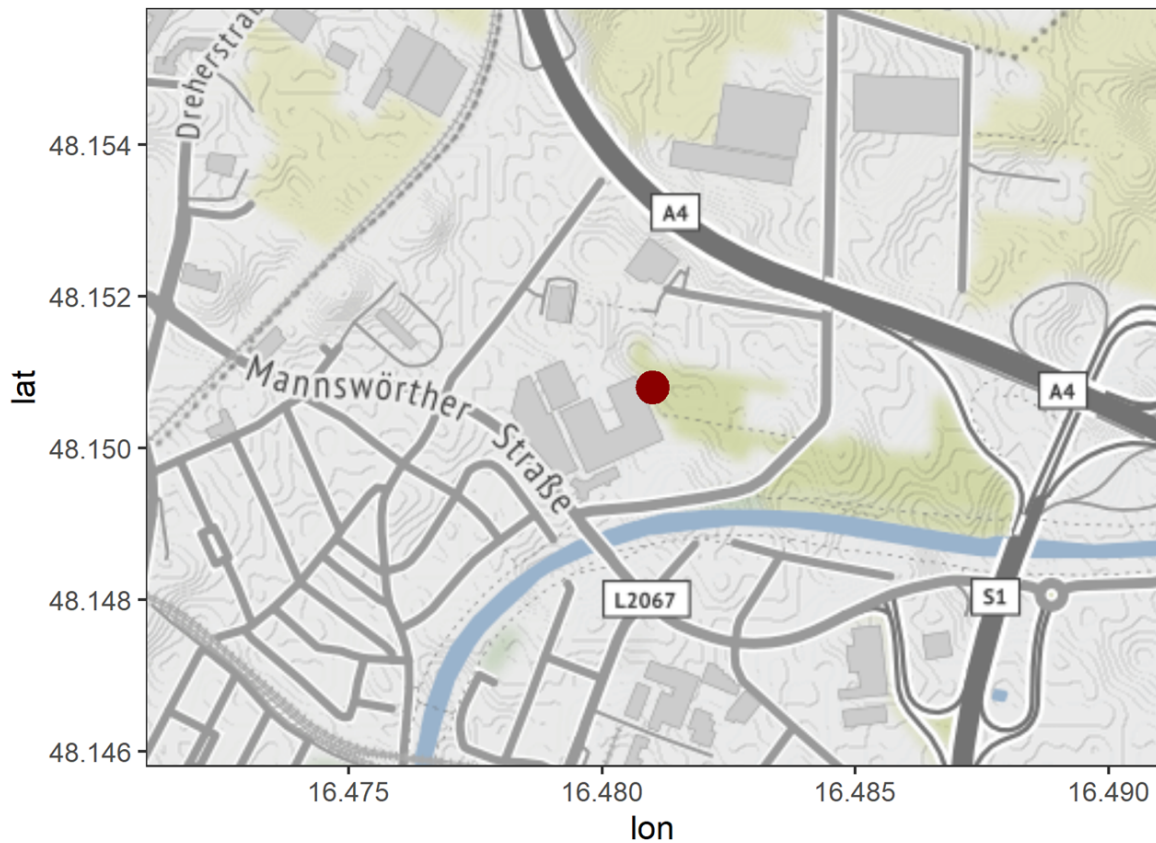


Abbildung 26: Lage eines Messpunktes am Rande von Wien mit ungewöhnlich hohen Temperaturen (Median aller Werte) bei einem Abstieg von 5,6m

Wassertemperatur [°C]: 14.8



6.3 Auswertung der Befunddatenbanken

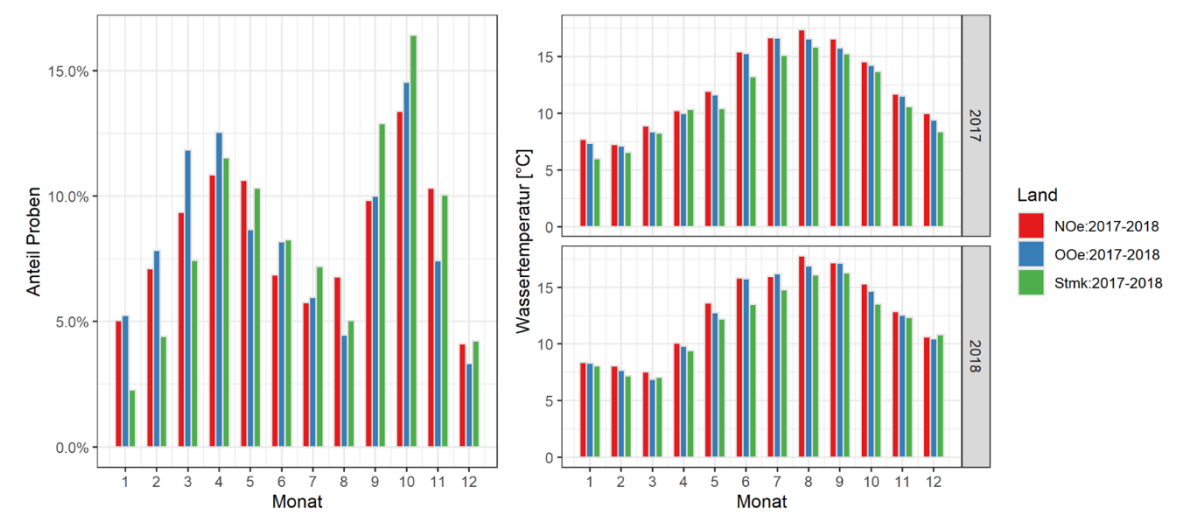
6.3.1 Temperatur

6.3.1.1 Vergleich der Netztemperaturen zwischen den Bundesländern

Wie in Abschnitt 5.2 schon erwähnt, besteht eine gewisse Unsicherheit bezüglich der Vergleichbarkeit der Daten aus den verschiedenen Bundesländern, da nicht klar ist, ob die Kategorisierung der Probenahmestellen in Netzproben, Speicher etc. einheitlich vorgenommen wurde. Aus diesem Grund wurden im Sinne einer Sensitivitätsanalyse durch Hinzunahme oder Entfernung bestimmter Kategorien mehrere Varianten berechnet, wobei sich nur geringe Verschiebungen zeigten. Für die Auswertung wurden die Jahre 2017 und 2018

herangezogen (Abbildung 27). Für Niederösterreich stehen insgesamt etwa 14.300, für die Steiermark etwa 4.700 Werte und für Oberösterreich etwa 5.100 Werte zur Verfügung.

Abbildung 27: Relative Probenanzahl nach Monaten (links), und mittlere Wassertemperatur nach Monaten und Jahr (rechts)

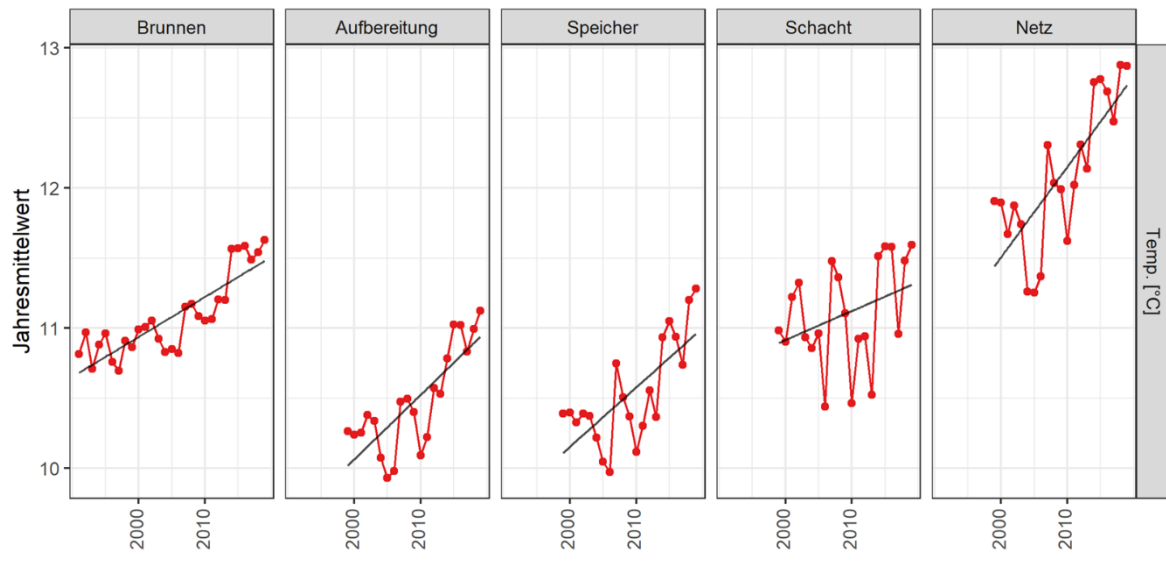


Die mittleren Wassertemperaturen sind in Niederösterreich (2017: 12,35°C, 2018: 12,77°C) etwas höher als in Oberösterreich (2017: 11,98°C, 2018: 12,43°C) und in letzterem Bundesland wiederum etwas höher als in der Steiermark (2017: 11,12°C, 2018: 11,77°C). Damit sind die Jahresmitteltemperaturen 2018 knapp 0,5°C höher als 2017, was wohl in den deutlich höheren Lufttemperaturen im Jahr 2018 begründet ist (für Wien 2017: 11,6°C und 2018: 12,4°C). Die höchsten mittleren Wassertemperaturen (17,5°C) werden im August erreicht, wobei auch noch im September sehr hohe Temperaturen verzeichnet werden.

6.3.1.2 Temperaturtrends in Niederösterreich

Für das Land Niederösterreich liegen die umfangreichsten Datenreihen vor. Insgesamt beträgt die Anzahl an Werten für den Typ „Brunnen“ etwa 27.200, für „Aufbereitung“ 38.700, für „Speicher“ 31.500, für „Schacht“ 12.200 und für Netz 96.500. Dabei können für den Probenahmestellentyp „Brunnen“ insgesamt 29 Jahre, bzw. für die restlichen Probenahmestellentypen jeweils 21 Jahre abgedeckt werden.

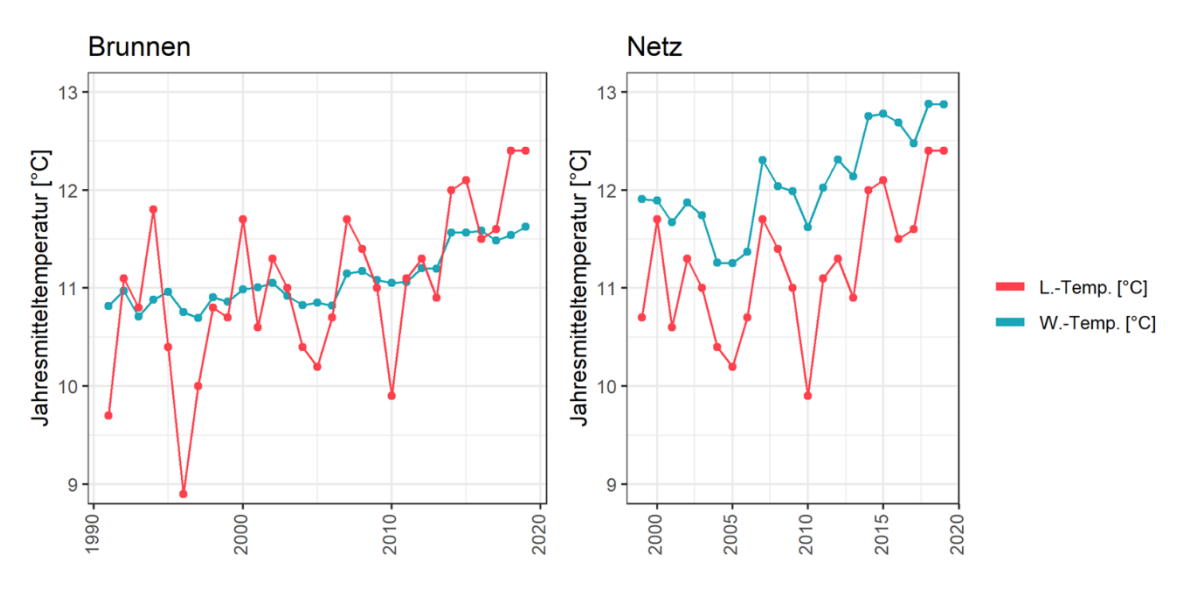
Abbildung 28: Zeitreihe der Jahresmitteltemperaturen für verschiedene Probenahmestellentypen in Niederösterreich



Die Zeitreihen der Jahresmitteltemperaturen in Abbildung 28 zeigen für alle Probenahmestellentypen eine zunehmende Tendenz. Im Fall der Netzproben ist diese insgesamt am ausgeprägtesten. Die Abfolge von relativ niedrigen bzw. hohen Werten stimmt für die verschiedenen Typen überdies ebenfalls überein – eine Beobachtung, die sogar für den Typ „Brunnen“ zutrifft. Im Fall der Netzproben nehmen die Werte um $0,065^{\circ}\text{C}$ („lm“) bzw. $0,063^{\circ}\text{C}$ („rlm“) pro Jahr zu.

Abbildung 29 zeigt die Zeitreihen der Jahresmitteltemperaturen für „Brunnen“ und „Netz“ sowie der Lufttemperatur aus Schwechat. Gerade im Fall der Netzprobenahmen zeigt sich eine sehr hohe Übereinstimmung mit der Lufttemperatur. Für die „Brunnen“-Proben ist dies weniger ausgeprägt, jedoch lassen die Schwankungen auch hier meist eine Übereinstimmung erkennen. Die vorhandenen Daten deuten eine beträchtliche Zunahme der Temperaturen jedenfalls ab dem Jahr 2010 an. Die große Übereinstimmung mit der Lufttemperatur legt eine klimatische Änderungen als die maßgebliche Ursache nahe. Ob weitere Faktoren, etwa hinsichtlich des Wasserverbrauchs, hier eine Rolle spielen, kann aufgrund fehlender Datengrundlagen nicht beantwortet werden.

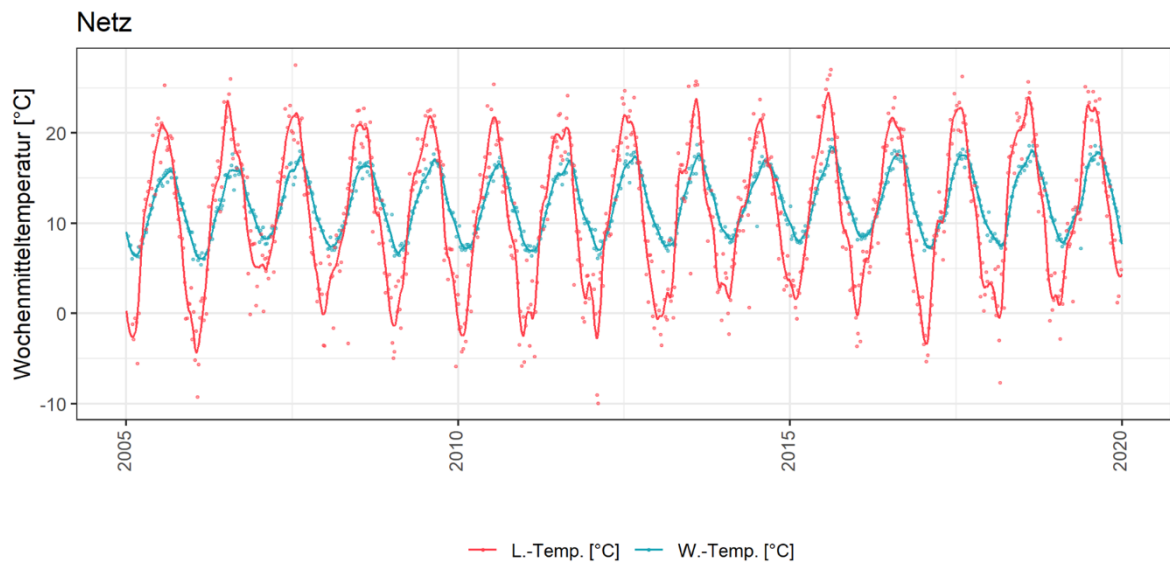
Abbildung 29: Zeitreihen der Jahresmitteltemperaturen für „Brunnen“ (links) und „Netz“ (rechts) sowie der Lufttemperatur (Schwechat, rot)



Der größte verzeichnete Anteil an Temperaturwerten des Gesamtdatensatzes $\geq 20^\circ\text{C}$ beträgt 32,2% (August 2015). Für die gesamte Zeitreihe (1999-2019) beträgt der mittlere Anteil im August 15,3%.

Eine zeitlich detailliertere Betrachtung ermöglicht die Abschätzung des mittleren Zeitversatzes (Verzögerung durch Bodenwärmespeicher) zwischen Lufttemperatur und der Temperatur im Leitungsnetz. Für die Ganglinie der Temperatur im Leitungsnetz in Abbildung 30 wurden aus den Temperaturdaten des ganzen Bundeslandes Wochenmittelwerte gebildet. Da die exakte Lage der einzelnen Probenahmestellen nicht bekannt war, wurden als exemplarische Lufttemperaturdaten die Messdaten des Flughafens Wien Schwechat für die Auswertungen in diesem Kapitel herangezogen. Nach Entfernung des Trends in den Zeitreihen wurde eine saisonale Komponente angepasst, die die Grundlage für die Berechnung des Zeitversatzes bildet. Dieser beträgt 27 Tage, d.h. die Maxima oder Minima der Temperatur im Leitungsnetz treten im Mittel mit dieser Verzögerung gegenüber der Lufttemperatur auf. Geht man davon aus, dass die saisonale Komponente der Lufttemperatur durch die herangezogene Messstelle gut repräsentiert ist, sollte der ermittelte Zeitversatz die Verhältnisse im betreffenden Bundesland gut abbilden.

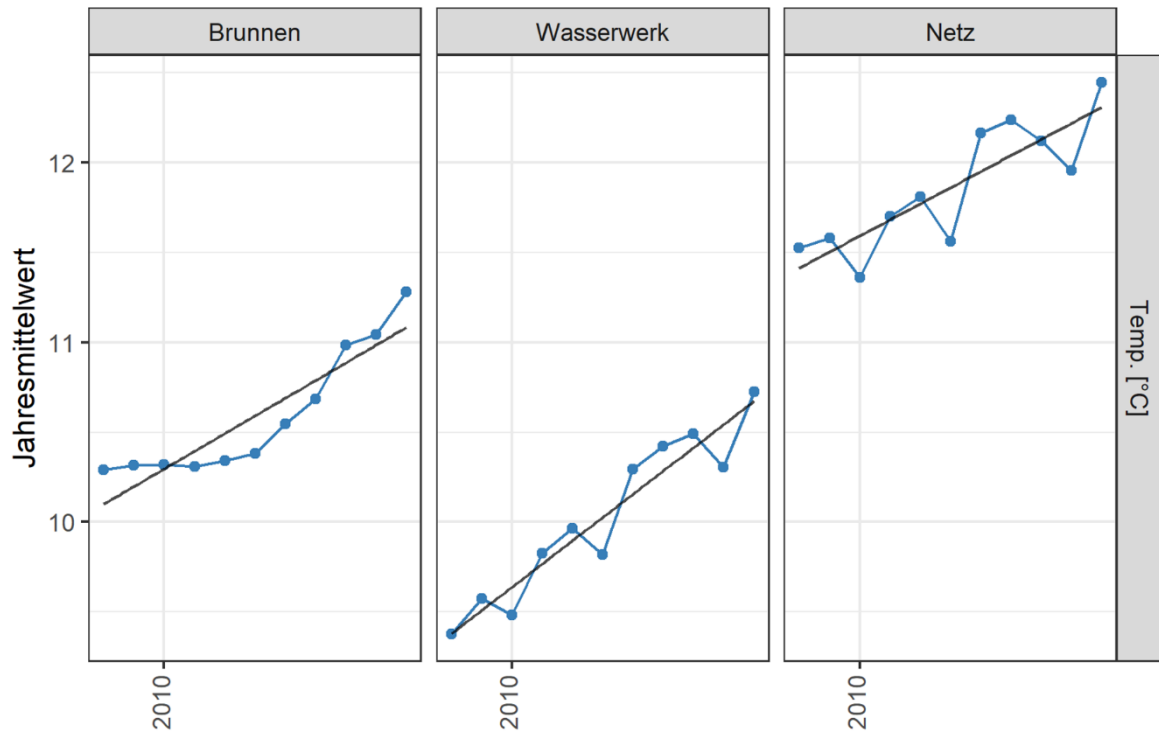
Abbildung 30: Überlagerung der Ganglinien der Wochenmittel der Luft- und Netztemperatur



6.3.1.3 Temperaturtrends in Oberösterreich

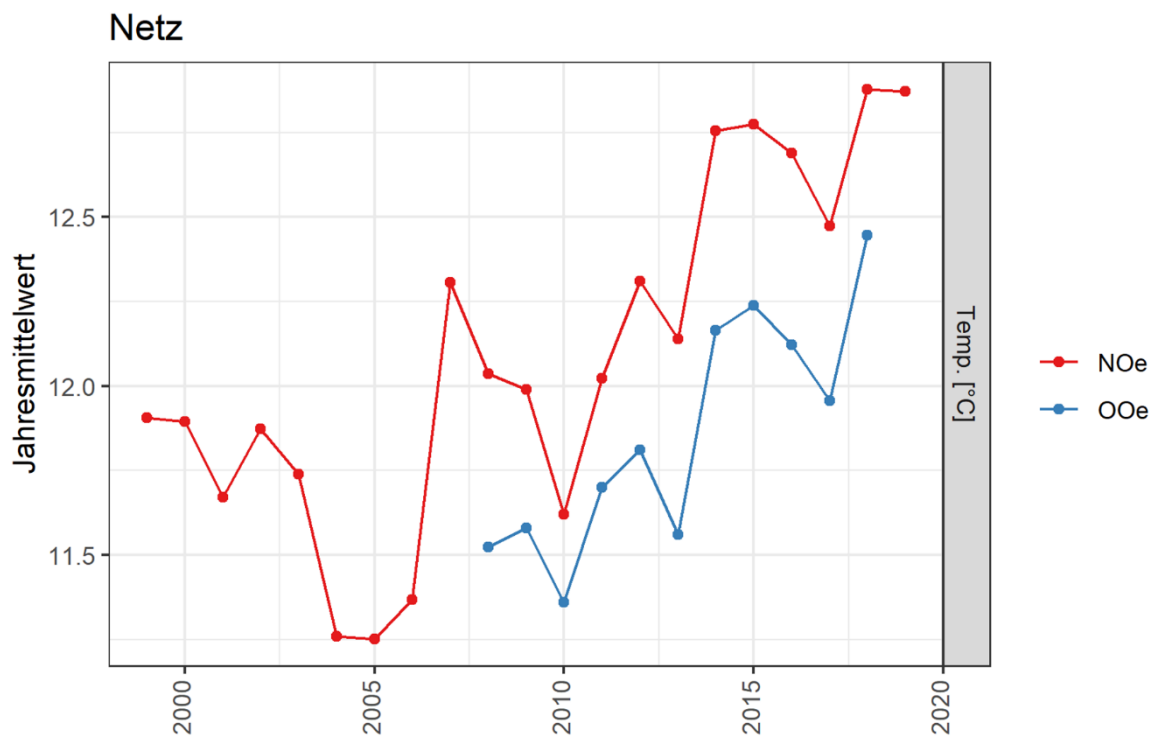
Für die Analyse der Temperaturentwicklung stehen Daten der Jahre 2008 bis 2018 zur Verfügung (Abbildung 31). Insgesamt beträgt die Anzahl an Werten für den Typ „Brunnen“ etwa 5.200, für „Wasserwerk“ 7.000, für „Netz“ 18.300.

Abbildung 31: Zeitreihe der Jahresmitteltemperaturen für verschiedene Probenahmestellentypen



Für alle Typen von Probenahmestellen zeigen sich zunehmende Trends der Temperatur. Im Fall der Netzproben beträgt die signifikante Zunahme $0,0895^{\circ}\text{C}$ pro Jahr („lm“ und „rlm“). Da eine kürzere Zeitspanne betrachtet wird, fällt dieser Wert höher aus als in Niederösterreich. Dort sind auch eher kühlere Jahre enthalten, wie auch aus Abbildung 32 ersichtlich.

Abbildung 32: Vergleich der Entwicklung der Netztemperaturen von Niederösterreich und Oberösterreich



Die Schwankungen der Netztemperatur stimmen weitestgehend überein. Somit stellen die Daten aus Oberösterreich eine Bestätigung der Befunde aus Niederösterreich dar. Die Temperaturdaten der Steiermark laufen in diese Auswertung nicht ein, da der Datensatz bzw. der abgedeckte und sich zeitlich mit den anderen Bundesländern überlagernde Zeitraum zu kurz ist.

6.3.2 Mikrobiologische Parameter

6.3.2.1 Vergleich der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion zwischen den Bundesländern

Abbildung 33 stellt einen Vergleich der Monatsmittelwerte der KBE bei 22°C, 37°C und den coliformen Bakterien zwischen den Bundesländern dar. Dabei wurden hohe Werte aus der Auswertung entfernt, um einzelnen Ausreißern nicht zu viel Gewicht zu verleihen. Bei den KBE waren dies Werte ≥ 300 , bei den Coliformen Werte ≥ 50 . Im Fall der Coliformen und der KBE bei 37°C sind höhere Werte in der Wärmeperiode zu verzeichnen. Im Fall der

Coliformen ist dies insbesondere in der Steiermark im Jahr 2017 sehr auffällig. Die KBE bei 22°C sind weniger von einem saisonalen Muster geprägt, wenngleich im Jahr 2018 auch hier eine recht deutliche Erhöhung in den Sommermonaten erkennbar ist. Wie im Fall der Temperaturdaten sind die meisten Datensätze für Niederösterreich verfügbar, und zwar für die drei Parameter insgesamt (beide Jahre) je etwa 14.200 Werte. Für die Steiermark stehen je etwa 7.200 Werte und für Oberösterreich je etwa 5.200 Werte zur Verfügung.

Abbildung 33: Monatsmittelwerte der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion KBE bei 22°C, 37°C und den coliformen Bakterien nach Monaten



Die Monatsmittelwerte sind in den drei Bundesländer vergleichbar, lediglich die Coliformen sind im Datensatz der Steiermark deutlich höher als in den anderen Bundesländern. Für die KBE bei 37°C und die Coliformen ist ein jahreszeitliches Muster erkennbar.

6.3.2.2 Analyse der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion in Niederösterreich

Wie im Fall der Temperaturdaten (Abschnitt 6.3.1.2) ermöglicht die umfangreiche Datenlieferung aus Niederösterreich eine Analyse der zeitlichen Trends mikrobiologischer Parameter, wenngleich hier erst ab dem Jahr 2005 ein homogener Datensatz vorliegt. Insgesamt beträgt die Anzahl an Werten für den Typ „Brunnen“ damit je Parameter etwa 15.500, für „Aufbereitung“ 35.700, für „Speicher“ 25.700, für „Schacht“ 9.300 und für „Netz“ 82.900. Hohe Werte wurden aus der Auswertung entfernt, um einzelnen Ausreißern nicht zu viel Gewicht zu verleihen. Bei den KBE waren dies Werte ≥ 300 , bei den Coliformen Werte ≥ 50 .

In Abbildung 34 sind die Monatsmittelwerte der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion KBE bei 22°C, KBE bei 37°C und coliforme Bakterien für die Jahre 2005-2019 dargestellt. Hier zeigen sich insbesondere für Netzprobenahmestellen Maxima in Monaten mit erhöhter Temperatur. Auffallend sind die Minima im Spätwinter bzw. Frühjahr.

Abbildung 34: Monatsmittelwerte mikrobiologischer Parameter mit Indikatorfunktion aus den Jahren 2005-2019 in Niederösterreich

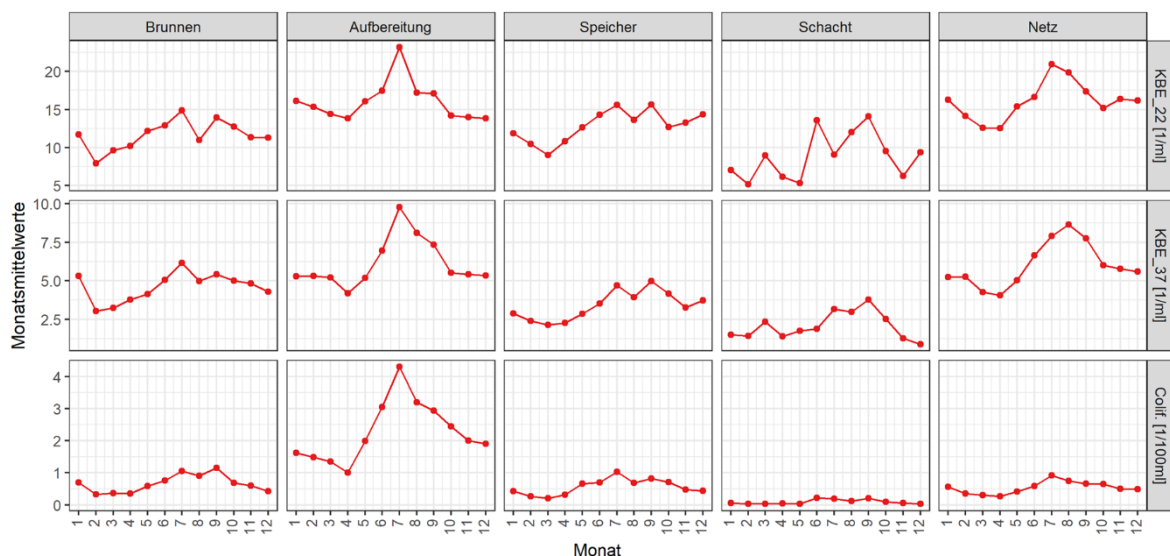


Abbildung 35 stellt die zeitliche Entwicklung der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion anhand der Jahresmittelwerte dar. Dabei zeigt sich für die KBE durchwegs eine abnehmende Tendenz, die etwa im Fall der Netzproben signifikant ist. Als Ursache einer solchen Beobachtung kommt etwa der vermehrte Einsatz von Desinfektionsmaßnahmen in Frage, wenngleich darüber keine Daten vorliegen. Im Fall der Coliformen zeigt sich dennoch eine meist nur sehr geringe Zunahme der Werte im Beobachtungszeitraum.

Abbildung 35: Ganglinie der Jahresmittelwerte der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion in Niederösterreich

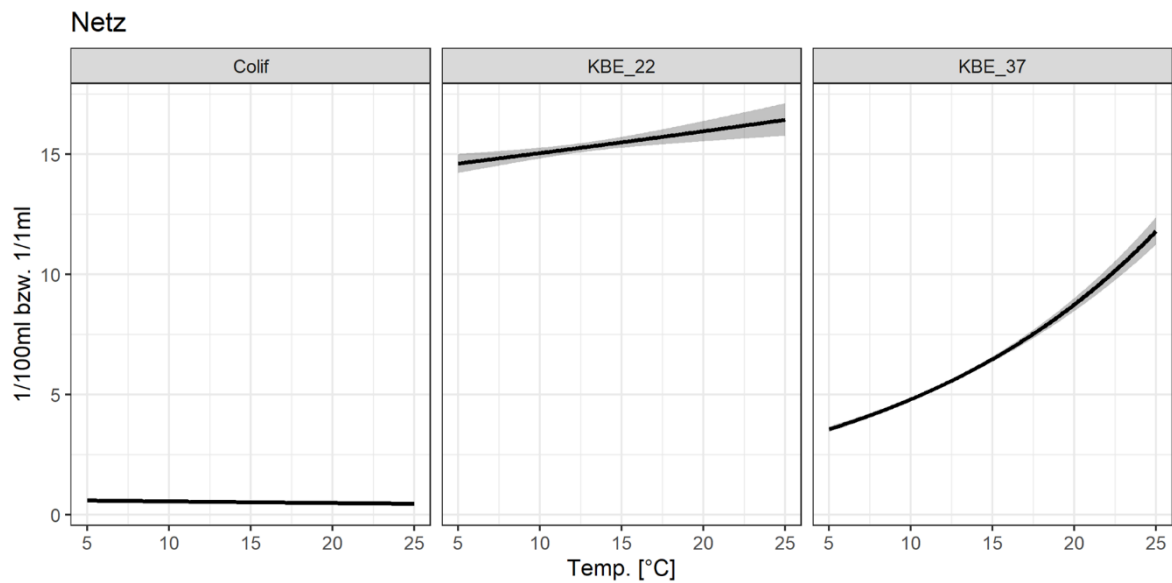


Der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman (Kendall) zwischen den KBE bei 22°C und 37° beträgt 0,54 (0,44), jener zwischen den Coliformen und den KBE bei 22°C bzw. 37° 0,35 (0,30) bzw. 0,29 (0,25). Die Berechnung der p-Werte für den Rangkorrelationskoeffizienten nach Kendall („cor.test“) ergibt in allen Fällen eine signifikante Korrelation.

Im Folgenden wird der Einfluss der Temperatur auf die unterschiedlichen mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion untersucht. Dabei kommen die beiden schon beschriebenen Modellansätze der logistischen Regression (Abschnitt 5.2.2.1) und Regression für Zählzahlen (Abschnitt 5.2.2.2) zur Anwendung.

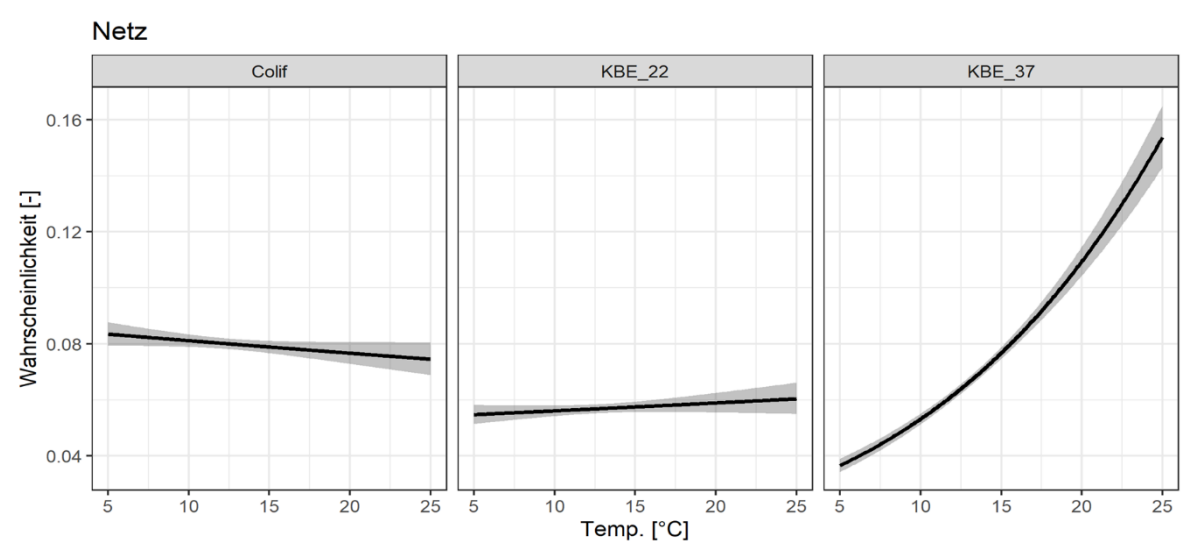
Für die Anzahl an KBE sind die positiven Zusammenhänge in Abbildung 36 alle drei Parameter signifikant, da für keinen der drei Parameter mit Indikatorfunktion die Verläufe der Messwerte über die Wassertemperatur innerhalb des Konfidenzintervalls in eine horizontale Position gedreht werden kann.

Abbildung 36: Anzahl Koloniebildender Einheiten mit Konfidenzintervall (95%) der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion in Abhängigkeit von der Temperatur für die Proben aus dem Verteilnetz



Für die Überschreitungswahrscheinlichkeit (Abbildung 37) der jeweiligen Parameter mit Indikatorfunktion ist nur jene der KBE bei 37°C signifikant, da für die Parameter mit Indikatorfunktion Coliforme und KBE bei 22°C die Verläufe der Überschreitungswahrscheinlichkeit horizontal in das jeweilige Konfidenzintervall gedreht werden kann. Dies bedeutet, dass für diese Parameter mit Indikatorfunktion keine Signifikanz gegeben ist.

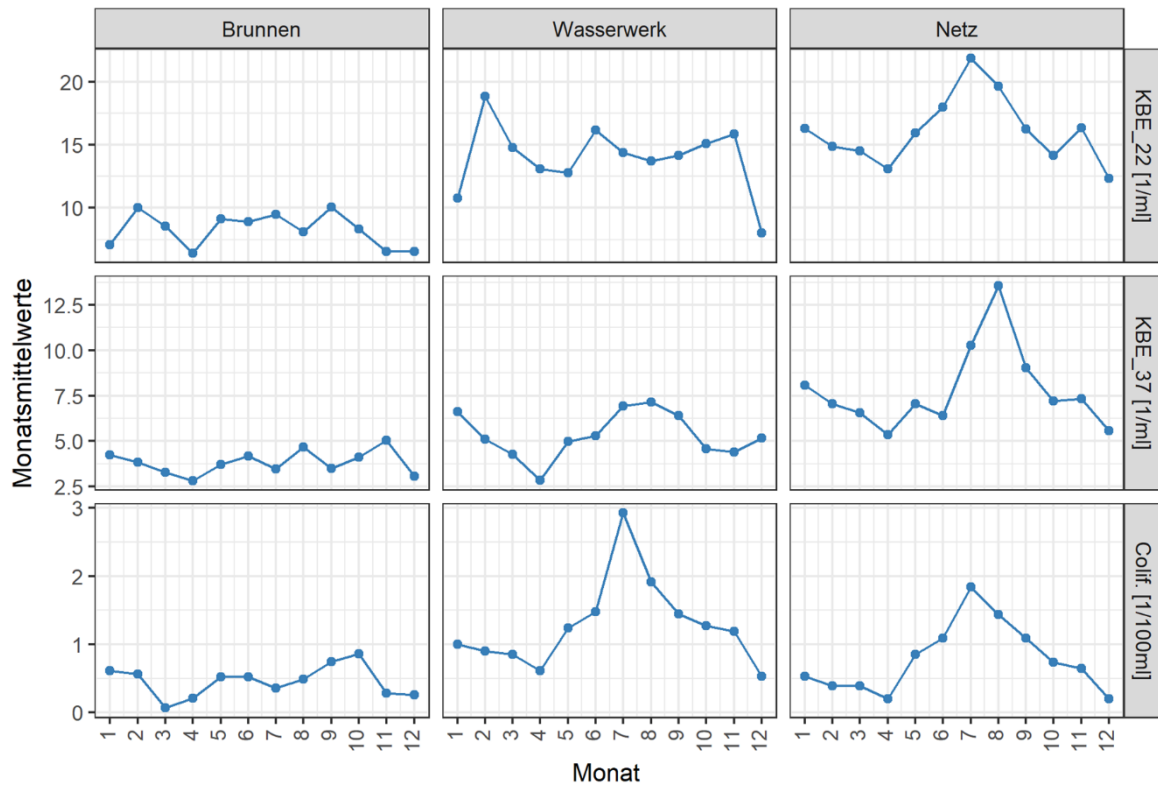
Abbildung 37: Überschreitungswahrscheinlichkeit des Richtwertes mit Konfidenzintervall (95%) der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion in Abhängigkeit von der Temperatur für die Proben aus dem Verteilnetz



6.3.2.3 Analyse der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion in Oberösterreich

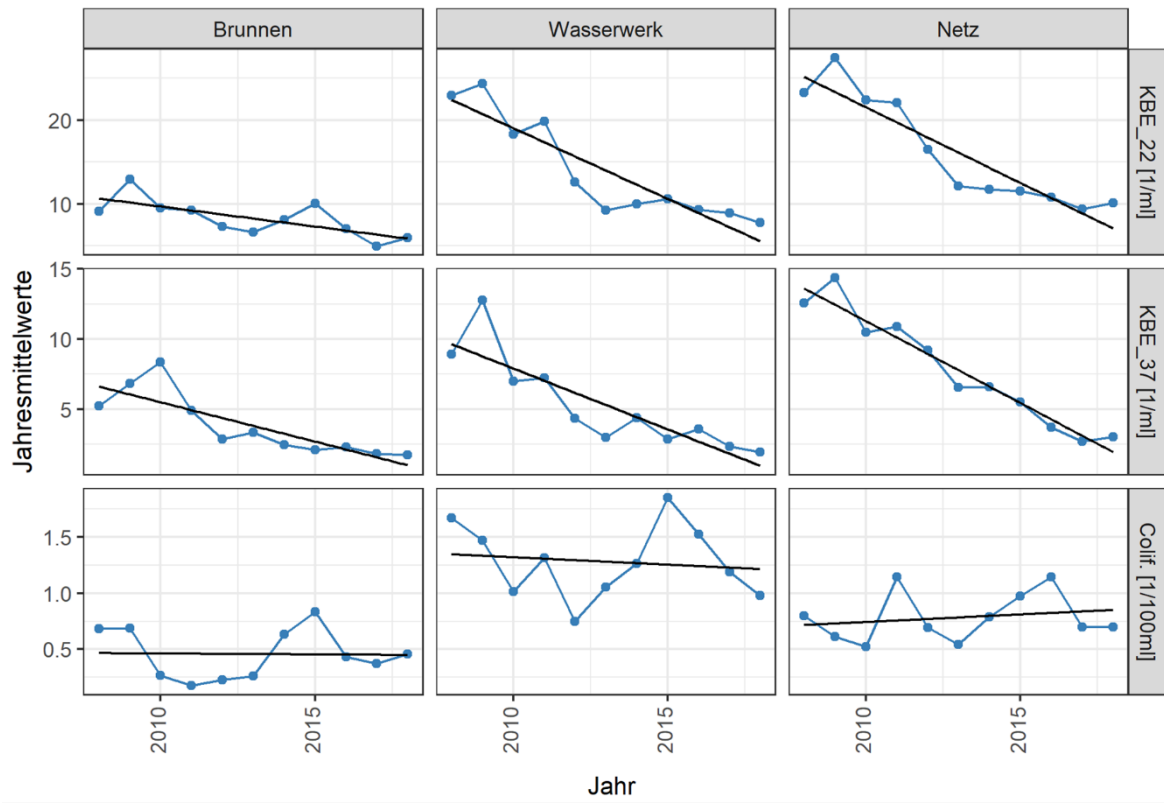
Für Oberösterreich liegen weniger Daten vor, jedoch können sie nicht zuletzt als unabhängige Überprüfung der Befunde aus Niederösterreich verwendet werden. In Abbildung 38 sind die Monatsmittelwerte der mikrobiologischen Parameter KBE bei 22°C, KBE bei 37°C und coliforme Bakterien für die Jahre 2008-2018 dargestellt. Hier zeigen sich insbesondere für Netzprobenahmestellen Maxima in Monaten mit erhöhter Temperatur.

Abbildung 38: Monatsmittelwerte mikrobiologischer Parameter mit Indikatorfunktion aus den Jahren 2008-2018 in Oberösterreich



In Abbildung 39 ist die zeitliche Entwicklung der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion anhand der Jahresmittelwerte dargestellt. Dabei zeigt sich für die KBE auch hier durchwegs eine abnehmende Tendenz. Als Ursache einer solchen Beobachtung könnte z.B. der vermehrte Einsatz von Desinfektion oder Verbesserung im Einzugsgebietsmanagement in Frage kommen, wenngleich darüber keine Daten vorliegen. Im Fall der Coliformen zeigt sich für die Proben der Kategorie Brunnen und Wasserwerk ein leicht sinkendes Niveau der Werte, während die Werte für die Netzproben eine nur geringe Zunahme der Werte im Beobachtungszeitraum aufweisen.

Abbildung 39: Ganglinie der Jahresmittelwerte der mikrobiologischen Parameter mit Indikatorfunktion in Oberösterreich



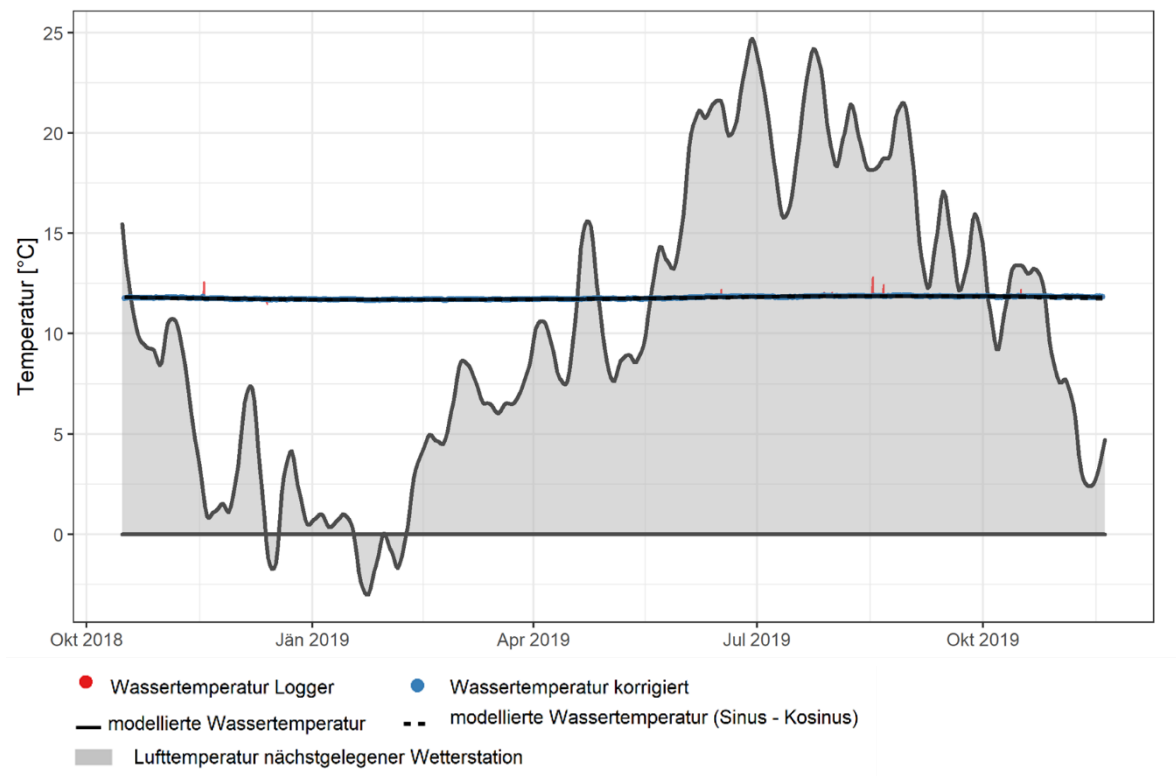
7 Resultate der Messkampagne

7.1 Temperaturlogger

7.1.1 Exemplarische Temperaturverläufe

Im Folgenden sollen exemplarisch Temperaturverläufe dargestellt werden, um die wesentlichen Aspekte der im Projekt durchgeführten Wassertemperaturmessungen darzustellen. In Abbildung 40 ist der Temperaturverlauf eines Brunnens dargestellt. In dieser Darstellung zeigt sich, dass der Logger sehr gleichmäßige Werte aufgezeichnet hat (rote Linie, überdeckt von Korrektur und Modell) und nur wenige Messausreißer aufgetreten sind. Außerdem zeigt sich, dass das Wasser im dargestellten Brunnen in Niederösterreich praktisch keine saisonalen Temperaturänderungen im Jahresverlauf erfährt.

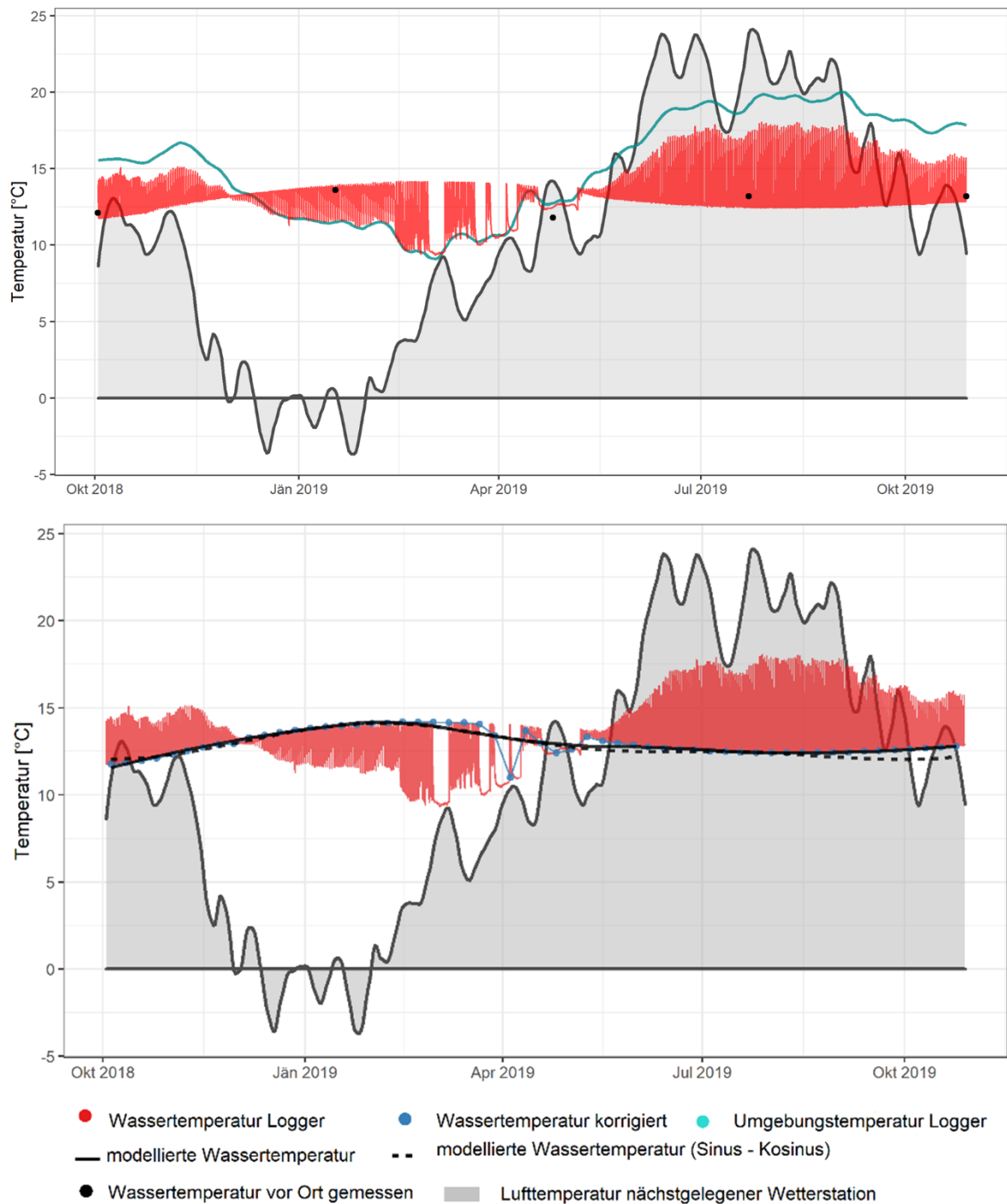
Abbildung 40: Wassertemperaturverlauf in einem Brunnen in Niederösterreich



Betrachtet man hingegen den Temperaturverlauf des Wassers eines Brunnens in der Steiermark (Abbildung 41, unten), zeigt sich, dass der Datenlogger weitaus dynamischere Werte

aufgezeichnet hat (rote Linie). Stellt man den Temperaturverlauf des externen Sensors des Loggers (Wassertemperatur) die Temperatur des internen Sensors im Gehäuse (blaue Linie, obere Darstellung) entgegen, zeigt sich, dass sich die Wassertemperatur in diesem Fall immer wieder an die Umgebungstemperatur angenähert hat. Dieser Umstand ist auf den Intervallbetrieb des Brunnens und die damit einhergehende Stagnation in der Rohrleitung zurückzuführen. Die tatsächliche Wassertemperatur ergibt sich daher aus der immer wieder von der Umgebungstemperatur abweichenden umhüllenden Kurve, welche in der unteren Darstellung zuerst durch eine korrigierte Wochenmitteltemperatur (blaue Linie) bzw. ein daraus abgeleitetes polynomiales Modell bzw. Sinus-Kosinus-Modell (schwarze Linien) dargestellt wurde.

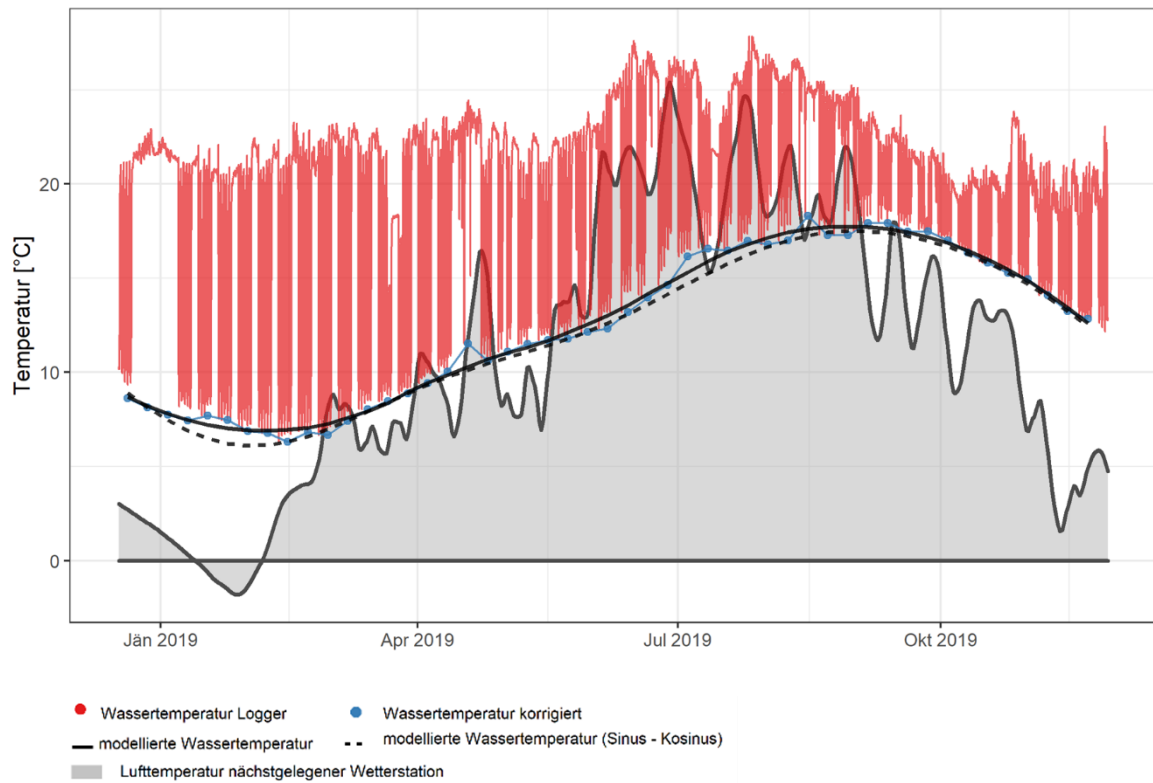
Abbildung 41: Wassertemperaturverlauf in einem Brunnen in der Steiermark



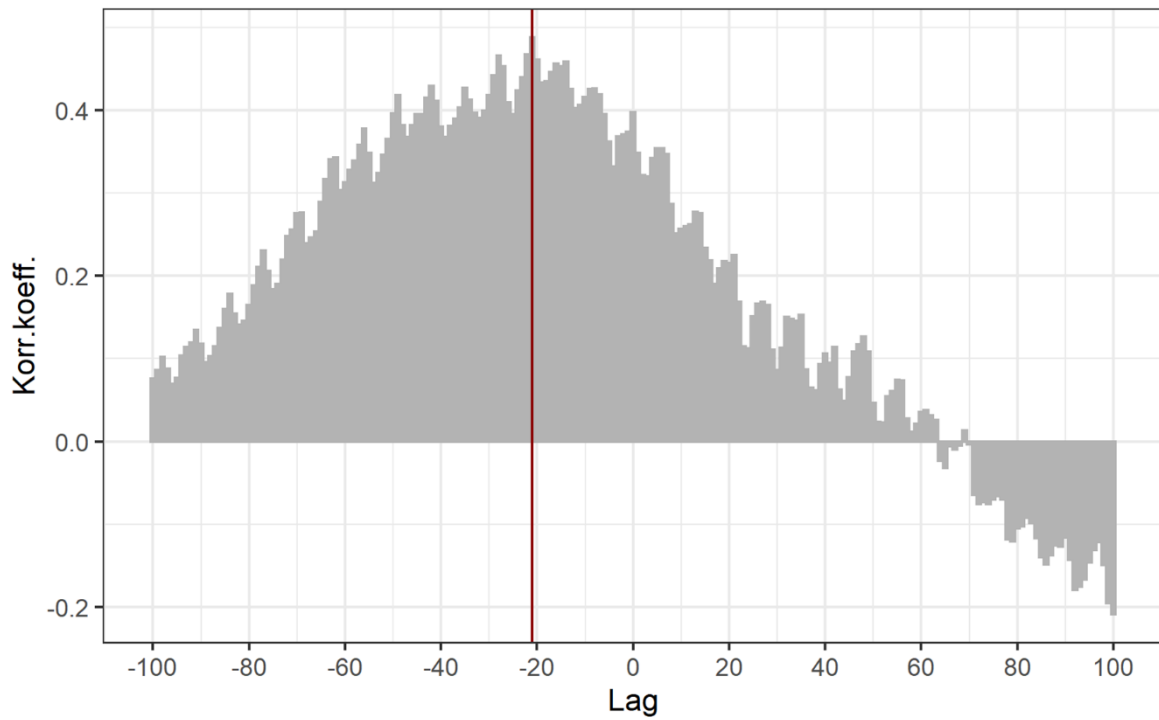
Dieser Umgebungseinfluss wird besonders bei Hausanschlussstellen deutlich ersichtlich. In Abbildung 42 ist der Temperaturverlauf in einem Kindergarten im Burgenland dargestellt. Aufgrund der Installation in einem Heizungskeller, und der verbrauchsbedingten Stagnation steigt die Wassertemperatur ganzjährig immer wieder über 20°C an. Auffällig sind die re-

regelmäßigen Abstände der Phasen ohne Messung der tatsächlichen Wassertemperatur, welche auf Wochenenden und Betriebsurlaube zurückgeführt werden können. Daraus ergibt sich auch die Frage nach einem möglicherweise notwendigen Datenschutz, da aus solchen verbrauchsbedingten Temperaturschwankungen auf Abwesenheiten an der jeweiligen Endstelle (bzw. dem Haushalt) geschlossen werden kann.

Abbildung 42: Wassertemperaturverlauf in einem Kindergarten im Burgenland und Zeitversatz zwischen Luft- und Wassertemperatur



...



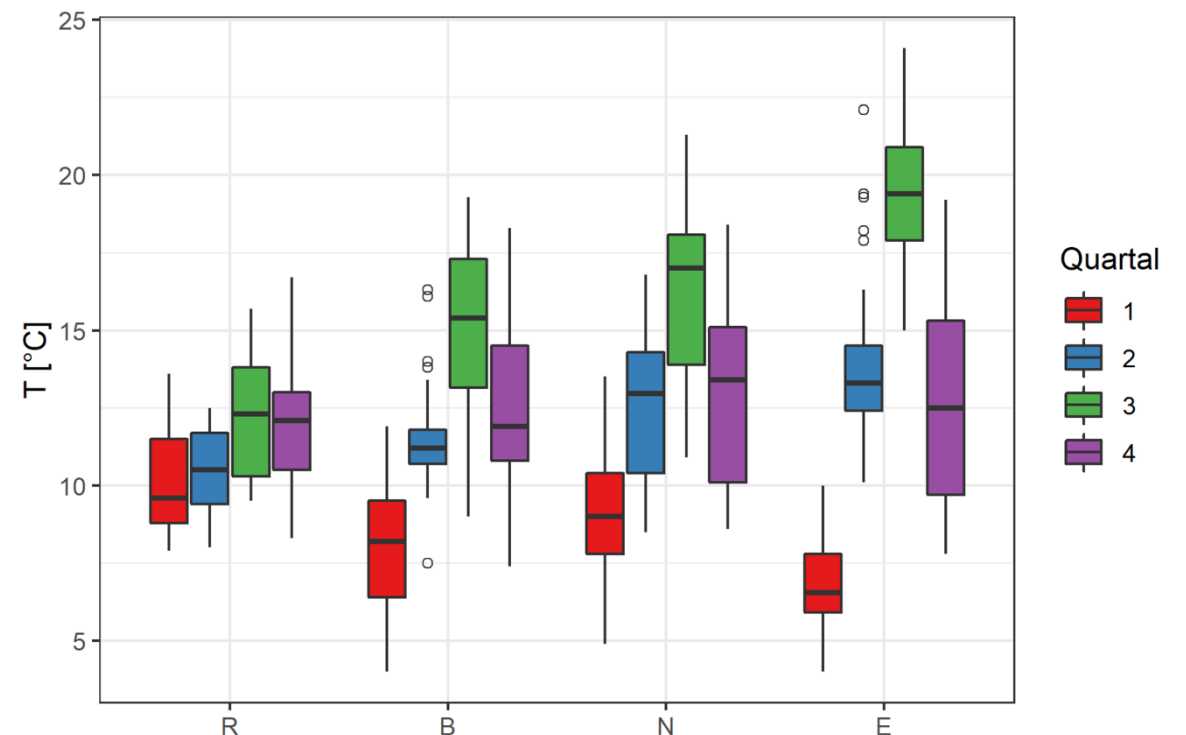
Ein weiterer Aspekt, der in Abbildung 42 dargestellt ist, ist der Zusammenhang mit der Lufttemperatur. In der oberen Darstellung ist der Verlauf Lufttemperatur an der nächstgelegenen Wetterstation durch die hinterlegte graue Fläche dargestellt. Es zeigt sich deutlich, dass die Wassertemperatur der Lufttemperatur hinterherläuft, was mit dem zeitlichen Versatz der in den Boden eindringenden Temperaturwelle zusammenhängt. Verschiebt man diese beiden Temperaturverläufe gegeneinander, und bestimmt dabei jeweils den Korrelationskoeffizienten, lässt sich der zeitliche Versatz („Lag“) zwischen den beiden Temperaturverläufen quantifizieren. Im dargestellten Kindergarten hat die Wassertemperatur nach etwa 20 Tagen auf die Änderungen der Lufttemperatur reagiert.

7.1.2 Zusammenfassung der Messdaten

Im Folgenden werden die Daten der 103 Datenlogger und der vor Ort durchgeführten Temperaturmessungen zusammengeführt und gemeinsam interpretiert. Die Auswertungen der einzelnen Logger wurden in gesonderten Berichten den jeweiligen Wasserversorgern zur Verfügung gestellt.

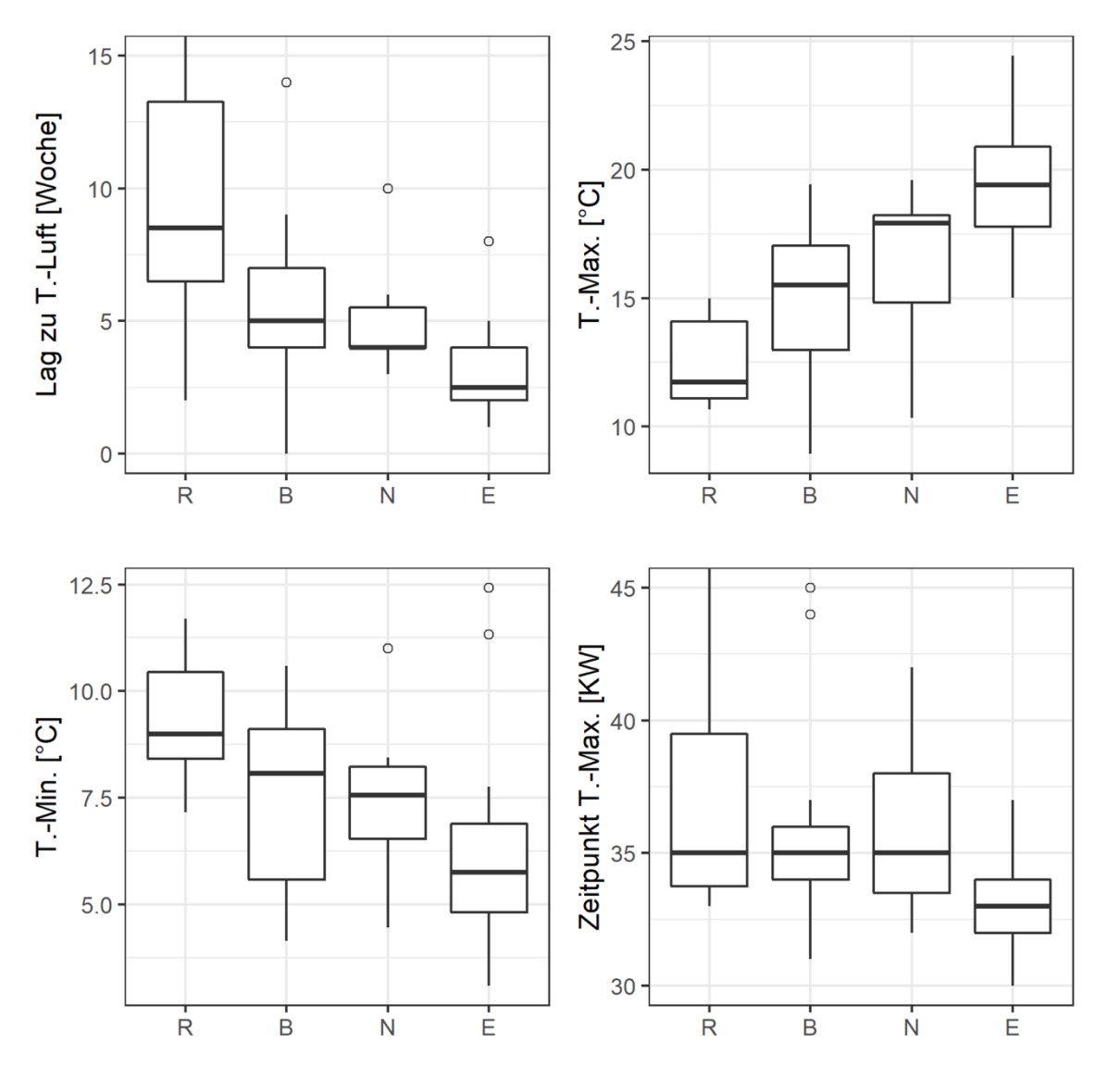
In Abbildung 43 sind die Wassertemperaturdaten als Boxplots nach Art der Untersuchungsstelle (Ressource, Behälter, Netz und Endstelle) und nach dem Quartal der durchgeführten Probenahme dargestellt. Dabei ist klar zu sehen, dass die Temperaturschwankungen in den Ressourcen am geringsten sind, und sich der Medianwert der Wassertemperatur von 9,5°C im ersten Quartal des Jahres auf 12,5°C im dritten Quartal des Jahres erhöht. Dieser Unterschied wird im Verlauf der Wasserversorgung immer größer, und findet sein Maximum in den Endstellen, wo im ersten Quartal Temperaturen von 6,5°C und im dritten Quartal Temperaturen von über 19°C beobachtet wurden. Die maximale Temperatur von 24,1°C wurde im August in einer Endstelle in Niederösterreich gemessen. Behälter und sonstige Netzstellen zeigen ähnliche Verläufe, wobei die Temperaturen im Verteilnetz leicht erhöht waren.

Abbildung 43: Boxplots der vor Ort gemessenen Wassertemperatur nach Art der Probenahmestelle (Ressource, Behälter, Netz und Endstelle) und dem Quartal des Jahres



Die Zusammenführung aller Temperaturloggerdaten in Form von Kenngrößen (minimale und maximale Temperatur, Zeitpunkt des Temperaturmaximums, Zeitverschiebung zum Gang der Lufttemperatur) ist in Abbildung 44 ebenfalls in der Form von Boxplots dargestellt. Auch hier wurden die Messstellen je nach Position im Netz eingeteilt (Ressource bzw. ressourcennahe, Behälter, Netzstellen und Netzendpunkte). Beim Temperaturmaximum (Abbildung 44, rechts oben) und dem Temperaturminimum (Abbildung 44, links unten) zeigt sich ein vergleichbares Bild zu den vor Ort gemessenen Temperaturen. Die Endstellen zeigen eine weitaus größere Saisonalität, und schlagen sowohl nach unten als auch nach oben deutlich mehr aus als die Temperaturen in den Ressourcen. Der Zeitpunkt des Temperaturmaximums liegt bei Endstellen im Mittel in Kalenderwoche 33 (Mitte August), während es für die anderen Beobachtungsstellen zwei Wochen später in KW35 (Anfang September) auftritt.

Abbildung 44: Zusammenfassung der Temperaturmessungen gruppiert nach Position im Verteilnetz (Ressource, Behälter, Netz und Endstelle)



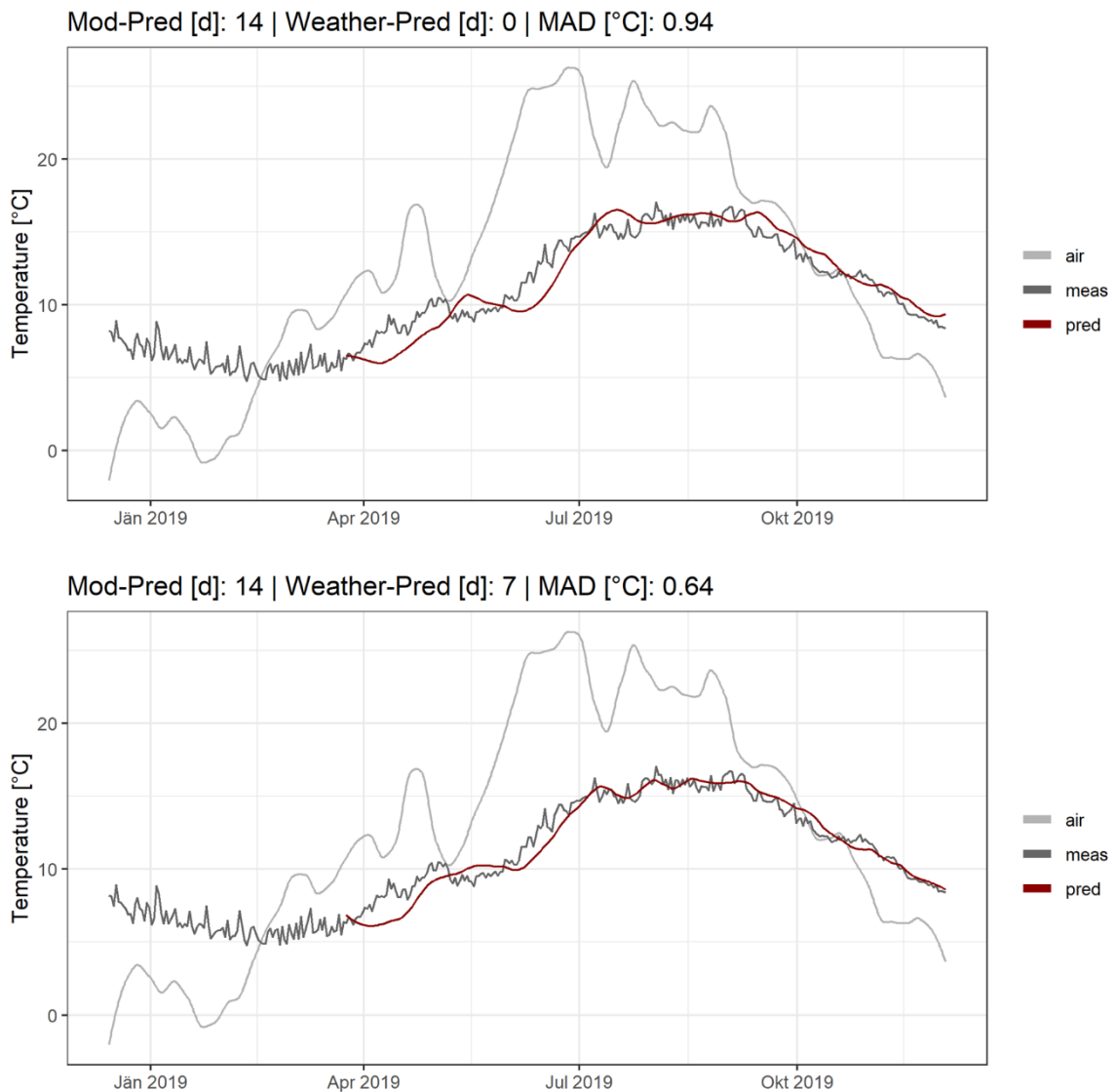
Betrachtet man den zeitlichen Versatz („Lag“) zwischen Wasser- und Lufttemperatur (Abbildung 44, links oben) wie in Abschnitt 7.1.1 beschrieben, sieht man dass der Median des zeitlichen Versatzes bei Endstellen bei nur 2,5 Wochen liegt, während er bei Ressourcen bei 8 Wochen liegt. Neben diesem trägeren Verhalten in der Reaktion auf die Lufttemperatur, ist zudem die weitaus größere Spanne bei Ressourcen, bzw. der enge Bereich bei Endstellen auffällig. Durch den Zeitpunkt und die Amplitude des Temperaturmaximums zeigt sich deutlich, dass auf den letzten Metern der Versorgung der unmittelbare Einfluss der atmosphärischen Temperatur auf die Wassertemperatur stark zunimmt.

7.1.3 Prognosemodell

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden die Temperaturmessdaten dazu genutzt, die Anwendbarkeit von Prognosemodellen der Wassertemperatur zu überprüfen. In Abbildung 45 sind die Ergebnisse einer Modellvalidierung für einen Netzendpunkt zu sehen (14-Tages-Prognose). Dabei wurde in einem Fall ohne Prognose der Lufttemperatur gerechnet – dem Modell standen nur aktuelle und vergangene Werte zur Verfügung. In einem weiteren Fall wurde eine 7-Tages-Prognose der Lufttemperatur durch Bereitstellung des in der Zukunft liegenden Wertes simuliert. Da eine Mindestanzahl an Werten für die Modellerstellung benötigt wird, beginnt die eigentliche Prognose erst nach etwa einem Drittel der Zeitreihe.

Es zeigt sich, dass auch für den Fall, dass keine Prognose der Lufttemperatur zur Verfügung steht (Abbildung 45, oben) eine zufriedenstellende Prognose der Temperatur im Leitungsnetz erzielt werden kann (mittlere absolute Abweichung $0,94^{\circ}\text{C}$). Zusätzlich erscheint die Prognose im Zeitverlauf etwas besser zu werden was auf die laufend zunehmende Datengrundlage zurückzuführen ist. Da für den betrachteten Zeitraum keine echte Wetterprognose zur Verfügung stand, wurde dem Modell die sieben Tage in der Zukunft liegende tatsächlich gemessenen Lufttemperatur als Simulation einer vorhandenen Prognose zur Verfügung gestellt. Dadurch konnte sich das Ergebnis der Prognose für die Wassertemperatur noch einmal merklich verbessern (mittlere absolute Abweichung $0,64^{\circ}\text{C}$).

Abbildung 45: Anwendung eines Prognosemodells mit (oben) und ohne (unten) Lufttemperaturprognose für die Trinkwassertemperatur an einem Netzendpunkt



Der hier dargestellte Ansatz basiert auf kontinuierlichen Temperaturoaufzeichnungen und allgemein verfügbaren Lufttemperaturdaten. Ist der betrachtete Punkt in erster Linie von klimatischen und nur zu einem geringen Grad von betrieblichen Einflüssen geprägt, kann auf sehr einfache Weise eine recht genaue Prognose des Temperaturverlaufs im Bereich von zwei Wochen gewonnen werden. Stehen mehrere Messpunkte in einem Hotspot-Netzbereich zur Verfügung können die Ergebnisse wohl noch verbessert werden. Eine Hinzunahme von Durchflussdaten und „Ausgangstemperaturen“ könnte eine Erweiterung des Modelleinsatzes auf Bereiche mit schwankenden betrieblichen Rahmenbedingungen ermöglichen.

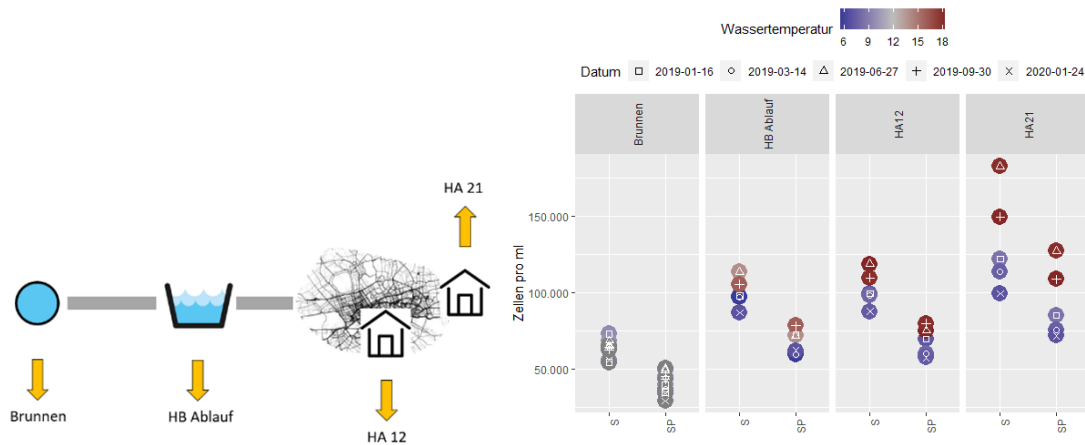
7.2 Mikrobiologische Untersuchungen

7.2.1 Heterogenität der Probenahmestellen

Anhand von zwei Beispielen wird nachfolgend dargestellt, wie sich die Topologie der Versorgung auf die Interpretation der Ergebnisse auswirkt. Hierbei wird exemplarisch der Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und durchflussszytometrischer Gesamtzellzahl dargestellt.

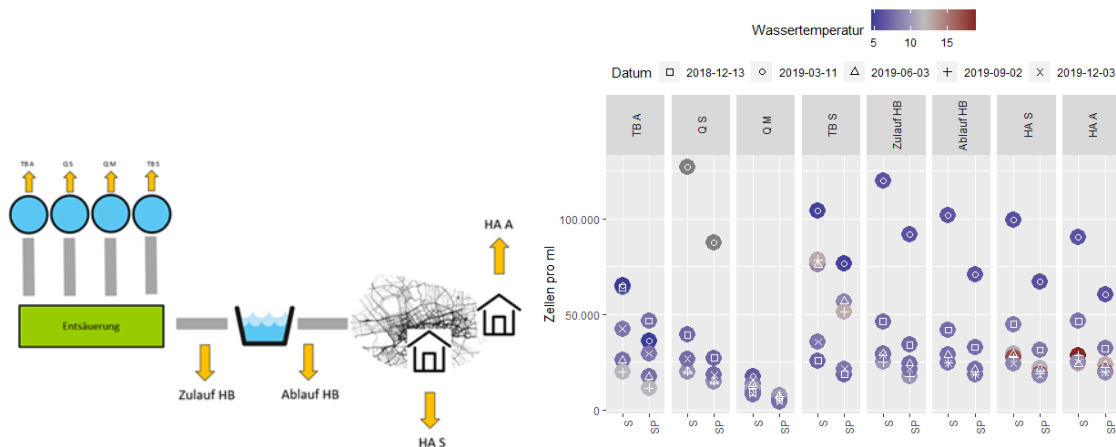
In Abbildung 46 ist links ein einfaches und lineares Versorgungssystem schematisch dargestellt. Von einem ganzjährig betriebenen Brunnen wird direkt ein Hochbehälter befüllt, von welchem eine Zubringerleitung das Wasser in ein kleines Siedlungsgebiet führt. Probenahmen fanden am Brunnen, dem Ablauf des Hochbehälters und an zwei Hausanschlüssen im Siedlungsgebiet statt – einer zentral, und einer am entferntesten Punkt gelegen. Dabei zeigte sich, dass im Probenahmezeitraum die Zellzahlen (gesamt und intakt) im Brunnen eine geringe Saisonalität aufweisen, aber insgesamt auf einem niedrigen Niveau. Zum Hochbehälter hin ist eine Erhöhung zu erkennen, die sich auch zum ersten Hausanschluss und zum zweiten Hausanschluss fortführt. Bei höheren Temperaturen wurden an allen Stellen deutlich erhöhte Zellzahlen beobachtet, und die Zunahme entlang der Versorgungskette nimmt stetig zu. Ein Zusammenhang zwischen Saisonalität bzw. Temperatur und Zellzahlen ist klar zu erkennen.

Abbildung 46: Schematische Darstellung einer linearen Wasserversorgung und der beobachteten Zellzahlen (S: Gesamtzellzahlen, SP: Intaktzellzahlen)



Das zweite Beispiel entstammt einem Versorgungssystem in dem ebenfalls zwei Hausanschlüsse im Siedlungsgebiet beprobt wurden, welche von einem Hochbehälter versorgt werden (Abbildung 47). Allerdings stehen dieser Wasserversorgung in Summe 18 Quellen und 13 Brunnen zur Verfügung, die je nach Bedarf und Dargebot wechselnd zur Versorgung herangezogen werden. Daraus ergibt sich die Situation, dass die Zellzahlen im Hochbehälter und auch in den Hausanschlüssen im Versorgungsgebiet keinem eindeutigen saisonalen Muster folgen. Bereits die Ressourcen weisen deutliche Unterschiede in den Zellzahlen auf und scheinen stark von der Hydrologie im Einzugsgebiet geprägt zu sein. Darauf deutet insbesondere das Ereignis mit erhöhten Zellzahlen im März hin. Dieses Ereignis ist dann auch entlang der gesamten Versorgungskette deutlich in den Zellzahlen zu sehen. Aber auch zu den weiteren Probenahmen zeigt sich im Beprobungszeitraum kein deutlicher Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur an der jeweiligen Entnahmestelle und den vorgefundenen Zellzahlen.

Abbildung 47: Schematische Darstellung eines Versorgungssystems mit mehreren Ressourcen und der beobachteten Zellzahlen (Gesamtzellzahlen S, Intaktzellzahlen SP)



7.2.2 Gesamtzellzahl und Intaktzellzahl

Betrachtet man die Zellzahlen und Wassertemperatur in einem Streudiagramm (Abbildung 48) zeigt sich eine weite Streuung der Datenpunkte und es ist kein deutlicher Zusammenhang erkennbar. Dieser Umstand ist vermutlich unter anderem auf die oben beschriebenen hydrologischen Einflüsse zurückzuführen. Aber auch weitere Unterschiede zwischen den zugrunde liegenden Versorgungssystemen wie z.B. in den zugrundeliegenden Ressourcen, der eingesetzten Desinfektionsmethode, den verwendeten Rohrmaterialien oder den Aufenthaltszeiten lassen kaum eine direkte Vergleichbarkeit zu. Dazu kommt, dass insbesondere die „Extremwerte“ der Temperatur nach oben und unten hin, weitaus seltener beobachtet werden konnten, und dann in der Regel nur an den Endstellen der Systeme aufgetreten sind.

Abbildung 48: Gesamtzellzahlen und Intaktzellzahlen aller Probenahmestellen in Abhängigkeit der Wassertemperatur

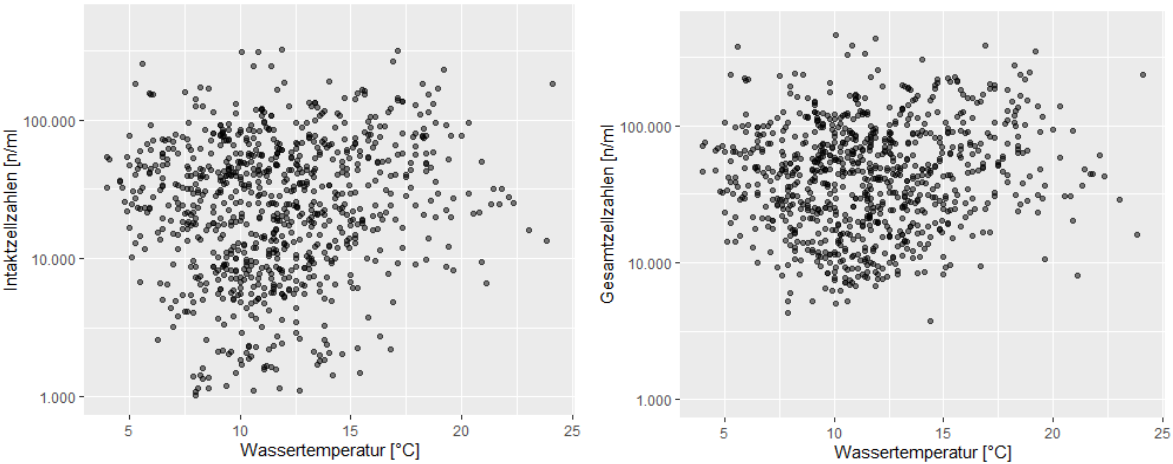
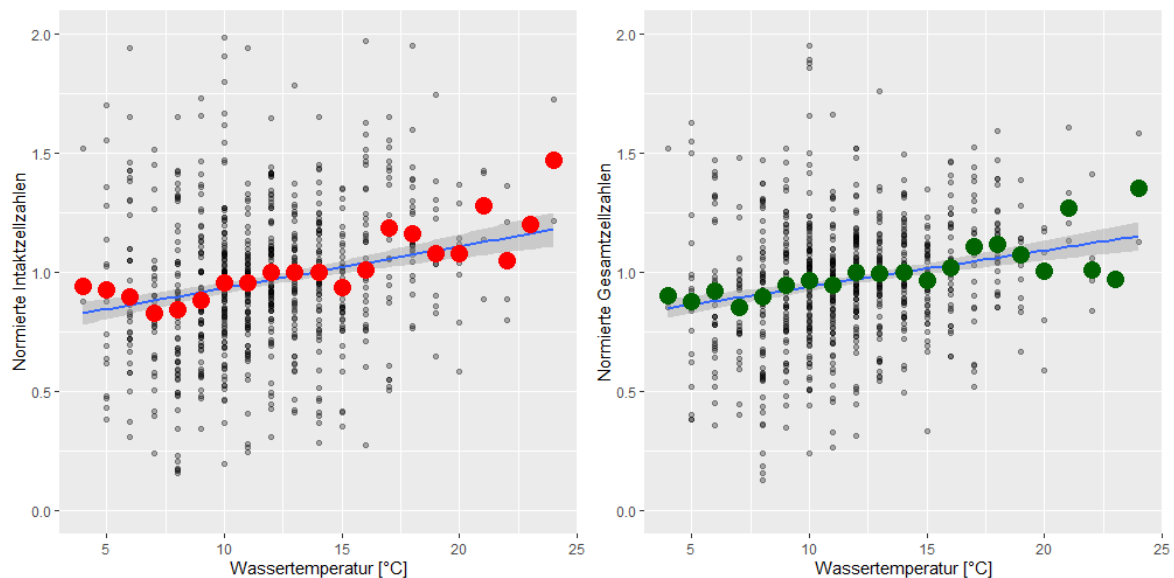


Abbildung 49: Median der auf ganzzahlige Temperaturen gerundeten und je Probenahmestelle normalisierten Gesamtzellzahlen und Intaktzellzahlen

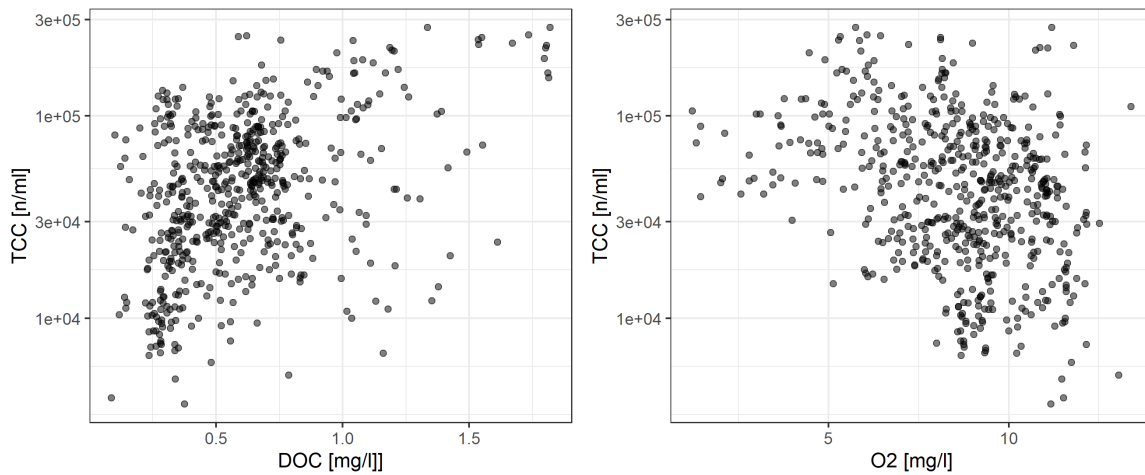


Um diese Vielzahl an möglichen Einflussfaktoren auszugleichen, wurden in Abbildung 49 die Gesamt- und Intaktzellzahlen für jede Probenahmestelle durch Heranziehen des jeweiligen Mittelwertes normiert. Dazu wurden Quotienten für jede Probenahmestelle gebildet, bestehend aus dem Wert eines bestimmten Messzeitpunktes sowie dem Mittelwert der Werte aller Messzeitpunkte für diese Probenahmestelle, wodurch relative Zu- bzw. Abnahmen der Zellzahlen pro Probenahmestelle sichtbar werden. Außerdem wurden alle Zellzahlen auf eine ganzzahlige Temperatur gerundet, und innerhalb dieser Gruppen der Median der Zellzahlen dargestellt (grüne Punkte für TCC, rote Punkte für ICC).

Durch diese Darstellung ist ersichtlich, dass im Mittel mit einer Zunahme der Zellzahlen (gesamt und intakt) bei steigender Temperatur zu rechnen ist. Aus dem dargestellten Modell müsste von einer mittleren Zunahme der Gesamtzellzahlen von 1,5% pro °C bzw. bei den Intaktzellzahlen von einer mittleren Zunahme von 1,8% pro °C ausgegangen werden.

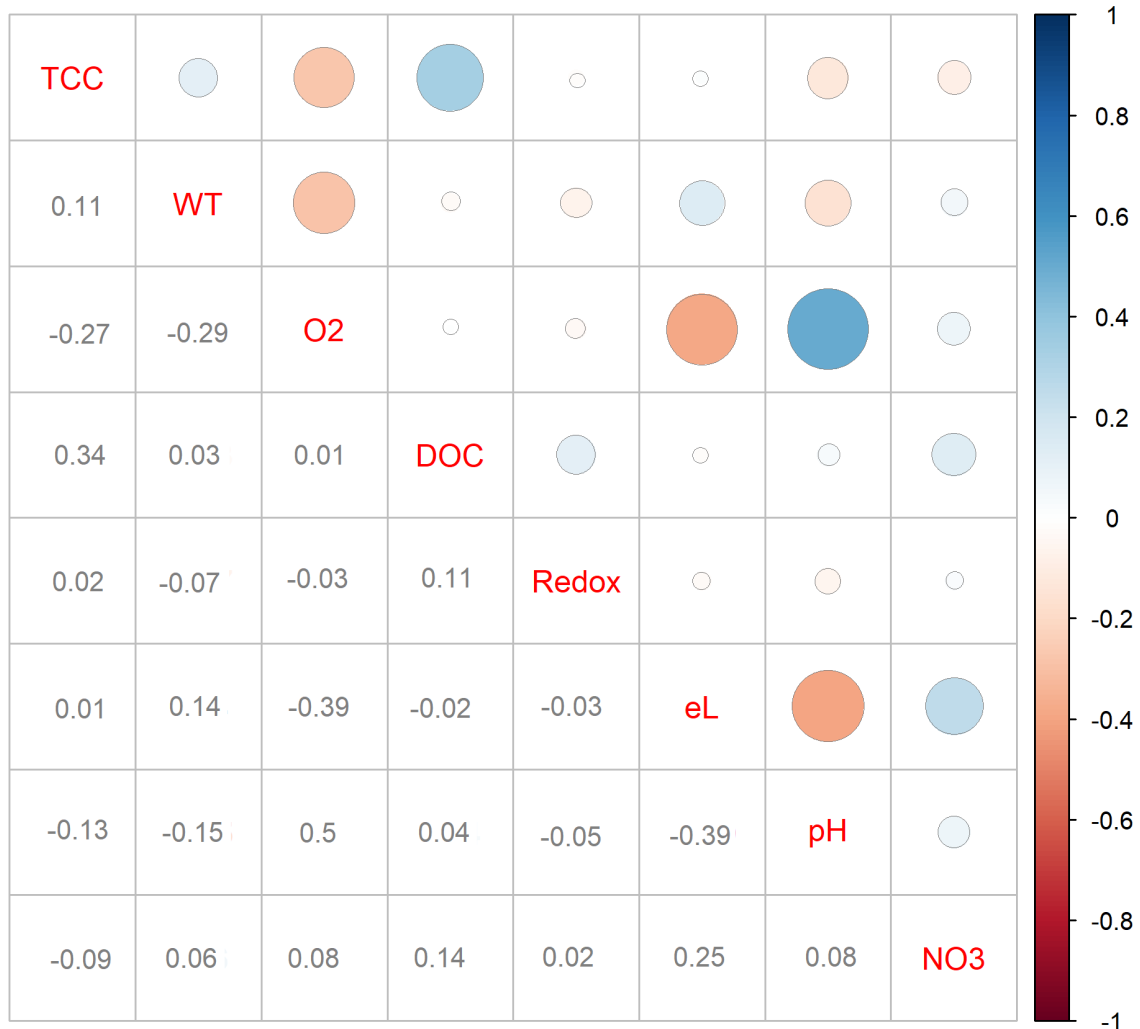
Um den Einfluss anderer chemisch/physikalischer Größen auf die Zellzahlen zu untersuchen, können auch diese gegenüber den Zellzahlen dargestellt und untersucht werden. In Abbildung 50 ist das für den Gehalt an organischem Kohlenstoff (DOC) und den Sauerstoffgehalt dargestellt. Diese Streudiagramme zeigen, dass der Einfluss der Temperatur auf die Gesamtzellzahlen geringer ist als z.B. der DOC oder der Sauerstoffgehalt.

Abbildung 50: Streudiagramm der TCC gegen ausgewählte DOC und Sauerstoffgehalt



Die Korrelation zwischen den Variablen der untersuchten chemisch/physikalischen Einflussgrößen ist in einer Korrelationsmatrix in Abbildung 51 dargestellt, die Größe der Punkte stellt den Absolutwert dar. Dabei ist zu erkennen, dass der stärkste Zusammenhang zwischen den Gesamtzellzahlen und dem DOC-Gehalt (0,34) bzw. dem Sauerstoffgehalt (-0,27) bestehen. Der Zusammenhang mit der Wassertemperatur (0,11) ist in etwa so groß wie der pH-Wert (-0,13). Der starke Einfluss des DOC ist auf die erhöhte Nährstoffverfügbarkeit für Mikroorganismen zurückzuführen, während der Zusammenhang mit dem Sauerstoffgehalt schwieriger zu interpretieren ist. Einerseits könnte der Sauerstoff tatsächlich wachstumshemmend für obligat anaerobe Mikroorganismen sein, und dadurch eine Art konservierende Wirkung haben, andererseits könnte aber auch der niedrige Sauerstoffgehalt eine Folge der erhöhten Zellzahlen sein, da heterotrophe Mikroorganismen auch Sauerstoff veratmen können.

Abbildung 51: Korrelationsmatrix der erklärenden Variablen (Korrelationskoeffizient nach Pearson). Parameter von links nach rechts: Gesamtzellzahl, Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, gelöster organischer Kohlenstoff, Redoxpotential, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitratstickstoffgehalt



7.2.2.1 Modelle

Das hierverwendete gemischte Modell („nlme::nlme“) und die herkömmliche lineare Regression („stats::lm“) beinhalten die abhängige Variable (*TCC*) in logarithmierter Form. Es werden die Wassertemperatur, der Sauerstoffgehalt (*O2*), der DOC, das Redoxpotential, die elektrische Leitfähigkeit (*eL*), der pH und der Nitratstickstoffgehalt (*NO3*) einbezogen:

$$\log(TCC) \sim WT + O_2 + DOC + Redox + eL + pH + NO_3$$

Als zufällige Faktoren im gemischten Modell sind die Probenahmestelle und das Wasserwerk definiert, wobei erstere in letzterem gruppiert ist („nested“). Zur Abschätzung der Wichtigkeit der unabhängigen Variablen werden diese skaliert verwendet (Abzug des Mittelwertes und Division mit der Standardabweichung).

Im Fall des linearen Regressionsmodells ist die Wassertemperatur nicht signifikant. Der Modellkoeffizient des *DOC* ist mit 0,361 am größten, gefolgt vom *O₂* mit 0,296 und dem *pH* mit 0,148. Hinsichtlich des Anteils an der durch das Modell erklärten Varianz (0,33) ist jener von *DOC* mit 50,8% dominant, gefolgt vom *O₂* mit 30,7% und der *eL* mit 6,7%. Dabei bezieht sich dieser Wert auf die Berechnung aller möglichen Modellkombinationen ohne Interaktionsterme. Im Fall des gemischten Modells sind alle Koeffizienten mit Ausnahme von *pH* und *NO₃* signifikant und die Größe der Koeffizienten unterscheidet sich kaum. Der Koeffizient des *DOC* ist mit 0,292 am größten, gefolgt von *eL* mit 0,189 und dem *O₂* mit 0,141.

Die schrittweise Variablenselektion mit Einbeziehung von Interaktionen ergibt im Fall der herkömmlichen linearen Regression ein komplexeres Modell mit insgesamt 10 erklärenden Termen:

$$\log(TCC) \sim DOC + O_2 + eL + Redox + pH + NO_3 + DOC * pH + pH * NO_3 + O_2 * eL + DOC * Redox$$

Dadurch erhöht sich das angepasste Bestimmtheitsmaß von 0,33 auf 0,4. Im Fall des gemischten Modells ergibt sich ein Modell mit 9 erklärenden Termen:

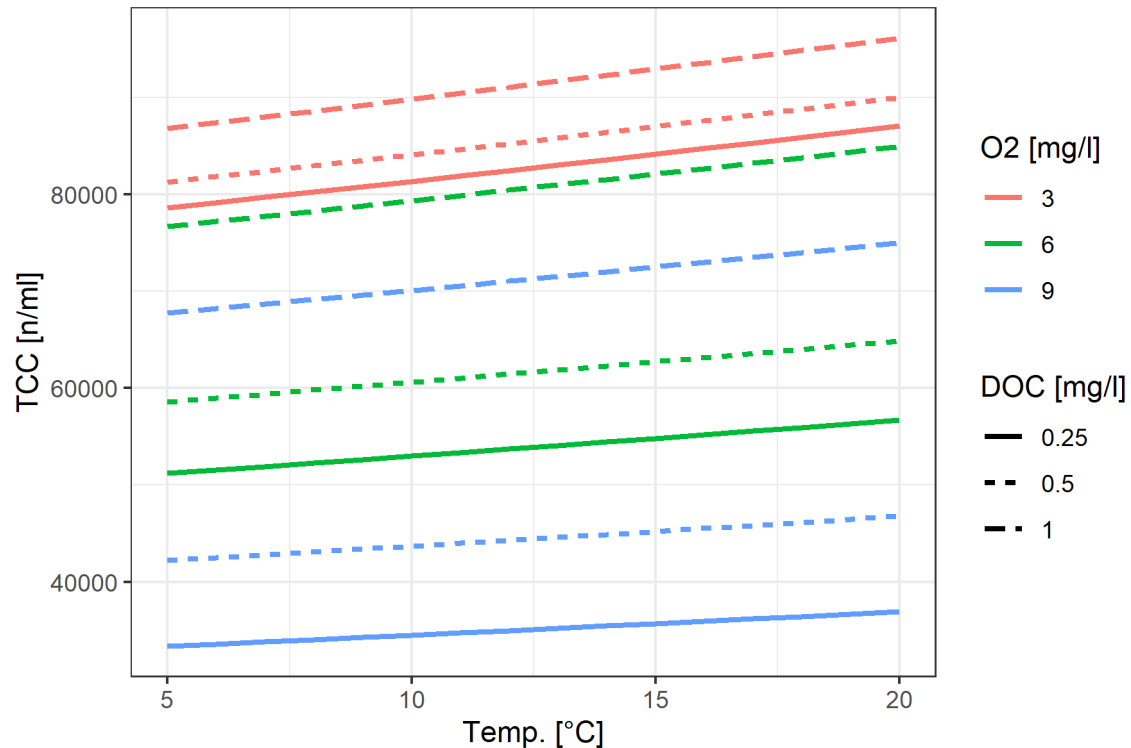
$$\log(TCC) \sim WT + O_2 + eL + DOC + Redox + DOC * O_2 + WT * eL + O_2 * eL + O_2 * Redox$$

Als wesentliches Kriterium zur Modellselektion wurde auch eine wiederholte Kreuzvalidierung durchgeführt, bei der zufällig ausgewählte Wasserwerke (1/4) nicht in die Modellanpassung einbezogen wurden. Der Vergleich der Modellprognose mit dem tatsächlichen Wert mittels des Korrelationskoeffizienten nach Pearson ergibt für das ursprüngliche herkömmliche Regressionsmodell einen Wert von 0,39. Dieser Wert erhöht sich für das Modell nach Variablenselektion und Hinzunahme von Interaktionen auf 0,45. Im Fall der beiden gemischten Modelle betragen diese Werte 0,43 und 0,44, wobei hier nur das „Basismodell“ ohne zufällige Effekte zur Berechnung herangezogen werden kann.

In Abbildung 52 ist eine Visualisierung einiger Modell-Zusammenhänge aus dem gemischten Modell (Variablenselektion und Interaktionsterme) dargestellt. Über den gesamten Bereich von 5°C bis 20°C erhöht die Temperatur die TCC um lediglich 5000 bis 10000 Zellen pro ml, während sowohl der *DOC* als auch der Sauerstoffgehalt starke Auswirkungen zeigen.

Gut zu erkennen ist der Interaktionseffekt zwischen den beiden Größen. Bei geringen Sauerstoffgehalten spielt der DOC eine deutlich geringere Rolle, als bei hohen Gehalten.

Abbildung 52: Effekt der Temperatur bei verschiedenen Werten des Sauerstoffgehalts und des DOC



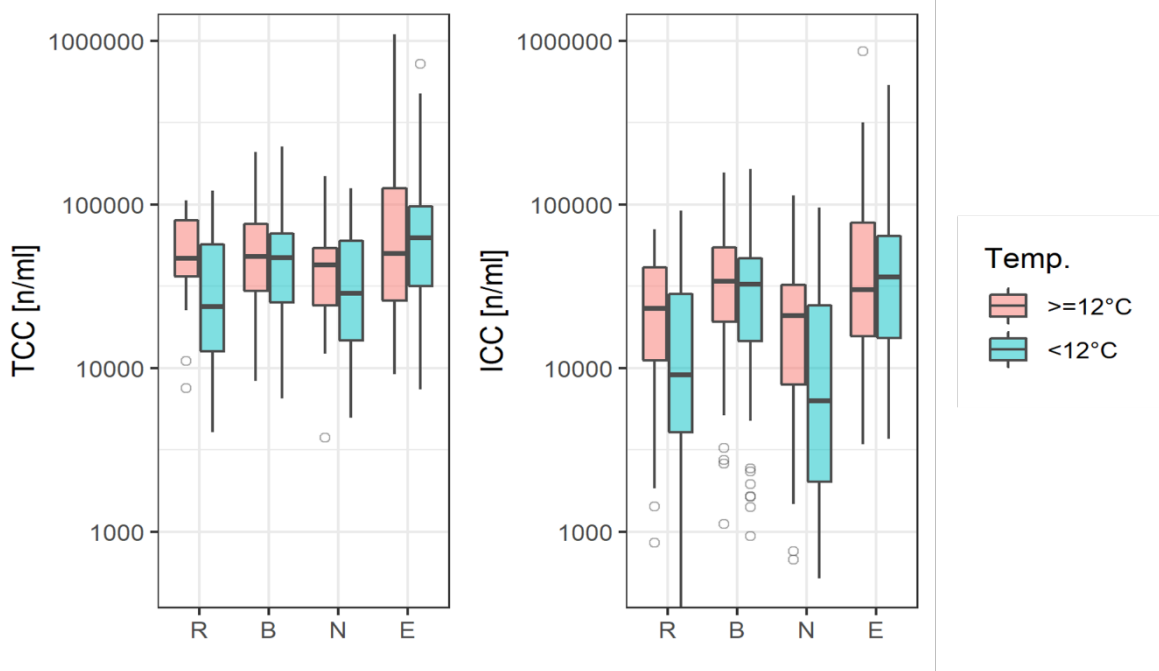
7.2.2.2 Zellzahlen und Eigenschaften der Wasserversorgung

Im Folgenden sollen neben den chemisch/physikalischen Parametern des Wassers auch Eigenschaften des Versorgungsystems betrachtet werden. Dazu werden neben der Lage der Probenahmestelle entlang der Versorgungskette auch die Art der Desinfektion (ohne, oxidativ, UV) und die Struktur des Versorgungsystems (urban, ländlich, Fernversorgung) berücksichtigt. Insbesondere die Einteilung nach der Struktur des Versorgungsystems erweist sich als schwierig, da keine einheitlichen Kriterien festgelegt werden konnten und die Übergänge selbst innerhalb eines Versorgers zum Teil fließend sind.

In Abbildung 53 sind die Gesamtzellzahl und die Intaktzellzahl in Boxplots für die jeweiligen Typen an Probenahmestellen (Ressource, Behälter, Netzstelle, Endstelle) dargestellt. Außerdem wurden die Datensätze am Medianwert der Temperatur (12°C) in zwei Gruppen

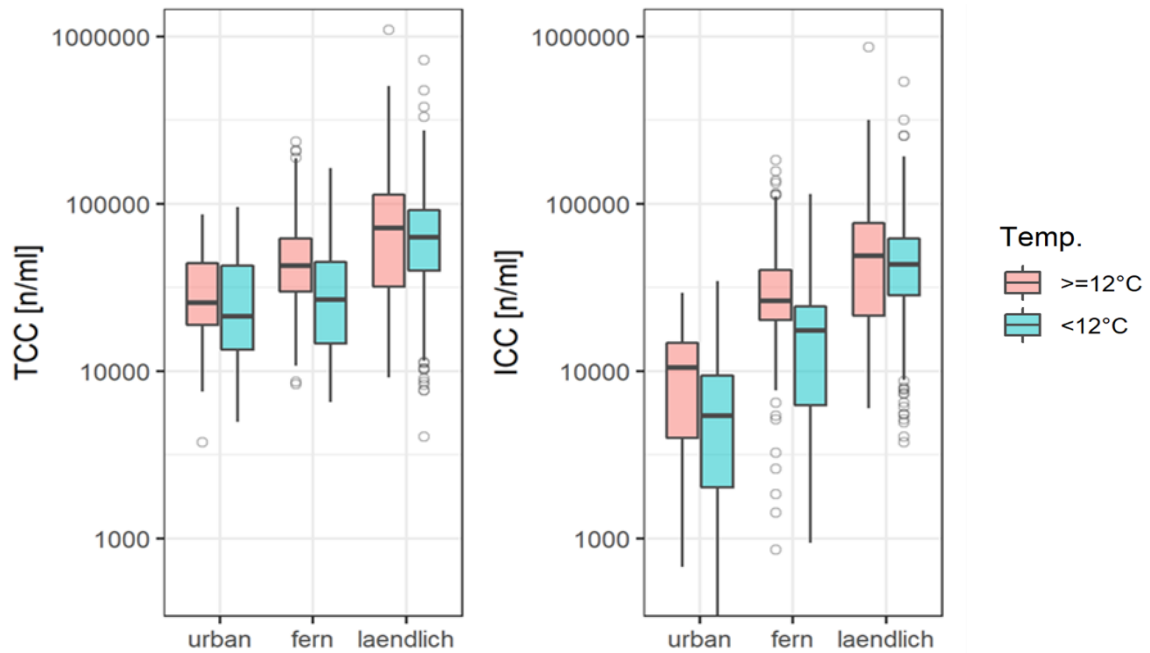
geteilt. Dabei ist sowohl bei den TCC als auch den ICC für die jeweiligen Typen ein vergleichbares Niveau zu erkennen, wobei sich aber leicht erhöhte Werte in Behältern und an den Endstellen finden. Besonders auffällig ist jedoch der Unterschied zwischen den ICC in Ressourcen und Netzstellen gegenüber Behältern und Endstellen bei kalten Proben. Hier scheint es in der Kälteperiode zu einem Anstieg der Lebendzellzahlen von den Ressourcen hin zu den Endstellen zu kommen. Diese Veränderung ist in abgeschwächter Form auch bei den Gesamtzellzahlen zu sehen, und lässt auf eine entsprechende mikrobiologische Aktivität in Behältern und entlang der Verteilung schließen.

Abbildung 53: Einfluss des Typs der Probenahmestelle (Ressource, Behälter, Netzstelle und Endstelle) auf Gesamtzellzahl, Intaktzellzahl und Wachstumspotential für Temperaturen größer/kleiner 12°C



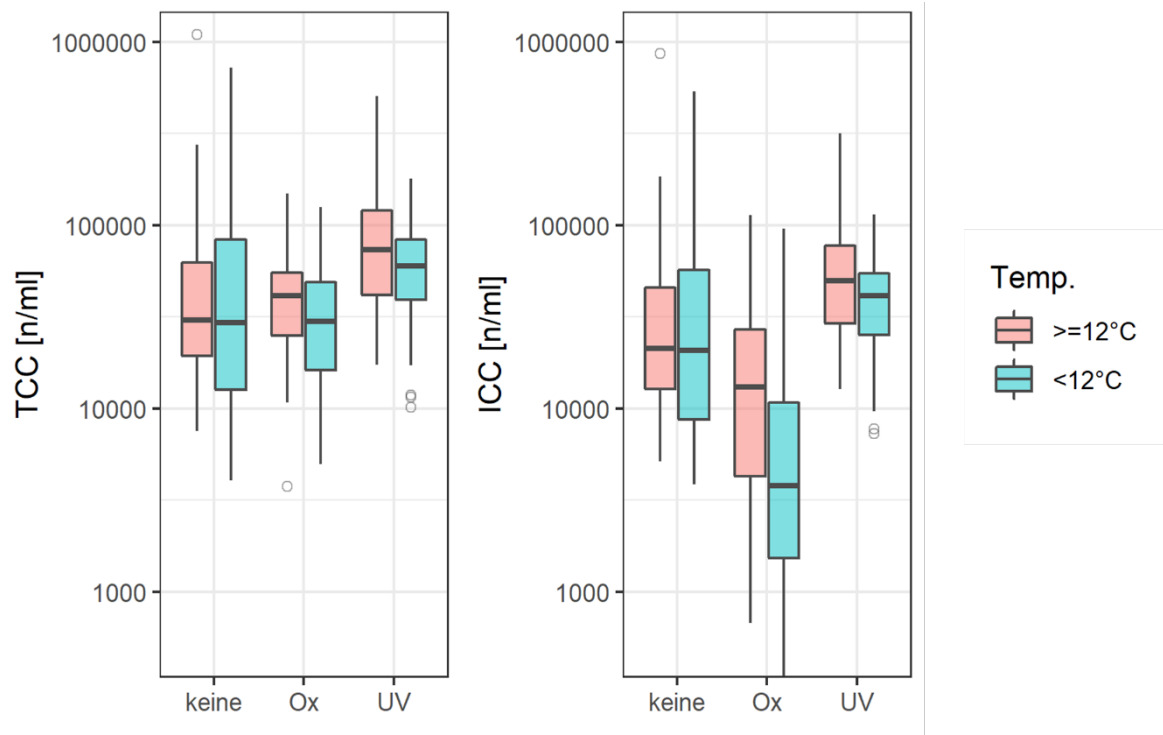
Betrachtet man die Struktur bzw. die Größe der Versorgungssysteme sieht man bei allen drei Gruppen (urban, ländlich, Fernversorgung), sowohl bei den TCC als auch bei den ICC, höhere Zellzahlen in den Proben mit höherer Temperatur. Es zeigt sich auch dass bei ländlichen Versorgungsstrukturen die Zellzahlniveaus gegenüber Fernversorgern und insbesondere gegenüber urbanen Versorgungsstrukturen gesteigert sind. Allerdings ist hier auf den Umstand zu verweisen, dass die Übergänge zwischen den betrachteten Strukturen fließend sind, und eine objektive Abgrenzung nur schwer möglich ist.

Abbildung 54: Einfluss der Versorgungsstruktur auf Gesamtzellzahl, Intaktzellzahl und Wachstumspotential für Temperaturen größer/kleiner 12°C



Zieht man die Art der Desinfektion (ohne Desinfektion, oxidativ wirkende Desinfektion oder UV-Desinfektion) als erklärende Eigenschaft hinzu zeigen sich kaum Unterschiede zwischen Warm und Kaltphase. Insbesondere ohne Desinfektion zeigen sich keine Unterschiede bei den betrachteten Proben.

Abbildung 55: Einfluss der Art der Desinfektionsmethode auf Gesamtzellzahl, Intaktzellzahl und Wachstumspotential für Temperaturen größer/kleiner 12°C



Der größte und augenscheinlichste Unterschied zeigt sich bei den Intaktzellzahlen in Systemen mit oxidativ wirkender Desinfektion (Chlorung bzw. Ozonung). Es ist hier anzunehmen, dass bei geringeren Temperaturen die Zehrung von Residuen des Desinfektionsmittels weit aus geringer ausfällt als bei höheren Temperaturen, und dadurch eine länger anhaltende Inaktivierung der Mikroorganismen ermöglicht wird.

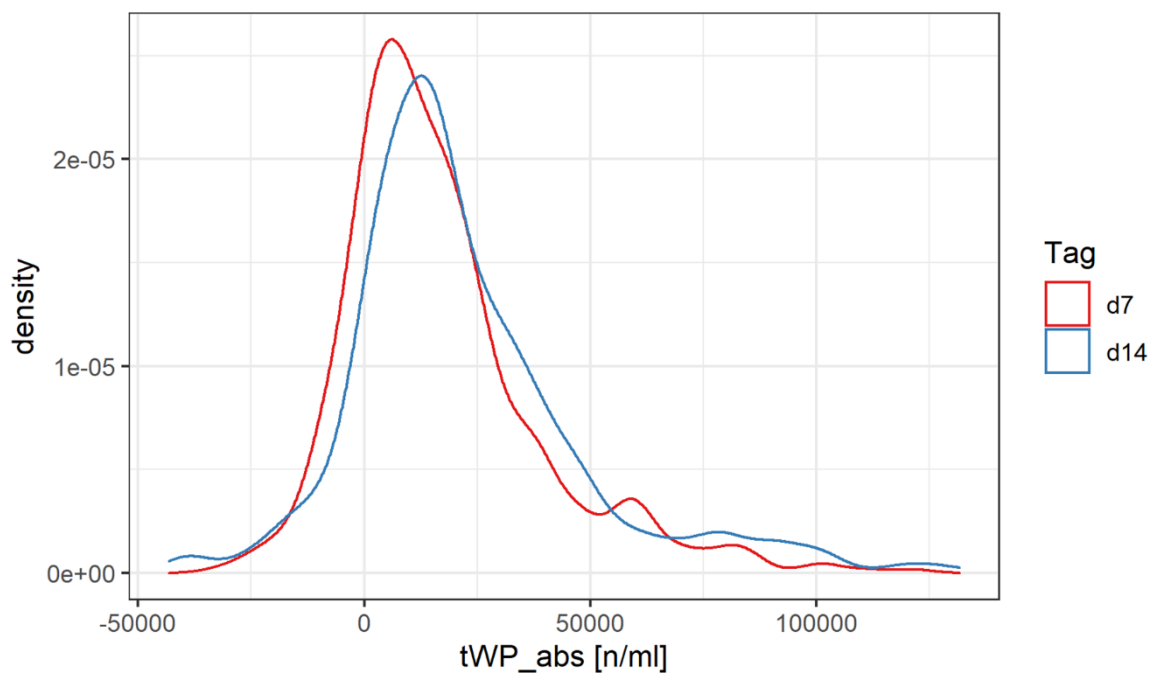
7.2.3 Wachstumspotential

Das Wachstumspotential kann als relative Veränderung der TCC nach Lagerung bezogen auf den Ausgangswert (WP_{rel}) oder als absolute Änderung (WP_{abs}) ausgedrückt werden. Im Text steht die Bezeichnung „Wachstumspotential“ stets für die relative Variante. Es besteht grundsätzlich auch die Möglichkeit als Referenzwert anstatt der TCC die ICC am Tag der Probenahme zu verwenden, wobei im Folgenden immer die Gesamtzellzahlen als Referenz herangezogen wurden.

Während das relative Wachstumspotential durchwegs beachtlich sein kann, ist der absolute Zuwachs an Zellen im Schnitt für die gesamte Untersuchung gering und für den Großteil der

Proben kleiner 50.000 Zellen/ml (Abbildung 56). Das ist ein deutliches Zeichen für die Nährstoffarmut der untersuchten Wässer. Zudem zeigt es auch, dass der methodische Ablauf keinen oder nur einen sehr geringen unerwünschten Nährstoffeintrag verursacht. Letzteres wird gerade auch am recht hohen Anteil an Proben mit einer Zellzahlabnahme während der Lagerung deutlich. Diese Abnahme an Zellen kann mit der klassischen mikrobiologischen Wachstumskurve erklärt werden, wo nach einer exponentiellen Wachstumsphase und einer stationären Phase eine Absterbephase aufgrund von akkumulierten Schadstoffen folgt.

Abbildung 56: Verteilung des absoluten Wachstumspotentials unter Berücksichtigung aller Proben

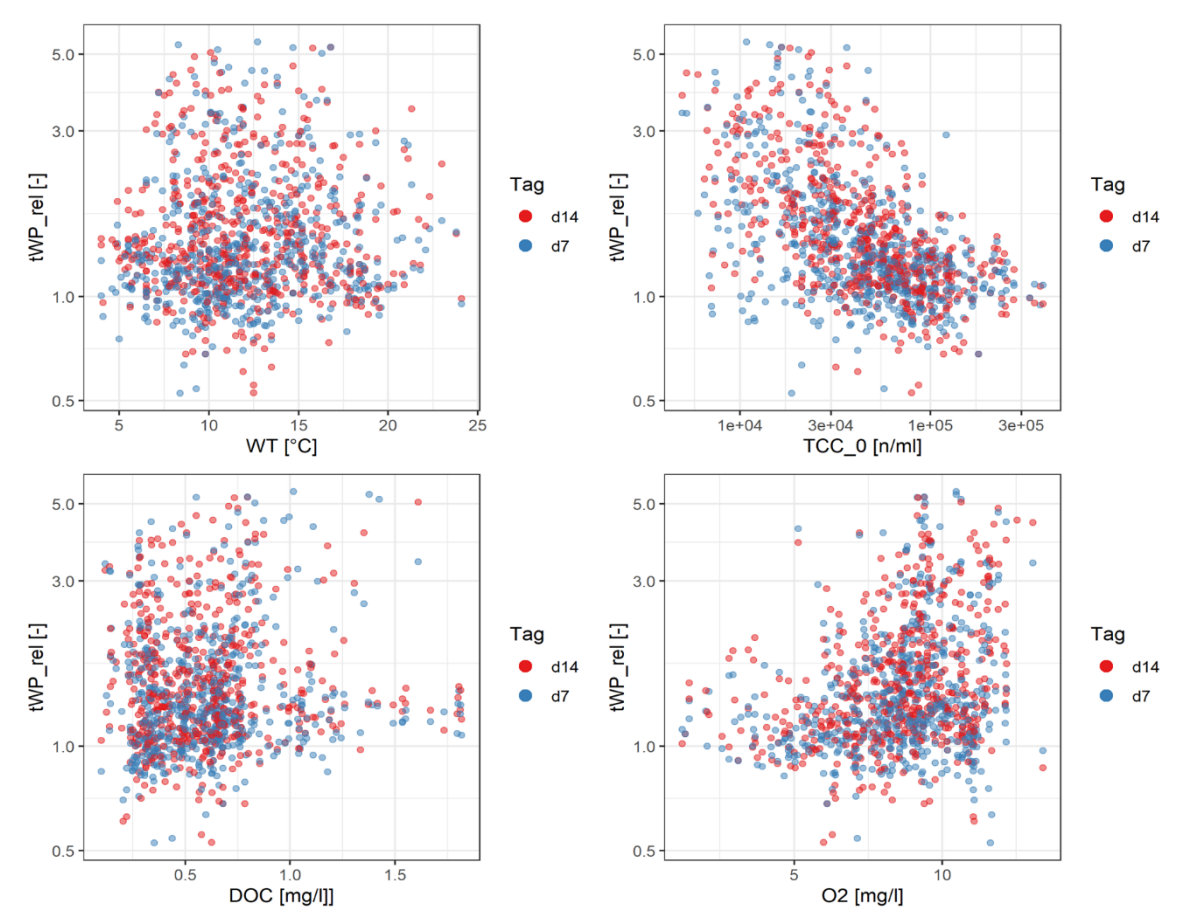


Wie in Abbildung 57 ersichtlich besteht zwischen der Ausgangszellzahl und dem Wachstumspotential ein deutlich negativer Zusammenhang. Das bedeutet, dass Proben mit einer hohen Zellzahl am Tag der Probenahme ein geringeres Wachstum aufweisen als solche mit niedrigen Zellzahlen. Dieser Umstand zeigt, dass Proben mit höheren Zellzahlen tendenziell bereits „ausgewachsen“ sind, und ein weiteres Wachstum nicht uneingeschränkt möglich scheint.

Während sich mit der Wassertemperatur in der Gesamtschau kein offensichtlicher Zusammenhang zeigt, sind höhere Werte des Sauerstoffgehalts mit höheren Werten des Wachstumspotentials assoziiert. Hierbei kann es sich allerdings um einen methodischen Einfluss

handeln, da die Proben der Wachstumspotentialversuche unter Luftausschluss in Schliffglasflaschen gelagert werden, und daher nur der in der Probe verbliebende Sauerstoff zur Verfügung steht.

Abbildung 57: Streudiagramme des Wachstumspotentials gegen ausgewählte Parameter

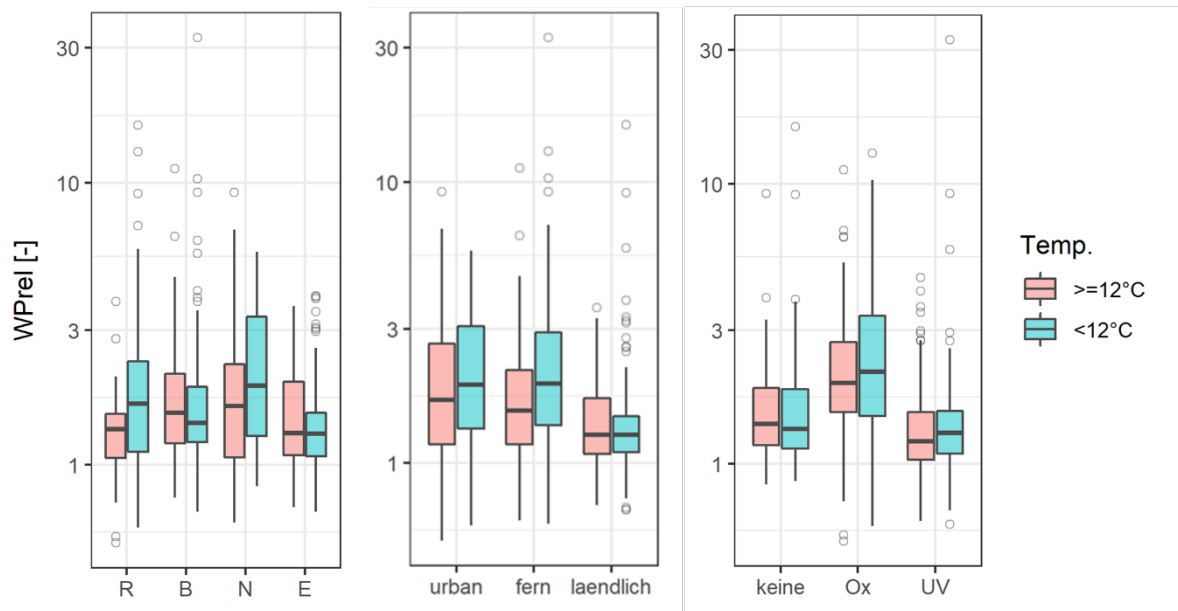


Besonders interessant erscheint das Fehlen einer Abhängigkeit zum DOC, da dieser gelöste Kohlenstoff zumindest teilweise als Nährstoff zur Verfügung stehen sollte. Allerdings muss hier auf die geringe Anzahl an Proben mit erhöhten DOC (> 1 mg/l) hingewiesen werden, die eine zuverlässige Beurteilung der Korrelation erschwert.

Betrachtet man dieselben Eigenschaften der Wasserversorgungen wie in Abschnitt 7.2.2.2, so zeigen sich in jenen Kategorien ein erhöhtes Wachstumspotential in denen vorab niedrige Zellzahlen (vor allem Intaktzellzahlen) festgestellt wurden. Das sind beispielsweise Netzstellen und Ressourcen in kalten Perioden, oder urbane Versorgungs- bzw. Fernversorgungen. Bei den Desinfektionsmethoden zeigt sich das deutlich erhöhte Wachstumspotential bei oxidativen Verfahren als auffällig. Hier ist anzunehmen, dass durch die oxidativen

Verfahren zwar mikrobiologische Zellen abgetötet werden, deren Überreste allerdings als Nährstoffquelle entlang der weiteren Versorgungskette zur Verfügung stehen, während bei der UV-Desinfektion die Zellen inaktiviert werden, aber in ihrer Integrität erhalten bleiben.

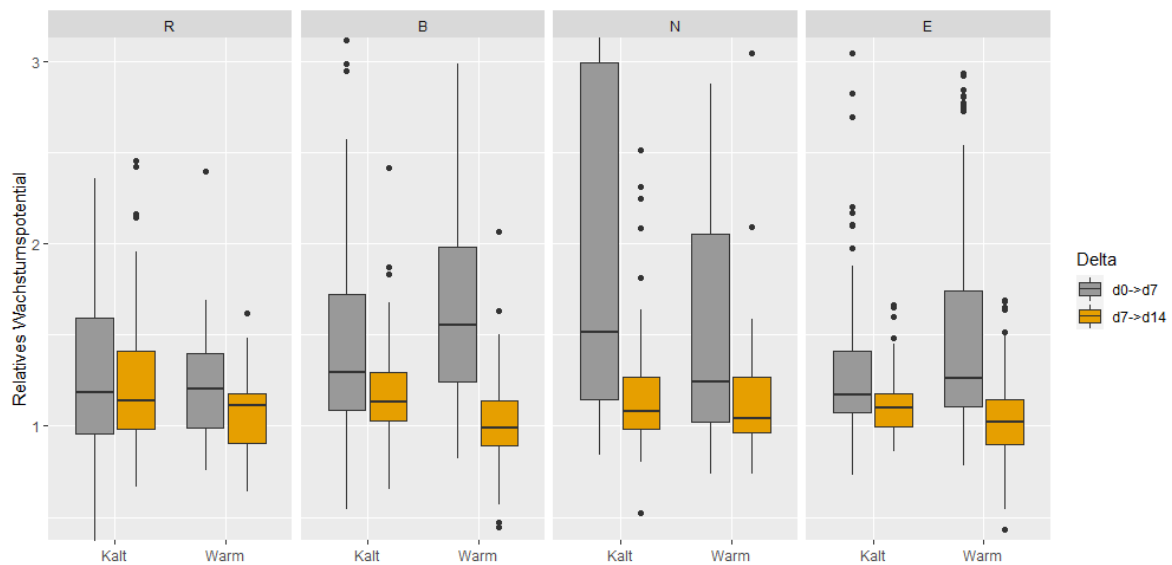
Abbildung 58: Eigenschaften der Wasserversorgungen (Typ der Probenahmestelle, Struktur, Desinfektionsmethode) und relatives Wachstumspotential



Eine nähere Betrachtung der relativen Zellzahlzunahme für die beiden Lagerungswochen getrennt wurde in Abbildung 59 geschaffen. Für die Typen an Probenahmestellen (Resource, Behälter, Netzstelle und Endstelle) wurden die Proben wieder in jene größer bzw. kleiner 12°C unterteilt, und dann die relative Veränderung nur zwischen Tag 0 und Tag 7 beziehungsweise zwischen Tag 7 und Tag 14 als Boxplot dargestellt. Dabei zeigt sich dass die Wachstumskurve in der zweiten immer abflacht, wobei dieser Effekt am geringsten in den Ressourcen zu Tage tritt. Die erhöhte Spanne bei Netzstellen ist vermutlich auf die hohe Heterogenität dieses Probenahmetyps zurückzuführen da hier Proben in verschiedensten Arten von Schächten oder in Drucksteigerungsanlagen entnommen wurden.

Betrachtet man die Unterschiede zwischen kalten und warmen Proben, dann zeigt sich vor allem bei Behältern und Endstellen die Besonderheit, dass es in einer Vielzahl an Proben mit höherer Wassertemperatur nach Tag 7 zu keinem weiteren Wachstum mehr gekommen ist. Das bedeutet, dass in den Wärmephasen das Wachstum in den Proben nach 7 Tagen weitgehend abgeschlossen war, während es in Kaltphasen, beziehungsweise in den Proben aus Netzstellen und Ressourcen zu einem weiteren Wachstum gekommen ist.

Abbildung 59: Änderungen des relativen Wachstumspotential zwischen d0 - d7 bzw. d7 - d14 in Abhängigkeit vom Typ der Probenahmestelle



7.2.3.1 Einfluss der Lagerungstemperatur

An Probenahmestellen an denen bei der Probenahme eine Wassertemperatur von über 20°C gemessen wurde, wurden neben den standardmäßig bei allen Probenahmestellen durchgeführten Wachstumspotentialversuchen bei 22°C Lagerung bei gleichbleibender Vorgehensweise zusätzlich auch Flaschen bei 27°C gelagert. In Abbildung 60 sind die relativen Zellzahlzunahmen aller Proben für die ein Lagerungsversuch bei 27°C durchgeführt wurde dargestellt – für einen direkten Vergleich wurden die relativen Zunahmen den selben Proben bei 22°C Lagerung gegenübergestellt. Dabei ist keine eindeutige Tendenz zu erkennen, und es zeigt sich, dass bei einigen Proben ein höheres Wachstum bei 27°C, bei anderen Proben allerdings bei 22°C stattfindet. Dieser Umstand ist vermutlich auf die unterschiedlichen Zusammensetzungen der mikrobiellen Gemeinschaften und deren unterschiedlichen Wachstumsoptima zurückzuführen.

Um diesen Umstand deutlicher darzustellen, sind in Abbildung 61 die Boxplots dieser Proben nach Lagerungstemperatur und Lagerungsdauer dargestellt. Trotz dem minimal erhöhten Wachstumspotential nach 14 Tagen bei 22°C, ist kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Lagerungstemperaturen vorhanden. Es kann bei den untersuchten Proben also nicht von einem erhöhten Wachstum bei noch weiter erhöhter Temperatur ausgegangen werden.

Abbildung 60: Relatives Wachstumspotential bei 22 und 27°C Lagerungstemperatur für alle Probenahmestellen mit Wassertemperaturen größer 20°C

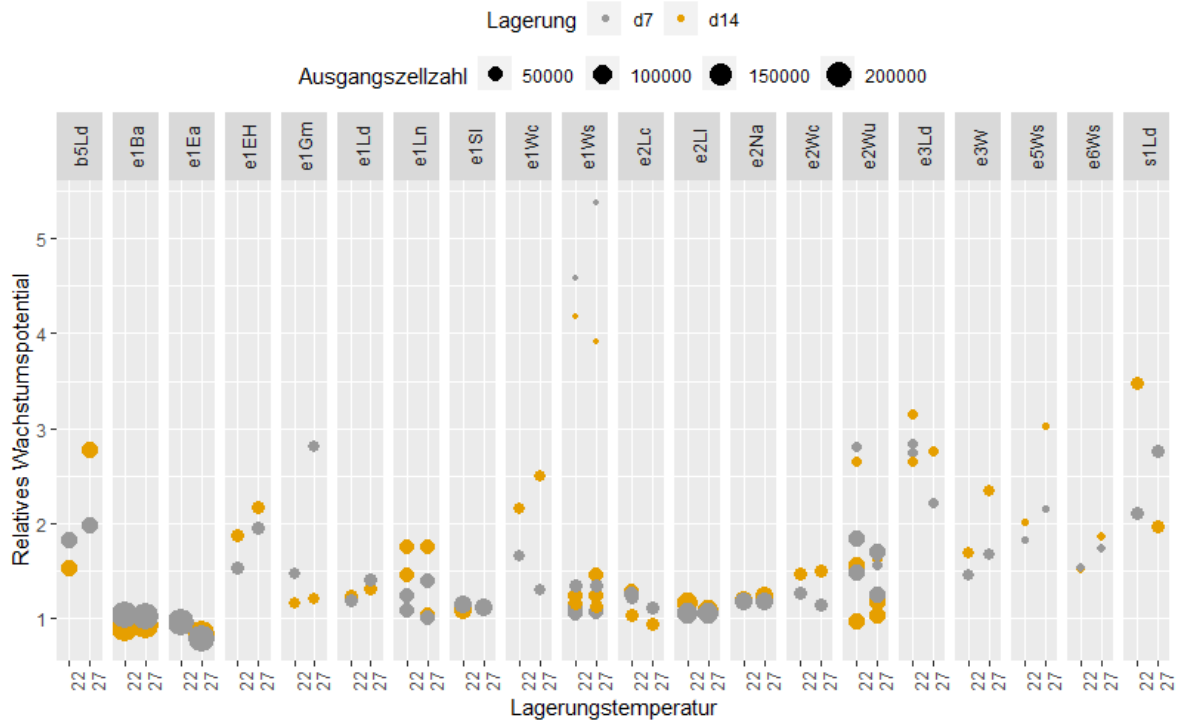
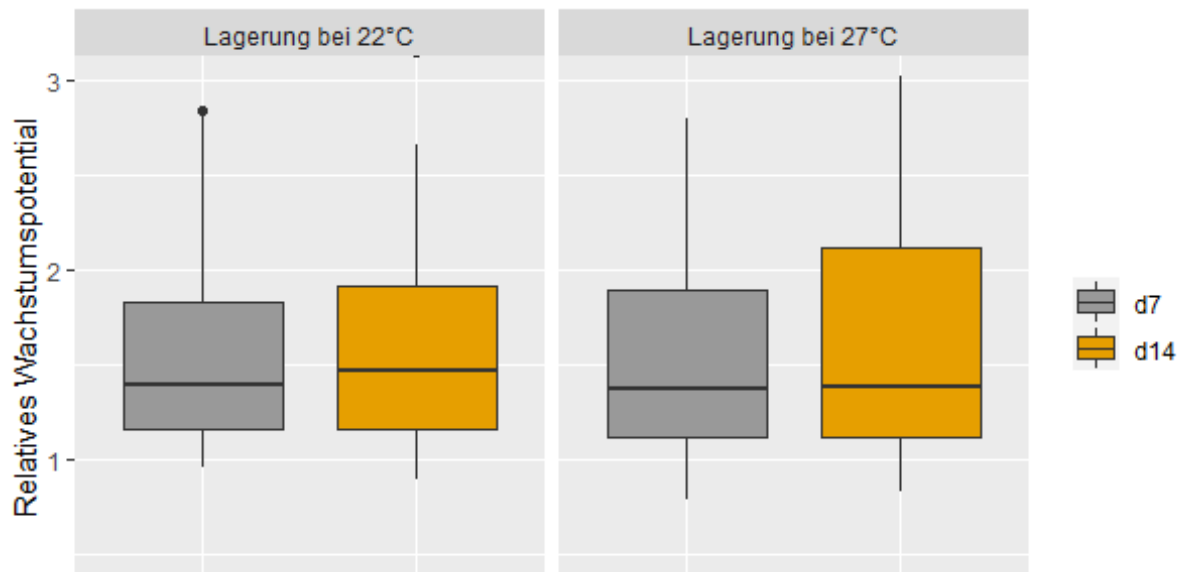


Abbildung 61: Boxplots zum Vergleich des Wachstumspotentials bei 22 und 27°C Lagerungstemperatur



7.2.3.2 Modelle

Für die Modellbildung des Wachstumspotentials (Lagerungstag 14, Lagerungstemperatur 22°C) stehen insgesamt 608 Messungen zur Verfügung. Nach Entfernung von Extremwerten des Wachstumspotentials und von Datensätzen mit fehlenden Werten der unabhängigen Variablen verbleiben noch 555 Messwerte. Sowohl das gemischte Modell („nlme::lme“) als auch die herkömmliche lineare Regression („stats::lm“) beinhalten die abhängige Variable (WP_{rel}) in logarithmierter Form. Es werden die Ausgangszellzahl (in logarithmierter Form), die Wassertemperatur, der Sauerstoffgehalt, der DOC, das Redoxpotential, die elektrische Leitfähigkeit, der pH und der Nitratstickstoffgehalt einbezogen:

$$\log(WP_{rel}) \sim \log(TCC_0) + WT + O_2 + DOC + Redox + eL + pH + NO_3$$

Als zufällige Faktoren im gemischten Modell sind hier wie im Fall der (Ausgangs-) Zellzahl die Probenahmestelle und das Wasserwerk definiert, wobei erstere in letzterem gruppiert ist („nested“). Zur Abschätzung der Wichtigkeit der unabhängigen Variablen werden diese wiederum skaliert verwendet (Abzug des Mittelwertes und Division mit der Standardabweichung).

Im Fall des linearen Regressionsmodells sind O_2 , eL , pH und NO_3 nicht signifikant. Der Koeffizienten von $\log(TCC_0)$ ist mit -0,333 am größten, gefolgt vom DOC mit 0,173 und dem Redoxpotential mit 0,057. Hinsichtlich des Anteils an der durch das Modell erklärten Varianz (0,54) ist jener von $\log(TCC_0)$ mit 72% dominant, gefolgt vom DOC mit 11,2% und O_2 mit 9,3%. Der Wert bezieht sich auf die Berechnung aller möglichen Modellkombinationen ohne Interaktionsterme. Im Fall des gemischten Modells sind ebenfalls O_2 , eL , pH und NO_3 nicht signifikant und die Größe der Koeffizienten unterscheidet sich kaum.

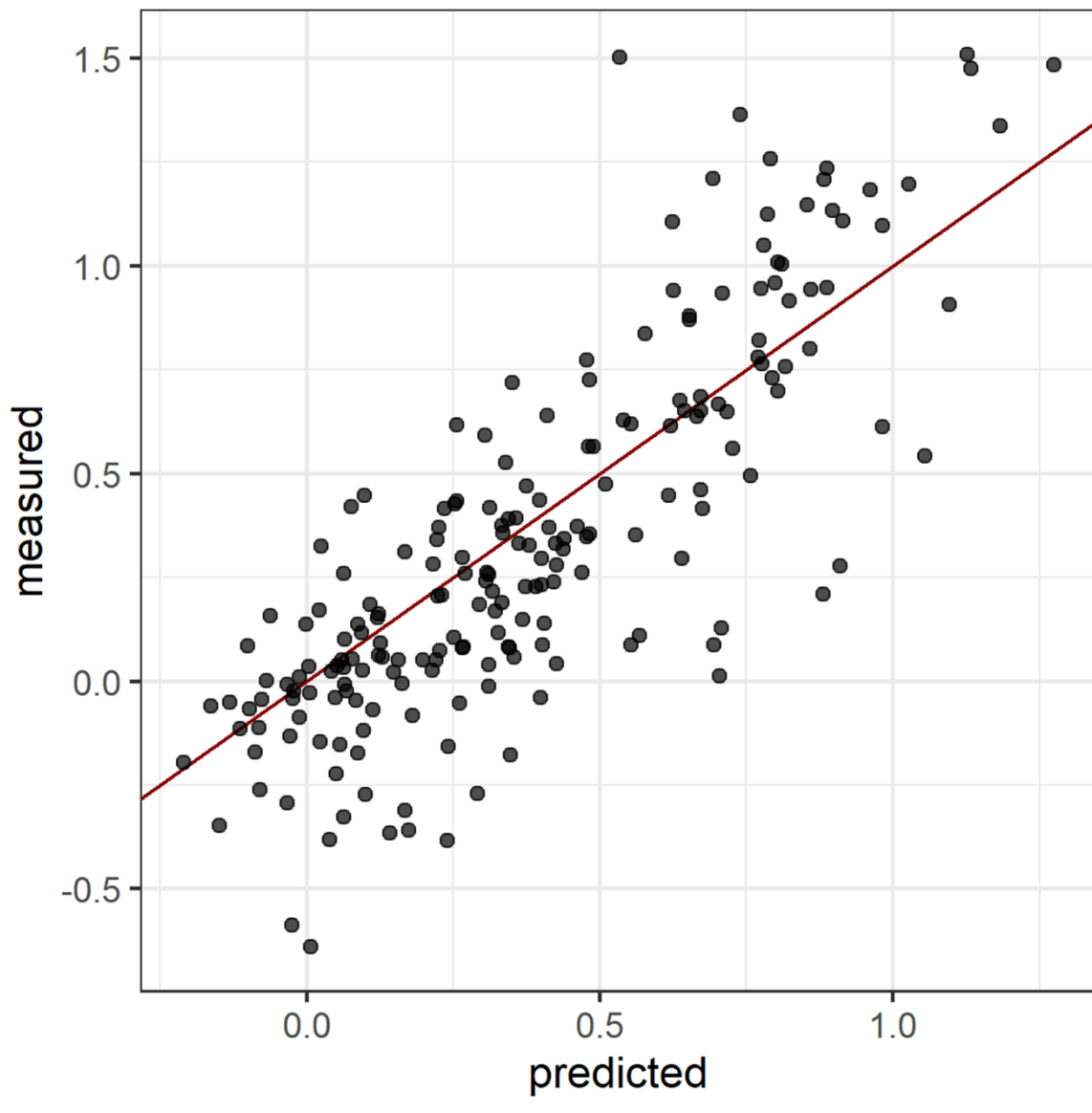
Die schrittweise Variablenselektion mit Einbeziehung von Interaktionen ergibt im Fall der herkömmlichen linearen Regression ein komplexeres Modell mit insgesamt 9 erklärenden Termen, im Fall des gemischten Modells ergibt sich ein Modell mit 6 erklärenden Termen. Letzteres besteht aus:

$$\log(WP_{rel}) \sim \log(TCC_0) + WT + DOC + Redox + pH + \log(TCC_0) * pH$$

Als wesentliches Kriterium zur Modellselektion wurde auch eine wiederholte Kreuzvalidierung durchgeführt, bei der zufällig ausgewählte Wasserwerke (1/4) nicht in die Modellanpassung einbezogen wurden (Abbildung 62 als Beispiel). Der Vergleich der Modellprognose

mit dem tatsächlichen Wert mittels des Korrelationskoeffizienten nach Pearson ergibt für alle Modellvarianten sehr ähnliche Werte (Mittelwert von 100 Berechnungen) zwischen 0,65 und 0,7 wobei im Fall des gemischten Modells nur das „Basismodell“ ohne zufällige Effekte zur Berechnung herangezogen werden kann.

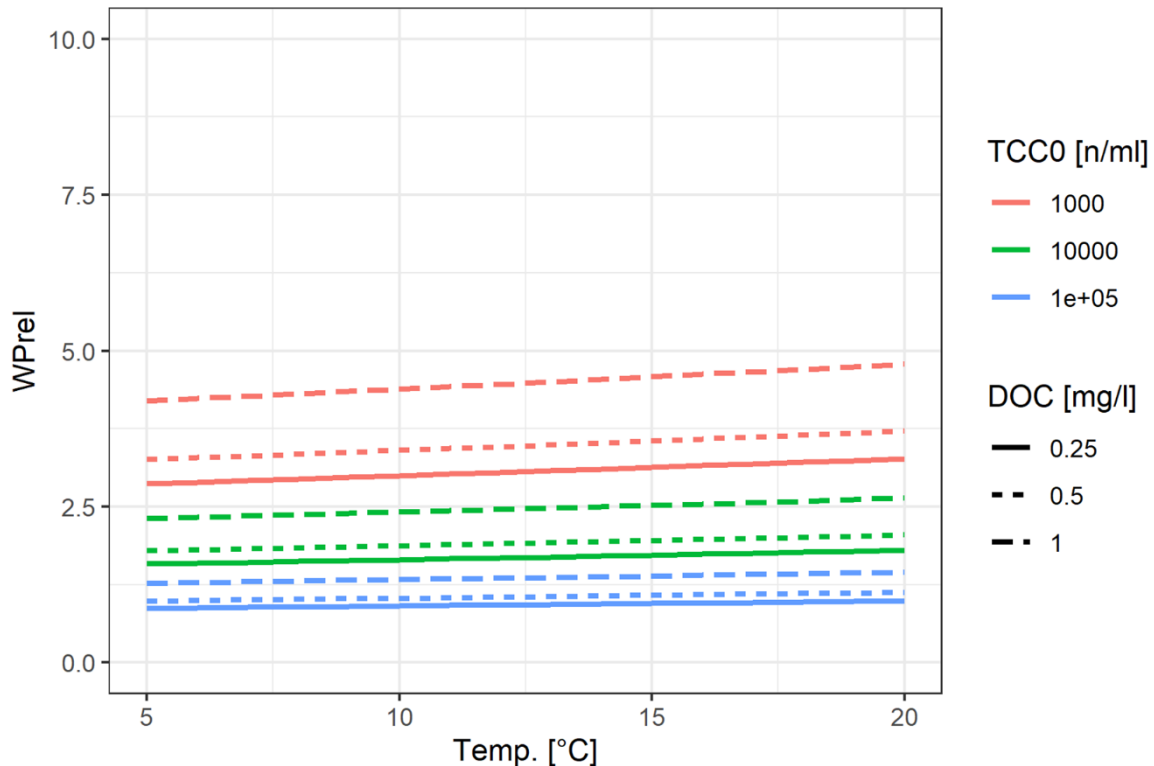
Abbildung 62: Streudiagramm vorhergesagter (gemischtes Modell) und gemessener Werte des logarithmierten Wachstumspotentials



Das gemischte Modell nach Variablenselektion erreicht die höchsten Werte. Hier entspricht eine Zunahme der TCC_0 um eine Log-Stufe einer Erhöhung des logarithmierten Wachstumspotentials um 1,59. Im Vergleich dazu führt eine Erhöhung der Temperatur um 1°C zu

einer Zunahme des logarithmierten Wachstumspotentials um lediglich 0,0084. Die folgende Abbildung 63 verdeutlicht diese Zusammenhänge.

Abbildung 63: Effekt der Temperatur bei verschiedenen Werten der Ausgangszellzahl und des DOC



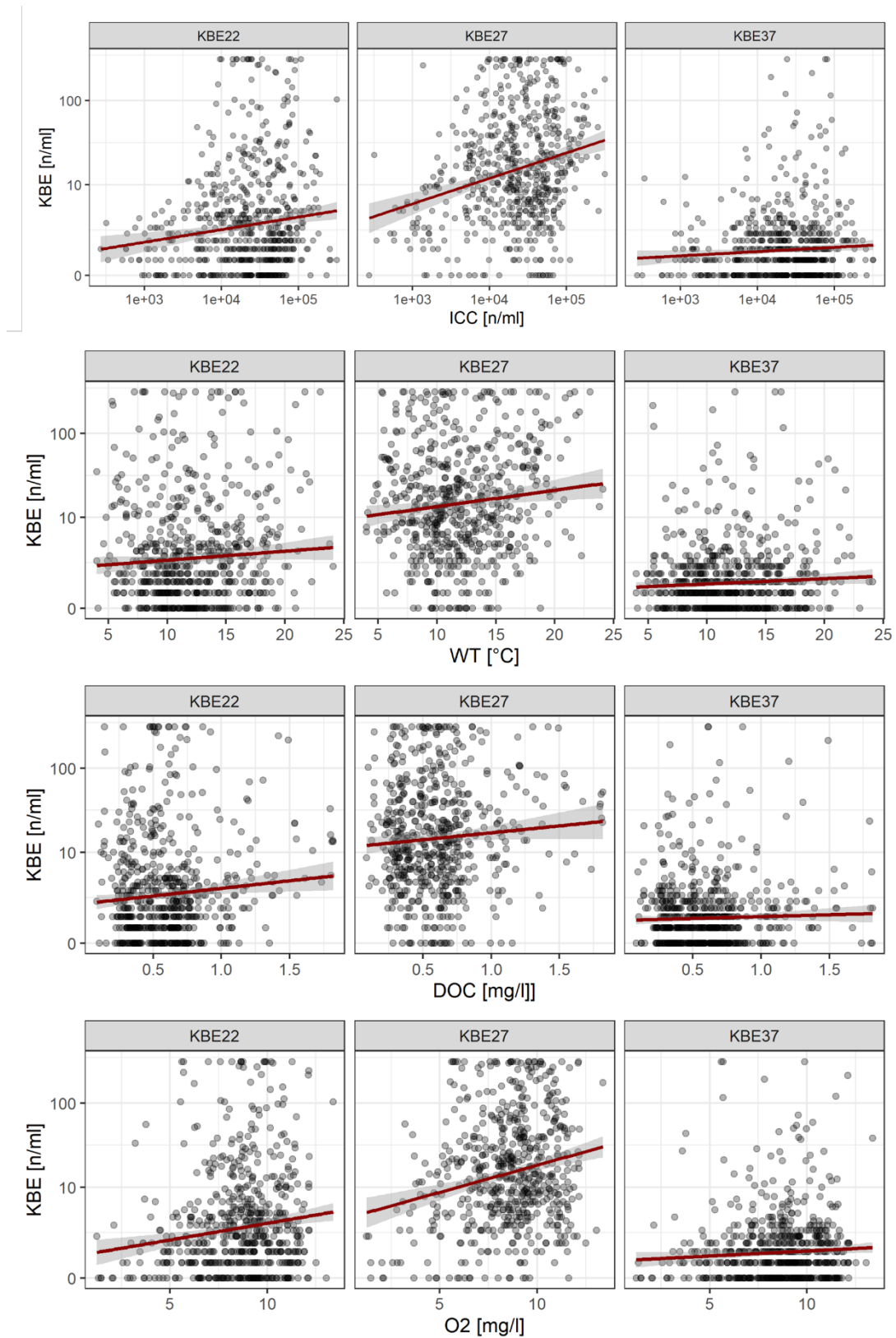
Die hohen Korrelationskoeffizienten, die in der Modellvalidierung erzielt wurden, sind für mikrobiologische Daten als überraschend einzuschätzen, da die Abhängigkeiten von Umgebungsvariablen, aber auch von der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften selbst als sehr komplex zu bezeichnen sind. Es stellt sich insbesondere die Frage, weshalb die Ausgangszellzahl TCC_0 einen so hohen erklärenden Wert besitzt (ohne TCC_0 als erklärende Modellvariable liegt der Korrelationskoeffizient lediglich bei etwa 0,2). Ein erster Erklärungsansatz liegt sicher darin, dass hohe Ausgangszellzahlen ein bereits erfolgtes Aufbrauchen der (leicht) verfügbaren organischen Verbindungen anzeigen könnten.

7.2.4 KBE

Abbildung 64 stellt die Koloniezahlen (KBE bei 22°C und 37°C auf Hefeextraktagar- HEA sowie KBE bei 27°C auf Reasoner's-2-Agar - R2A) den Messgrößen Wassertemperatur (WT),

DOC, Sauerstoffgehalt (O₂) und Intaktzellzahl (ICC) gegenüber. Dabei zeigen sich insbesondere beim Sauerstoffgehalt und den ICC erkennbar positive Zusammenhänge. Während es scheinbar nahe liegt, dass die Anzahl der durchflusszytometrischen Intaktzellen mit der KBE korreliert, so ist in vorhandenen Untersuchungen aufgrund des geringen Anteils an (überhaupt) kultivierbaren Mikroorganismen und den damit einhergehend niedrigen Koloniezahlen, insbesondere bei Kultivierung auf HEA, kein starker Zusammenhang gefunden worden (Van Nevel u. a. 2017). Eine fortführende Interpretation der KBE wird dadurch maßgeblich erschwert. Bei der Wassertemperatur zeigt sich, ähnlich wie bei den durchflusszytometrischen Zellzahlen nur ein sehr geringer Zusammenhang.

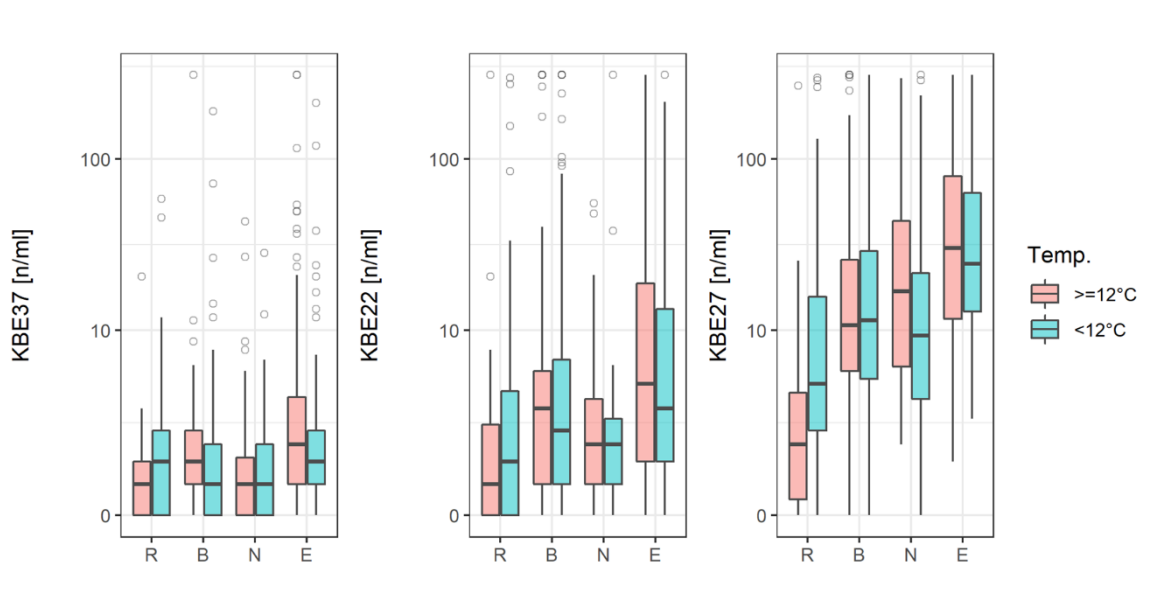
Abbildung 64: Streudiagramme der KBE bei 22°C, 27°C und 37°C gegen ausgewählte Parameter



Wie bereits zuvor für Zellzahlen als auch für das Wachstumspotential, wurden auch für die KBE die Eigenschaften der Versorgungssysteme für eine weiterführende Betrachtung herangezogen. Wie bereits zuvor erwähnt, sind insbesondere bei den KBE 37 kaum Interpretationen möglich, da hier in der Regel Werte kleiner als 5 KBE/ml vorgefunden wurden.

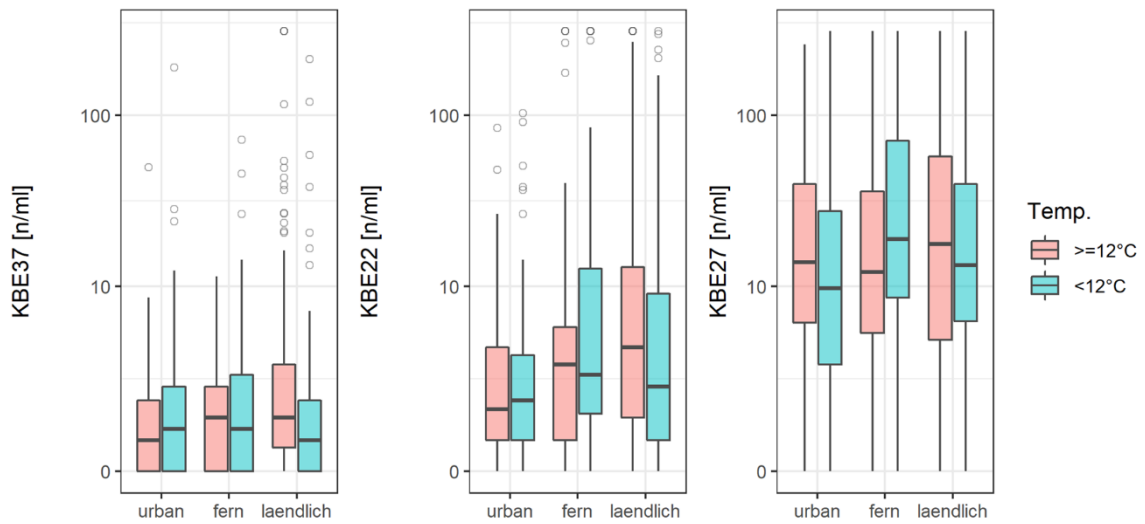
In Abbildung 65 sind diese für den Typ der Probenahmestelle (Ressource, Behälter, Netzstelle, Endstelle) dargestellt. Es zeigt sich für KBE22 und KBE27 ein ähnliches Bild, nämlich dass in den Ressourcen die wenigsten KBE/ml auftreten, und die Werte entlang der Versorgung bis zu den Endstellen hin zunehmen. In den Endstellen zeigt sich in warmen Proben eine geringfügig höhere Anzahl an KBE/ml als in kalten Proben. Auffällig ist, dass es sich in Ressourcen umgekehrt verhält – insbesondere bei den KBE27 zeigen sich in den kalten Proben deutlich mehr KBE/ml als in den warmen Proben.

Abbildung 65: Einfluss des Typs der Probenahmestelle auf KBE 22, 27 und 37 für Temperaturen größer/kleiner 12°C



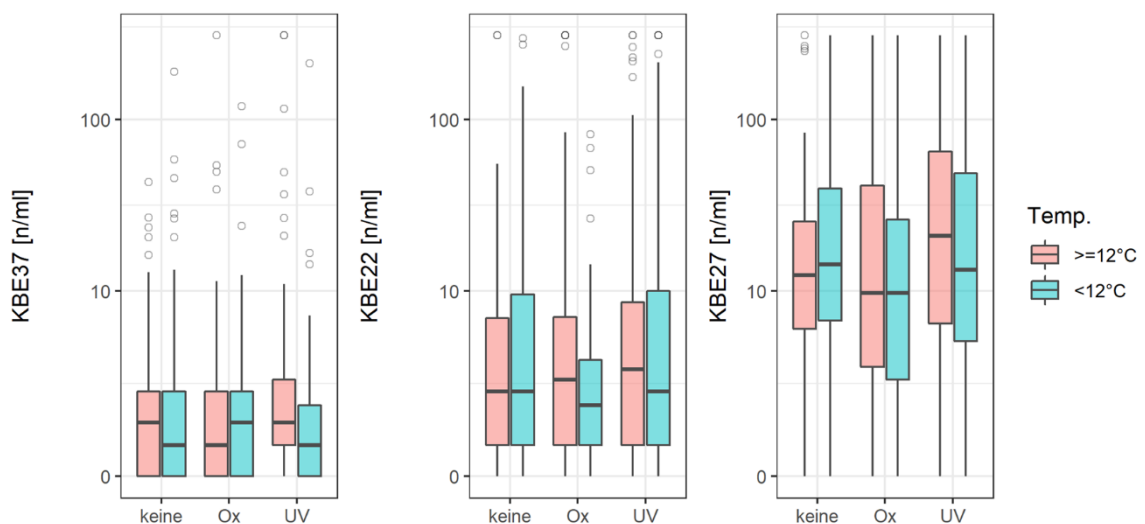
Bei einer Aufteilung nach der Versorgungsstruktur (urban, ländlich, Fernversorgung) zeigen sich in Abbildung 66 geringfügig niedrigere Werte für KBE22 bei urbanen Versorgern. Bei den KBE27 ist ein sehr ähnliches Auftreten über die drei genannten Strukturen zu erkennen. Lediglich bei den Fernversorgern zeigen sich wieder etwas höhere Werte in kälteren Proben, wobei insgesamt kein eindeutiger Hinweis auf einen Einfluss der Versorgungsstruktur auf das Auftreten der jeweiligen KBE bei unterschiedlichen Temperaturen vorliegt.

Abbildung 66: Einfluss der Versorgungsstruktur auf KBE 22, 27 und 37 für Temperaturen größer/kleiner 12°C



Zieht man die Art der Desinfektionsmethode (ohne, oxidativ, UV) zur Interpretation herbei, finden sich bei den KBE22 sehr ähnliche Werte. Bei den Proben mit oxidativen Verfahren und UV-Desinfektion zeigen sich geringfügig verringerte Werte in kalten Proben. Ein vergleichbares Bild ergibt sich bei den KBE27. Insgesamt gibt es keine Hinweise auf einen Einfluss der Desinfektionsmethode auf die Verteilung der KBE.

Abbildung 67: Einfluss der Desinfektionsmethode auf KBE 22, 27 und 37 für Temperaturen größer/kleiner 12°C

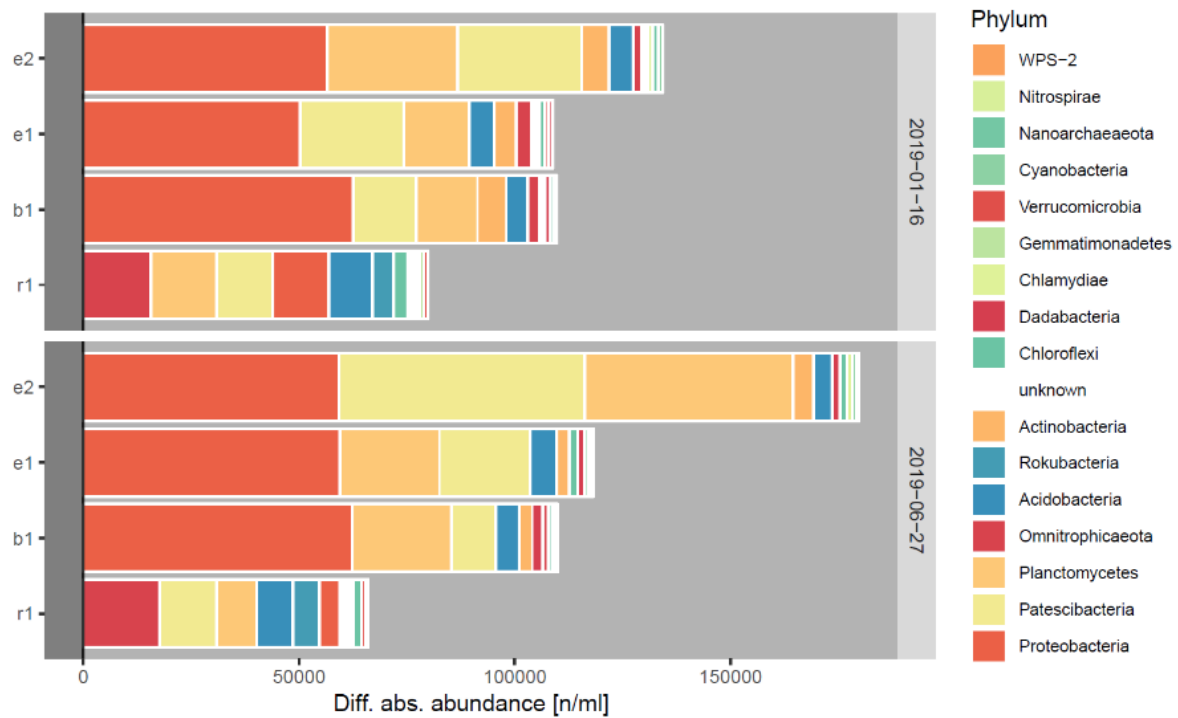


7.2.5 Mikrobiom Bestimmung mittels DNA-Sequenzierung

Das Ergebnis der High-Throughput-Sequenzierung stellt relative Anteile an DNA-Sequenzvarianten dar, die mittels Datenbankabgleich eine taxonomische Zuordnung erfahren. Daraus ergibt sich eine relative Zusammenstellung der mikrobiellen Gemeinschaft in einer Probe. Insbesondere in Proben aus Umwelt und Wasser bleiben jedoch viele Mikroorganismen vor allem auf taxonomisch niedrigen Ebenen (Art bzw. Gattung) unbestimmt, und aufgrund der Vielzahl an verschiedenen Organismen werden Darstellungen oft unübersichtlich. Aus diesem Grund wurde in der beispielhaften Abbildung 68 eine hohe taxonomische Ebene, das bakterielle Phylum, herangezogen. Außerdem wurden mittels durchflusszytometrischer Zellzahlen die relativen Ergebnisse der DNA-Sequenzierung zu absoluten Abundanz (d.h. Anzahl der Individuen einer Art) hochgerechnet.

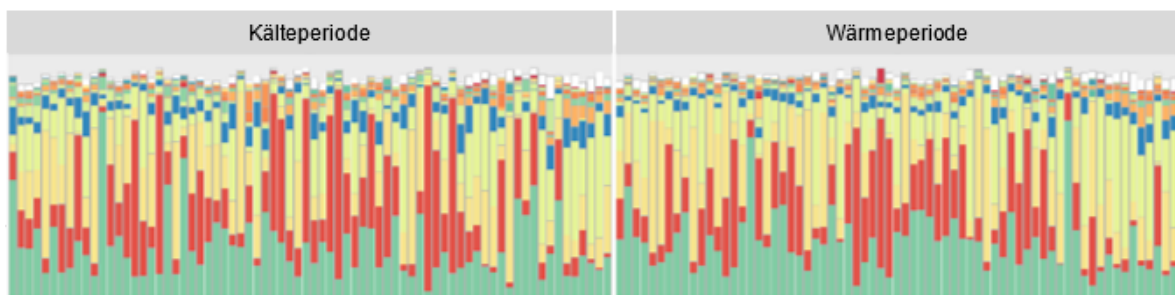
Bei dem in Abbildung 68 dargestellten Wasserversorger handelt es sich um jenen der bereits im Abschnitt 7.2.1 in Abbildung 46 als Beispiel für eine lineare Wasserversorgung dargestellt wurde. Es wurden jeweils einmal Proben im Winter (16.01.2019) und im Sommer (27.06.2019) am Brunnen (r1), dem Hochbehälter (b1) und den beiden Hausanschlüssen (e1, bzw. e2) entnommen und sequenziert. Bei den bakteriellen Gemeinschaften zeigt sich eine deutliche Veränderung der mikrobiellen Zusammensetzung entlang der Versorgungskette. Am deutlichsten ist dieser Unterschied vom Brunnen (r1) zum Behälter (b1) durch eine Abnahme der Omnitrophicaeota bzw. Zunahme an Proteobakterien zu erkennen. Saisonal zeigt sich zudem ein deutlicher Unterschied in der Endstelle e2, wo es zu einem deutlichen Aufwachsen von Vertretern der Patescibacteria und Planctomycetes kommt.

Abbildung 68: Beispiel der DNA-Sequenzierungsergebnisse eines Wasserversorgers als Balkendiagramm auf Phylum-Ebene



In Abbildung 69 sind alle im Projekt sequenzierten Proben exemplarisch als Balkendiagramm dargestellt und nach Kälte- bzw. Wärmeperiode gruppiert. Es zeigen sich zwar Unterschiede, dennoch ist eine direkte Interpretation dieser Balkendiagramme aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Organismen sehr schwierig.

Abbildung 69: Zusammenstellung aller untersuchten DNA-Sequenzierungen als Balkendiagramm auf Phylum-Ebene

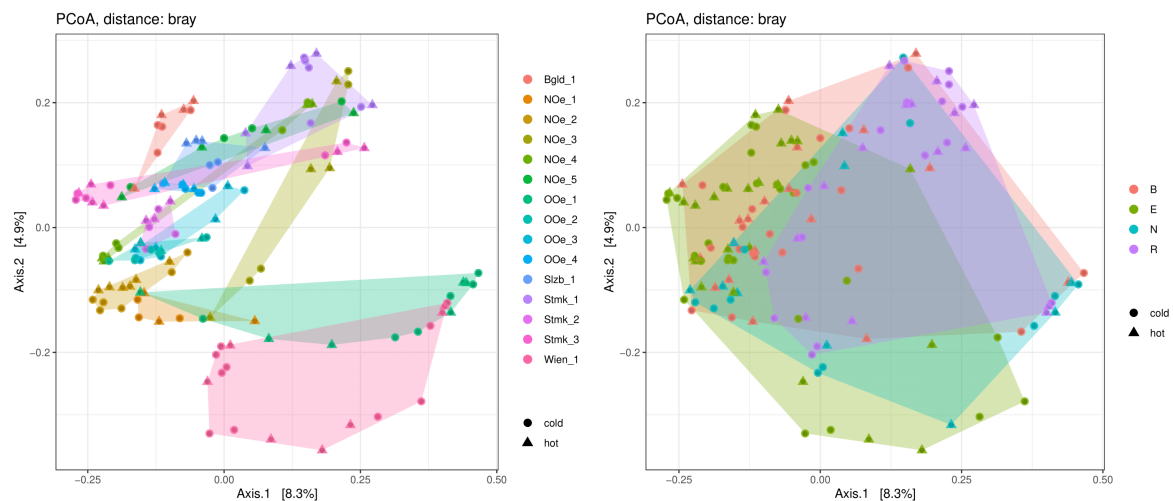


Um die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften zwischen verschiedenen Proben zu vergleichen (Beta-Diversität) lassen sich verschieden Distanzmaße ermitteln und diese Distanzen in einer PCoA (Principal Coordinates Analysis – Hauptkoordinatenanalyse) plotten. Für die vorliegenden Sequenzierungsergebnisse wurde das mittels Bray-Curtis-Distanzmaß durchgeführt und in Abbildung 70 und Abbildung 71 dargestellt.

Dabei sind näher zueinander angeordnete Proben einander in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft ähnlicher als solche mit größerer Distanz. Durch unterschiedliche Symbolformen ist erkennbar ob Proben während der Kälteperiode (Kreis – cold) oder Wärmeperiode (Dreieck – hot) entnommen wurden. Die Farben der Datenpunkte geben verschiedene Eigenschaften (Wasserversorgung, Typ der Probenahmestelle, Struktur, Desinfektionsmethode) wieder und werden durch gleichfarbliche Polygone in ihrer Ausdehnung markiert.

In der linken Hälfte von Abbildung 70 sind die unterschiedlichen Wasserversorgungen farblich dargestellt. Es zeigt sich, dass es mit wenigen Ausnahmen zu sehr lokalen Anordnungen der Proben kommt. Das bedeutet wieder, dass die Ähnlichkeiten der Proben oft innerhalb der jeweiligen Wasserversorgungen bestehen. Eine Saisonalität, bzw. ein Einfluss der Wassertemperatur ist in der Betrachtung aller Proben nicht zu erkennen. Es gibt also keinen Hinweis auf ein typisches Sommer- oder Winter-Mikrobiom in Wasserversorgungssystemen.

Abbildung 70: PCoA-Plot der DNA-Sequenzierungen auf Basis Bray-Curtis-Distanzen (farbliche Gruppierung links: nach Wasserversorgung; rechts: nach Typ der Probenahmestelle)

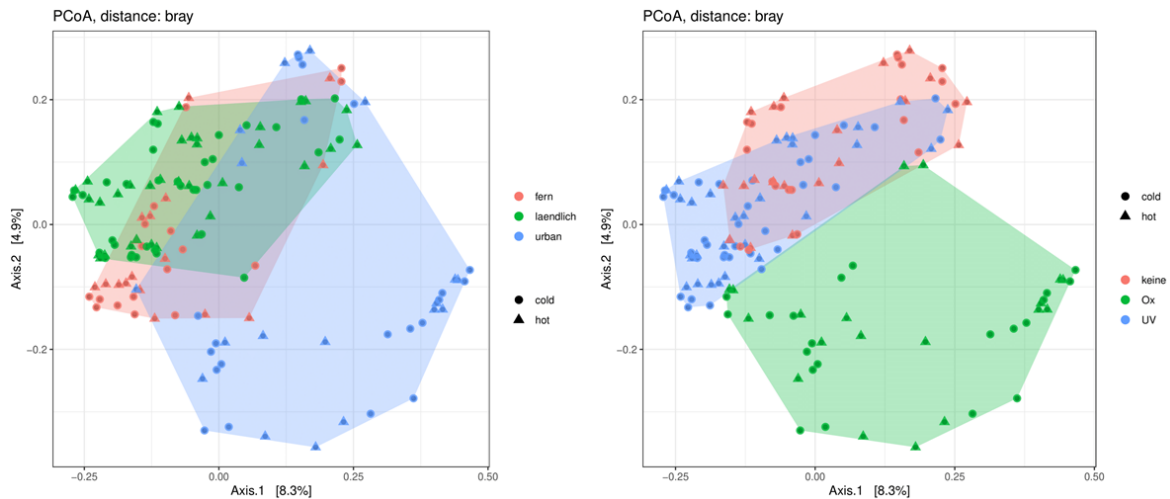


Bei großen Distanzen innerhalb eines Wasserversorgers ist in der Regel eine größere Distanz zwischen den Ressourcen bzw. ressourcennahen Probenahmestellen und jenen im weiteren Verlauf der Versorgung zu erkennen. Allerdings handelt es sich hier um einzelne, auf Ebene der Wasserversorger beobachtete Phänomene, die sich nicht weiter verallgemeinern lassen. Dieser Umstand wird insbesondere bei näherer Betrachtung der rechten Hälfte von

Abbildung 70 deutlich, in der die Typen der Probenahmestellen (Ressource, Behälter, Netzstelle, Endstelle) farblich dargestellt werden. Die Flächen der Polygone überlappen sehr stark, was wiederum indiziert, dass es keine charakteristischen bakteriellen Gemeinschaften für die jeweiligen Typen gibt. Wobei es doch vereinzelte bakterielle Vertreter gibt deren Auftreten stark mit einzelnen Typen an Probenahmestellen verknüpft ist (Abbildung 73).

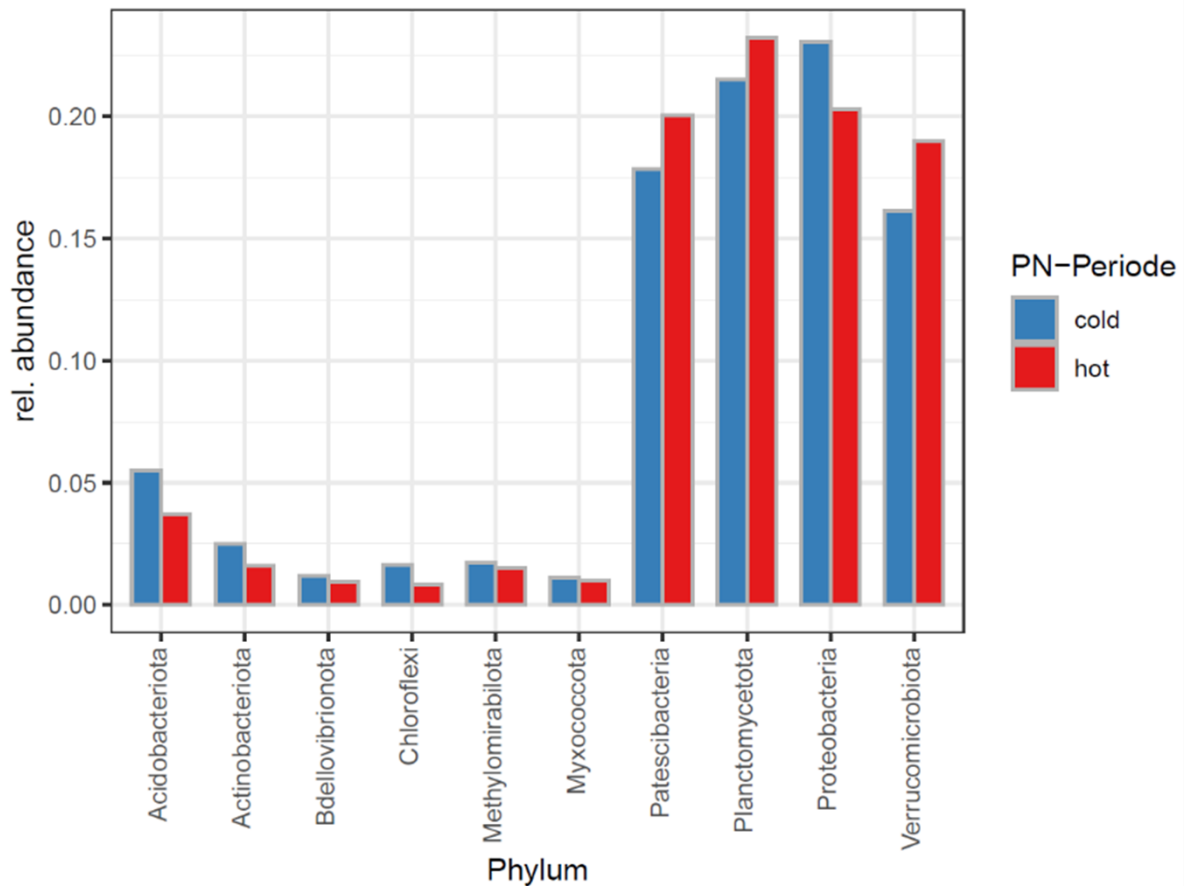
In Abbildung 71, links, ist die Struktur der Wasserversorgung (urban, ländlich, Fernversorgung) durch die Farbe dargestellt. Auch hier finden sich starke Überlappungen und eine insgesamt weite Streuung der Proben, wobei sich vor allem bei den urbanen Versorgungen ein größerer Bereich alleinstehender Proben zeigt. Eine teilweise Auflösung hierfür stellt sich in Abbildung 71, rechts dar, in der die Desinfektionsmethoden farblich abgegrenzt wurden. Da bei den untersuchten urbanen Wasserversorgern Chlorung am häufigsten zum Einsatz kommt zeigt sich hier eine starke Überlappung zwischen den beiden Darstellungen. Dennoch scheint die Einteilung nach Desinfektionsmethode die beste Abgrenzung der Proben zueinander zu erlauben. Die starke Überlappung zwischen Proben ohne Desinfektion und UV-Desinfektion lässt sich durch den Wirkmechanismus der UV-Desinfektion erklären. Die Zellen werden nicht vollständig zerstört, sondern nur deren DNA beschädigt. Dennoch bleiben die DNA-Abschnitte für eine Sequenzierung verfügbar, und es zeigt sich in weiterer Folge ein nahezu identes Bild in der mikrobiellen Zusammensetzung verglichen mit den zuvor unbehandelten Proben.

Abbildung 71: PCoA-Plot der DNA-Sequenzierungen auf Basis Bray-Curtis-Distanzen (farbliche Gruppierung links: nach Versorgungsstruktur; rechts: nach Desinfektionsmethode)



Um sichtbar zu machen, ob es Mikroorganismen gibt, die unter bestimmten Bedingungen oder Gegebenheiten öfter auftreten, sind in Abbildung 72, Abbildung 73 und Abbildung 74 die Ergebnisse einer differentiellen Abundanzanalyse dargestellt. Dabei wird für die zehn, in allen Proben am häufigsten vorkommenden, Phyla der Mittelwert der relativen Anteile aus allen Proben herangezogen. In Abbildung 72 wurden diese Anteile getrennt für Proben der Kälte- (cold) bzw. Wärmeperiode (hot) dargestellt. Auch hier zeigt sich, dass es keine nennenswerten Unterschiede aufgrund der Temperatur gibt. Die größte Differenz tritt bei den Verrucomicrobiota auf, und beträgt hierbei lediglich 3%. Auch in dieser Darstellung zeigt sich kein Hinweis auf eine charakteristische mikrobielle Zusammensetzung in Abhängigkeit der Temperatur. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass es sehr wohl saisonale Unterschiede für einzelne Probenahmestellen gibt, wie im Beispiel in Abbildung 68 gezeigt wurde. Diese jahreszeitlichen, und damit eventuell temperaturbedingten Verschiebungen in der bakteriellen Gemeinschaft müssen aber individuell auf Ebene der einzelnen Wasserversorgung bzw. Probenahmestelle betrachtet werden.

Abbildung 72: Differenzielle Abundanzen der zehn häufigsten Phyla nach Temperatur des Wassers



Weitaus deutlichere Unterschiede in den bakteriellen Abundanzen zeigen sich, wenn man die Proben entsprechend dem Typ der Probenahmestelle (Ressource, Behälter, Netzstelle oder Endstelle) gruppiert (Abbildung 73). Beispielsweise sind in Ressourcen Vertreter der Verrucomicrobiota um 11% häufiger anzutreffen als in den anderen Typen. Das Phylum Methyloirabilota kommt in Ressourcen ebenfalls mehr als doppelt so häufig vor. Andererseits nimmt der Anteil an Proteobakterien erst im Verlauf der Versorgung zu – in den Ressourcen mit etwa 10% vertreten, steigt der Anteil in Behältern und Netzstellen auf fast 30% Anteil. In den Endstellen sind es hingegen Vertreter der Patescibacteria die ein leicht gesteigertes Aufkommen zeigen.

Der Einfluss der Desinfektionsmethode auf das Aufkommen der zehn gezeigten Phyla ist in Abbildung 74 dargestellt. Hierbei zeigen sich große Unterschiede bei den Patescibacteria, welche in Proben ohne Desinfektion im Mittel am häufigsten auftreten, während sich bei UV-Desinfektion ihr Anteil um 10% verringert, und beim Einsatz von oxidativen Desinfektionsmaßnahmen um weitere 10% reduziert wird. Nahezu gegenteilig verhält es sich bei den

Proteobakterien, deren Aufkommen in Systemen ohne Desinfektion stark verringert ist, während sie eine gewisse Toleranz gegenüber den beiden eingesetzten Desinfektionsmaßnahmen aufweisen.

Abbildung 73: Differenzielle Abundanzen der zehn häufigsten Phyla nach Typ der Probenahmestelle

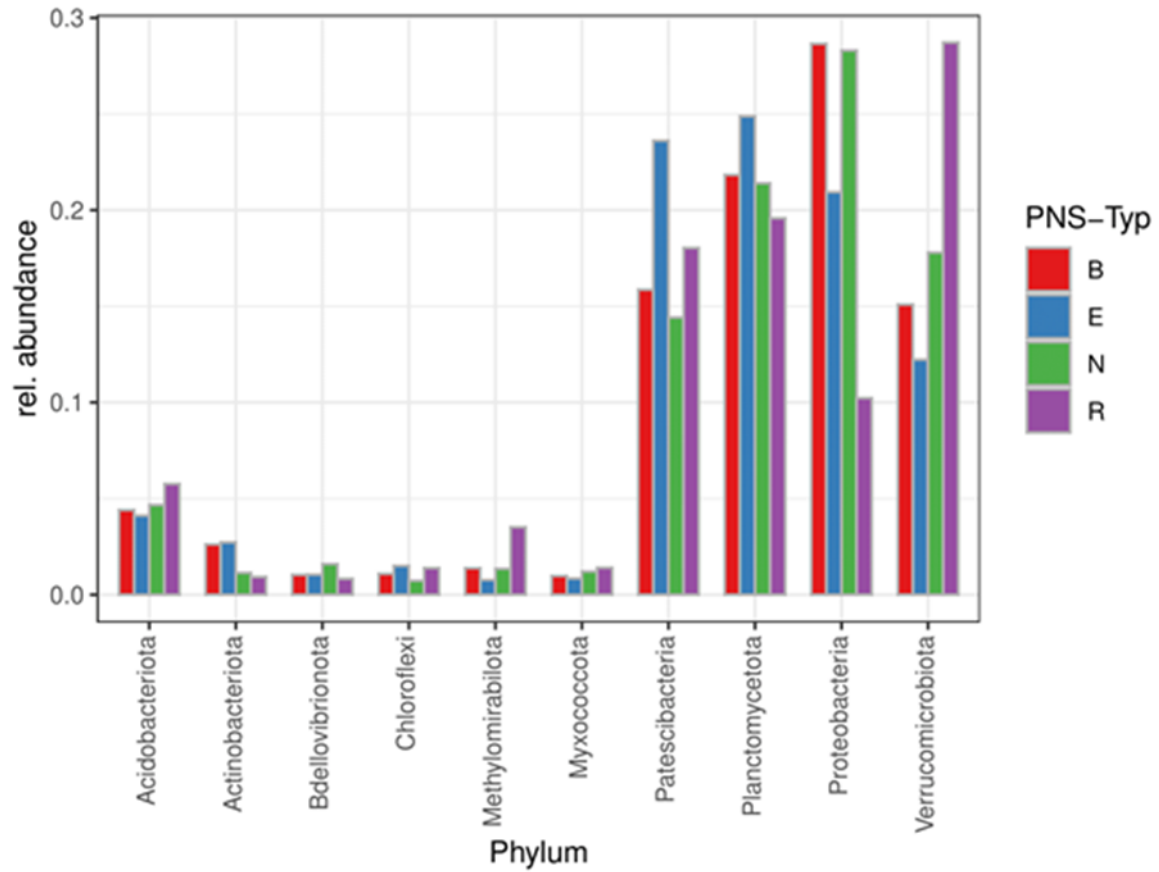
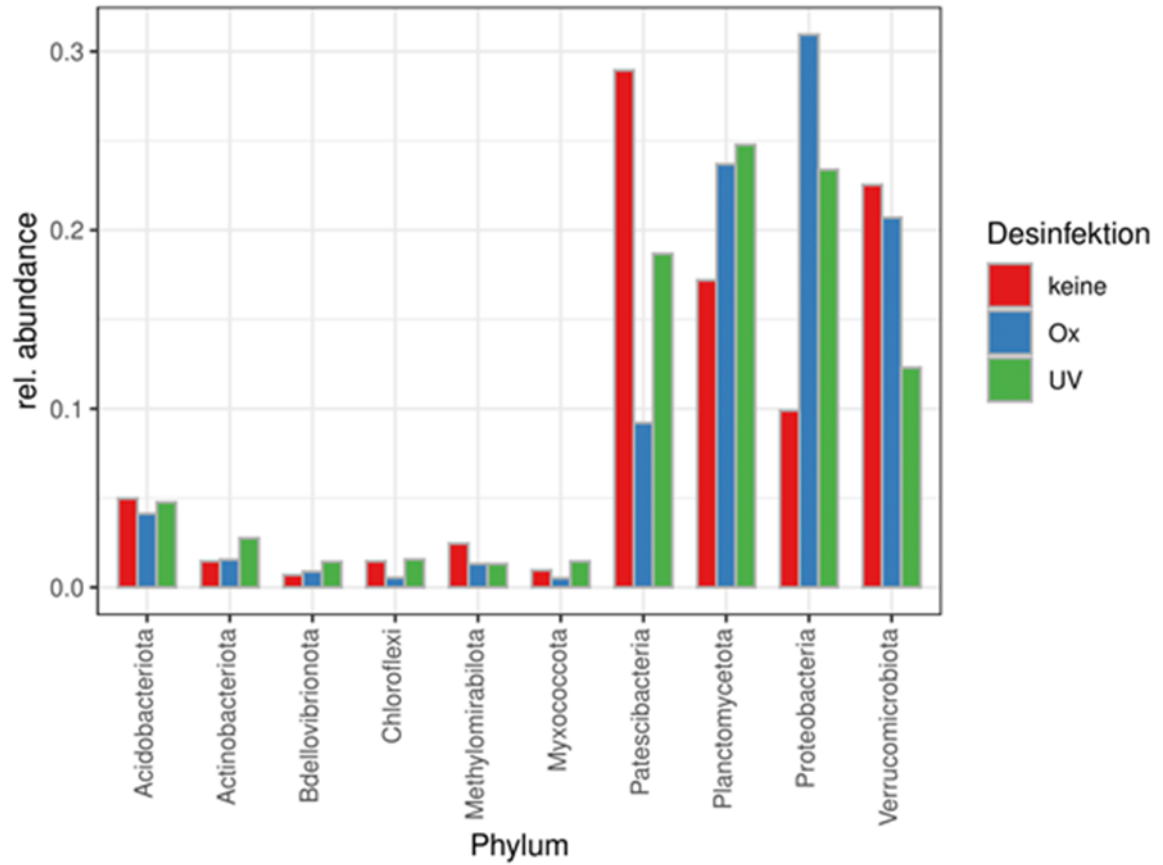


Abbildung 74: Differenzielle Abundanzen der zehn häufigsten Phyla nach Desinfektionsmethode



8 Modellierung im Leitungsnetz

8.1 Zielsetzung der Modellierung

Die wesentliche Zielsetzung der im vorliegenden Projekt durchgeführten Modellierung besteht in einer Erweiterung eines geläufigen Modells zur hydraulischen Rohrnetzrechnung (EPANET bzw. EPANET-MSX), um die Simulation der Temperaturentwicklung von Trinkwasser in der Verteilung zu ermöglichen. Während eine bloße Berechnung der Bodentemperaturen im Tiefenbereich der Rohrleitungen für viele Fälle durchaus gute Ergebnisse liefern kann (Blokker und Pieterse-Quirijns 2013), ist für Fälle mit hohen Durchflüssen mit einer deutlichen wechselseitigen Beeinflussung von Boden und Leitung bzw. Wasser zu rechnen (Agudelo-Vera u. a. 2020) (Schuler 2004) (DVGW W 397). Daher wird im hier verfolgten Ansatz die Entwicklung der Bodentemperatur mitmodelliert, d.h. die hydraulischen Verhältnisse können auf die Umgebungstemperatur des Rohrnetzes einwirken. Während dies zwar einen deutlichen größeren Rechenaufwand erfordert, so sollte damit jedoch gerade für übergeordnete Leitungsabschnitte eine wesentlich realistischere Abschätzung der Temperaturentwicklung ermöglicht werden.

Neben einer Modellvalidierung im Sinne eines Vergleichs mit anderen Programmpaketen besteht eine weitere Zielsetzung in der Modellanwendung zur Ermittlung des Einflusses verschiedener Faktoren auf die Trinkwassererwärmung sowie in einer detaillierteren dreidimensionalen Modellierung von komplexeren Spezialfällen (mittels OpenFOAM), wie etwa Fernwärmeleitungen im Nahbereich von Trinkwasserleitungen.

8.2 Temperaturmodellierung auf Basis einer hydraulischen Rohrnetzrechnung

Die Vorteile der Kopplung einer gängigen hydraulischen Rohrnetzrechnung mit einem Modell zur Beschreibung der thermischen Interaktion zwischen Boden und Verteilungsnetz liegen eindeutig darin, dass die betrieblichen Rahmenbedingungen sehr genau einbezogen werden können. Als ein gangbarer Weg im Rahmen des Projektes hat sich die Heranziehung von EPANET (Rossman 2000), genauer von EPANET-MSX (Rossman 2011) nach Anregung durch Blokker und Pieterse-Quirijns (2013) sowie Zlatanovic u. a. (2017) herausgestellt. Die genaue Herangehensweise wird in den folgenden Abschnitten beschrieben.

8.2.1 Systembetrachtung

In vertikaler Richtung ist die Entwicklung der Bodentemperatur durch das Wechselspiel mit der Atmosphäre geprägt, jedoch sind die Temperaturschwankungen mit zunehmender Tiefe bereits deutlich gedämpft. Es liegt daher nahe für die Berechnung der Bodentemperatur im Fall typischer Verlegetiefen von Trinkwasserleitungen von einer genauen Beschreibung der sehr dynamischen atmosphärischen Vorgänge in der Grenzschicht abzusehen und vorwiegend mit mittleren Größen, etwa Tageswerten der oberflächennahen Bodentemperatur, zu arbeiten. In der vorliegenden Arbeit wird dazu auf einfache Korrelationsbeziehungen zwischen der Lufttemperatur bzw. Globalstrahlung und der oberflächennahen Bodentemperatur zurückgegriffen. Es sei darauf hingewiesen, dass gerade bei Vorliegen einer komplexeren Oberflächengestaltung, beispielsweise im urbanen Umfeld, sehr aufwendige Berechnungen notwendig sein können, um die energetischen Austauschprozesse zwischen Boden und Atmosphäre in ausreichender Genauigkeit zu erfassen (Broadbent u. a. 2019). Ein physikalisch fundierter Berechnungsansatz für die Vorgänge in der oberflächennahen Atmosphäre könnte allerdings nicht nur den Vorteil bieten, dass eben auch lokale Gegebenheiten besser berücksichtigt werden können, sondern auch, dass Daten von klimatischen Modellprognosen in realistischer Weise Eingang in die Berechnung der Trinkwassertemperatur finden können (Masson u. a. 2013) (Hamdi u. a. 2015). In der vorliegenden Arbeit wird die Modellierung atmosphärischer Vorgänge allerdings nicht behandelt.

Von der Erdoberfläche nach unten ausgehend ist die Erfassung des schichtweisen Bodenaufbaus mit unterschiedlichen thermischen Eigenschaften die wesentliche Aufgabe. Dabei spielt auch der (zeitlich variable) Wassergehalt des Bodens eine sehr große Rolle. Sofern es sich um Bodenschichten mit nicht allzu stark abweichenden thermischen Eigenschaften handelt, kann die Modellierung hier vereinfachend vorgehen. Fraglich ist, welchen Einfluss der Rohreinbau (Aushub der Künette, Verfüllmaterial, Einbaudichte, Kontaktfläche des Rohrs mit dem Boden etc.) auf das Ergebnis hat. Ganz allgemein stellt sich bei der Betrachtung des Systems in lateraler Richtung (normal zur Rohrachse) die Frage nach dem Einfluss von Inhomogenitäten im Bodenaufbau (Übergang Künette zu natürlichem Boden, weitere Versorgungsleitungen etc.) und der Oberflächengestaltung (Übergang von befestigter Oberfläche zu Grünland etc.). In der vorliegenden Arbeit wird dieser Bereich detaillierter behandelt.

Eine wesentliche Systemvereinfachung besteht in der Annahme, dass in Richtung der Rohrachse meist keine bzw. nur unwesentliche Änderungen der Umgebungsbedingungen stattfinden, d.h., dass ein bestimmtes Profil zumindest über eine gewisse Strecke Gültigkeit hat.

Übergänge von einer befestigten Straße auf Grünland oder Änderungen der Bodenart müssen natürlich Berücksichtigung finden.

Zusammenfassend kann das betrachtete System folgendermaßen beschrieben werden: es wird im Wesentlichen eine Abfolge von 2-dimensionalen Bodenprofilen quer zur Rohrachse betrachtet. Die Temperaturentwicklung in den Wasserressourcen (am Punkt der Entnahme), in der Aufbereitung, in der Speicherung (Behälter) sowie die Vorgänge in den Trinkwasserhausinstallationen selbst werden nicht (explizit) erfasst. Obwohl gerade letzteres einen großen Einfluss auf die Trinkwassertemperatur beim Kunden hat, ist dieser Systemabschnitt aufgrund der großen Schwankungsbreite an Nutzungsmustern und baulichen Ausgestaltungen schwierig zu erfassen und er entzieht sich zudem dem Einflussbereich des Wasserversorgers (Zlatanovic u. a. 2017).

8.2.2 Beschreibung des Temperaturmodells für EPANET-MSX

Die Wärmeleitungsgleichung (zweidimensionaler Fall) wird mittels der zell-zentrierten Finite-Volumen-Methode mit explizitem Lösungsverfahren berechnet (Bittelli, Campbell, und Tomei 2015). Das Berechnungsgebiet (das Bodenprofil) wird dabei in Zellen aufgeteilt, wobei sich die Änderung der Temperatur in Zelle i für den Zeitschritt $j+1$ im eindimensionalen Fall aus dem folgenden Ansatz ergibt:

$$\frac{(z_{i+1} - z_{i-1}) * C_h}{2 * \Delta t} * (T_i^{j+1} - T_i^j) = \frac{\lambda_i}{z_{i+1} - z_i} * (T_{i+1}^j - T_i^j) - \frac{\lambda_i}{z_i - z_{i-1}} * (T_i^j - T_{i-1}^j)$$

Dabei ist die λ die Wärmeleitfähigkeit in [W/(m*K)], C_h volumetrische Wärmekapazität in [J/(m³*K)] und z die räumliche Position eines Knotens in [m]. Jede Zelle kann dabei grundsätzlich unterschiedliche thermische Parameter aufweisen. Daher werden die Wärmeleitfähigkeiten in obiger Gleichung als Summe der Anteile der jeweiligen Zellen ausgedrückt:

$$\left(\frac{\lambda_i}{th_i/2} \right) + \left(\frac{\lambda_{i+1}}{th_{i+1}/2} \right)$$

Die obige Gleichung ist im EPANET-MSX-Inputfile für die „RATE“ (Änderungsrate) der Temperatur einer beliebigen Zelle (hier: TS_{0407}) in folgender Weise umgesetzt (2-dimensional):

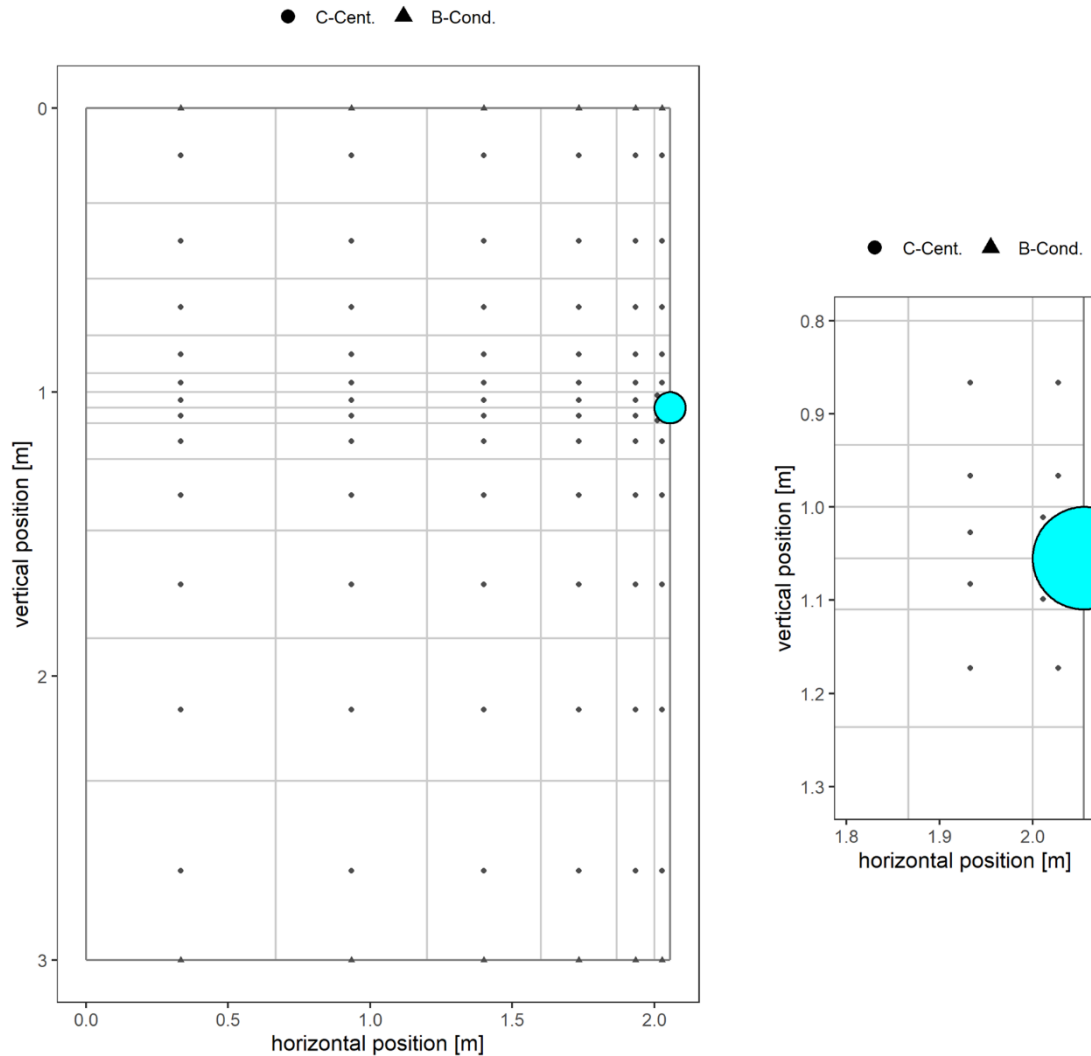
$$= \frac{\frac{th_{v,0407} * (TS_{0307} - TS_{0407})}{\frac{th_{h,0407}}{2 * \lambda_{0407}} + \frac{th_{h,0307}}{2 * \lambda_{0307}}} + \frac{th_{v,0407} * (TS_{0507} - TS_{0407})}{\frac{th_{h,0407}}{2 * \lambda_{0407}} + \frac{th_{h,0507}}{2 * \lambda_{0507}}} + \frac{th_{h,0407} * (TS_{0406} - TS_{0407})}{\frac{th_{v,0407}}{2 * \lambda_{0407}} + \frac{th_{v,0406}}{2 * \lambda_{0406}}} + \frac{th_{h,0407} * (TS_{0408} - TS_{0407})}{\frac{th_{v,0407}}{2 * \lambda_{0407}} + \frac{th_{v,0408}}{2 * \lambda_{0408}}}}{(ch_{0407} * th_{h,0407} * th_{v,0407})}$$

Hier steht der (numerische) Index für die Position, d.h. „0407“ entspricht der vierten Zelle von der linken Berandung aus bzw. der siebten Zelle von der Oberfläche aus. th steht für die Abmessung der Zelle in horizontaler (h) bzw. vertikaler Richtung (v).

Das Rechnetz ist im Bereich des Rohres dichter und besitzt irregulär geformte „Kontaktzellen“ zum Rohr bzw. zum Trinkwasser, die nur zu jeweils zwei benachbarten Zellen sowie zum Wasser gekoppelt sind (Abbildung 75). Die Rohrwand selbst wird nicht als eigener Berechnungsbereich modelliert, sondern geht über den in Abschnitt 4.1.4 beschriebenen Ansatz in die Berechnung ein.

Dem gezeigten Rechnetz liegt die Annahme lateral-symmetrischer Verhältnisse zu Grunde. Aus diesem Grund kommt für die zentrale laterale Berandung eine Null-Gradient-Randbedingung zur Anwendung. Für die äußere laterale Berandung wird ebenfalls eine Null-Gradient-Randbedingung verwendet. Die Abmessungen der Zellen können sowohl in horizontaler als auch vertikaler Richtung variieren. Am Rohr gehen die sonst rechteckigen Zellen in zwei anders geformte Randzellen über, die den Übergang zum Rohr bilden. Deren Zellzentren verschieben sich in Richtung der rohrabgewandten Ecke. Die thermischen Parameter können grundsätzlich für jede Zelle eigens vorgegeben werden. Dabei ist auch die Anzahl der Zellen grundsätzlich variabel.

Abbildung 75: Rechennetz mit Zellzentren. Rechts ein Detailausschnitt im Bereich des Rohres



Bis zu diesem Punkt ist lediglich der bodenphysikalische Teil der Modellimplementierung beschrieben worden. Die Anbindung des Bodenmodells an das Leitungsnetz, die erst die thermische Interaktion ermöglicht, bildet der Ansatz aus Abschnitt 4.1.4. Die Temperatur an der Rohraußenseite (T_{out}) ist nun jene der gemittelten Temperatur der Randzellen (T_{Rand}) und somit gilt mit T_w als Wassertemperatur:

$$\frac{dT_w}{dt} = \frac{2 * k}{r * \rho_w * C_{p-w}} * (T_{Rand} - T_w)$$

Neben dem gezeigten 2D-Modell kommt auch ein radialsymmetrisches 1D-Modell für generelle Testzwecke zum Einsatz. Diesem Modell liegt ein Finite-Differenzen-Ansatz nach Bitelli, Campbell und Tomei (2015) zugrunde, d.h. die Rechenknoten befinden sich hier „zwischen“ den einzelnen Bodenschichten.

8.2.3 Thermische Eigenschaften des Bodens

Der Bodenwassergehalt übt einen wesentlichen Einfluss auf das thermische Verhalten des Bodens aus (Abschnitt 4.1.2). Für die Abhängigkeit der Wärmeleitfähigkeit λ [W/(m*K)] vom Wassergehalt θ wird folgende Beziehung verwendet (Chung und Horton 1987):

$$\lambda(\theta) = b_1 + b_2 * \theta + b_3 * \sqrt{\theta}$$

b_1 bis b_3 sind Regressionsparameter, die für jede Bodenart bestimmt werden müssen und in Hydrus-1D verfügbar sind (J. Simunek, M. Th. van Genuchten, und M. Sejna 2012).

Für die volumetrische Wärmekapazität c_h [J/(m³*K)] des Bodens werden ebenfalls Werte aus Hydrus-1D verwendet und die Beziehung lautet hier (keine Berücksichtigung des Luftanteils):

$$c_h(\theta) = c_n * \theta_n + c_o * \theta_o + c_w * \theta$$

Dabei stehen die Indizes n , o , und w für Feststoff, organisches Material und Wasser.

8.2.4 Bestimmung der Start- und Randbedingungen für die Bodentemperaturberechnung

Sowohl für den Start der Berechnung als auch für die Ränder des Berechnungsgebietes müssen Vorgaben gemacht werden. Die Startbedingung besteht in der Vorgabe der Temperatur (und des Wassergehalts) im gesamten Berechnungsprofil. Randbedingungen bestimmen das Verhalten an den Rändern während der gesamten Simulationsdauer. In der vorliegenden Arbeit wurden für die Temperatur die Randwerte vorgegeben (Dirichlet-Randbedingung bzw. Typ I-Randbedingung), eine Vorgabe des Wärmestroms wäre aber ebenfalls möglich.

8.2.4.1 Temperatur an Unterseite des betrachteten Bodenprofils sowie Start-Temperaturprofil

Die gewählte Temperatur an der Unterseite des betrachteten Bodenprofils übt gerade bei geringer Tiefe des Profils einen großen Einfluss aus. Die gewählte Start-Verteilung der Bodentemperatur ist aufgrund der Speicherwirkung des Bodens wiederum bei kurzen Simulationszeiten entscheidend. In der hier dargelegten Arbeit wird für beides ein vereinfachter Ansatz unter der Annahme eines sinusförmigen zeitlichen Verlaufs der Bodentemperatur angewandt (Hillel 2004). Weitere Annahmen sind das Vorliegen eines homogenen Bodens, einer gleichen Durchschnittstemperatur für alle Tiefen und einer konstanten Temperatur in sehr großer Tiefe, die der Durchschnittstemperatur entspricht. Die Formel lautet:

$$T(z, t) = T_{ave} + A_0 [\sin(\omega t - z/d)]/e^{-z/d}$$

Die Formel kann für verschiedene Perioden angewandt werden, in der vorliegenden Arbeit ist dies das Jahr. Dabei ist $T(z, t)$ die Bodentemperatur zum Zeitpunkt t in der Tiefe z . T_{ave} ist die durchschnittliche Bodentemperatur, für die die mittlere jährliche Lufttemperatur verwendet wird. A_0 ist die jährliche Amplitude der Bodentemperatur an der Oberfläche. Hier wird ebenfalls die Lufttemperatur herangezogen. ω ist die Kreisfrequenz. d die sogenannte Dämpfungstiefe der jährlichen Fluktuationen und berechnet sich nach:

$$d = \sqrt{(2D_h/\omega)}$$

D_h ist die Temperaturleitfähigkeit als Quotient aus der Wärmeleitfähigkeit und der volumetrischen Wärmekapazität.

8.2.4.2 Temperatur der Oberfläche – Interaktion mit Atmosphäre

Die Dynamik der atmosphärischen Vorgänge bestimmt wesentlich die oberflächennahe Bodentemperatur bzw. Vorzeichen und Größe des Bodenwärmestroms (Abschnitt 4.1.1). Einfache Ansätze zur Abschätzung des Bodenwärmestroms werden auch bei Liebenthal und Foken (2007) oder Purdy u. a. (2016) verglichen. In der vorliegenden Arbeit wurde ein einfacher Regressionsansatz zur Berechnung von Oberflächentemperaturganglinien gewählt, der hier näher erläutert wird.

Ziel ist, eine Beziehung für die oberflächennahe Bodentemperatur auf Basis leicht verfügbarer Daten zu erhalten, die für die Simulation längerer Zeiträume herangezogen werden kann. In der vorliegenden Arbeit wurde ein linearer Regressionsansatz angewandt, in dem

die oberflächennahe Bodentemperatur in Abhängigkeit der Lufttemperatur und der Globalstrahlung eingeht. Die notwendigen Bodentemperaturmessungen wurden dabei von dem Forschungsprojekt „Stadtverkehrsflächen – Optimierter Beton für den innerstädtischen Bereich“ zur Verfügung gestellt, welches verschiedene Oberflächen unter anderem hinsichtlich einer positiven Beeinflussung urbaner Wärmeinseln untersuchte (Peyerl u. a. 2016). Da sich das Versuchsfeld des Forschungsprojektes in Wien befand wurde als meteorologische Datengrundlage die Wetterstation des Instituts für Meteorologie und Klimatologie (BOKU-Met) herangezogen. Die Messdaten der Bodentemperatur stehen für verschiedene Tiefen zur Verfügung (0cm, 2,5 cm, 6 cm und 12 cm) und umfassen drei Messperioden (14 Tage Ende März, 6,5 Tage im Juli und 16 Tage im August). Als Oberflächenschicht kamen neben herkömmlichen Materialien (Beton, Asphalt und Gussasphalt) auch verschiedene Varianten einer „White-Topping-Bauweise“ zur Anwendung, welche ein höheres Reflexionsvermögen aufweisen. Die Tragschichten entsprechen typischen Aufbauten im innerstädtischen Bereich. Für die Anpassung der Modelle (für jede Bauweise separat) wurde der zeitliche Versatz zwischen der Lufttemperatur bzw. Globalstrahlung und der Bodentemperatur einbezogen. Der zeitliche Versatz (lag) wurde dabei auf Basis der Korrelation zwischen den Zeitreihen bei verschiedenen Verschiebungen ermittelt. Somit lautet das Modell:

$$T_{S_{2,5cm}} = \beta_0 + \beta_1 * Ta + \beta_2 * G$$

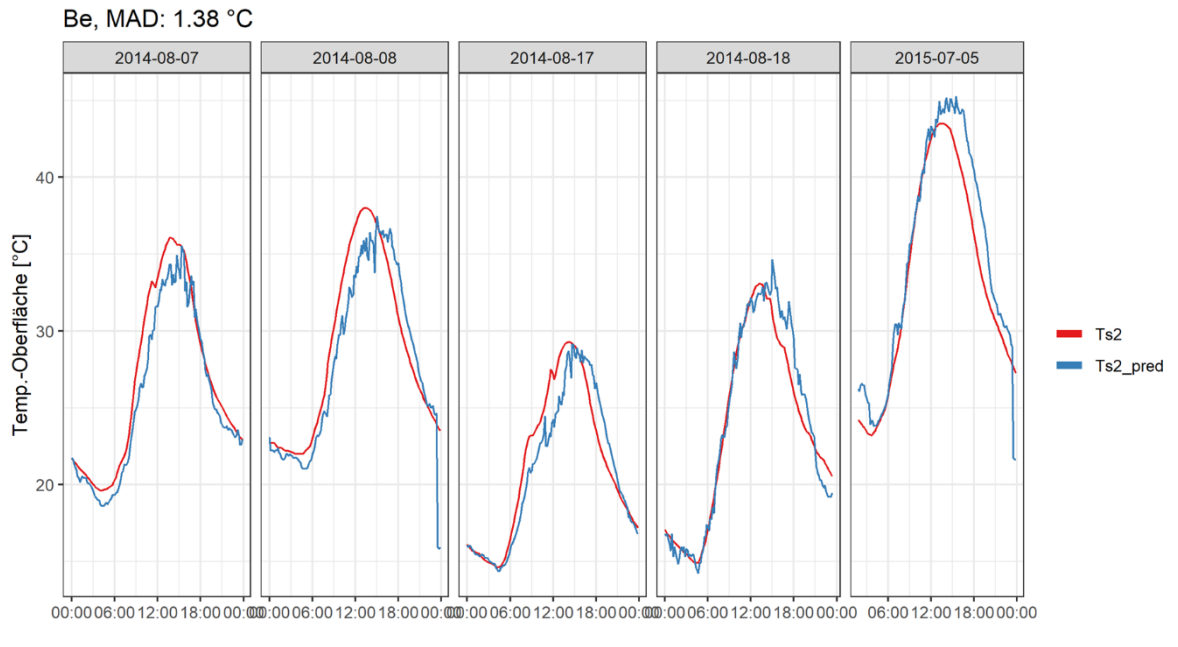
Hier ist $T_{S_{2,5cm}}$ die gemessene Temperatur in 2,5 cm Tiefe. Ta stellt die Lufttemperatur dar und G ist die Globalstrahlung. Zur Modellvalidierung wurden fünf Tage zufällig ausgewählt und nicht für die Modellanpassung verwendet. In Abbildung 76 ist das Ergebnis für eine herkömmliche Betonoberfläche dargestellt. Die Regressionsbeziehung lautet in diesem Fall:

$$T_{S_{2,5cm}} = -1.121188 + 1.210166 * Ta + 0.005565 * G$$

Die mittlere absolute Abweichung zwischen Vorhersage und gemessenem Wert liegt für die verschiedenen Aufbauten im Bereich von 1,5°C. Die Modellvalidierung gibt auch keine Hinweise darauf, dass bestimmte Situationen (etwa Bewölkung) schlechter abgebildet werden. Streng genommen gelten die Beziehungen nur für das Versuchsfeld mit den je eigenen Untergrund- und Oberflächeneigenschaften. Es ist allerdings davon auszugehen, dass eine gute Übertragbarkeit für Straßen ähnlichen Typs vorliegt. Bei ähnlicher Wärmeleitfähigkeit und -kapazität sowie ähnlicher Reflexionseigenschaften (Albedo) sollten die oberflächennahen Temperaturen stark von der Lufttemperatur und der Einstrahlung abhängen. Bei künstlichen Oberflächen spielt der Niederschlag bzw. Wassergehalt wohl nur sehr kurzfristig eine

Rolle, bei bewachsenen Oberflächen ist die Verdunstung dagegen ein maßgeblicher Teil der Energiebilanz.

Abbildung 76: Modellvalidierung für den Aufbau „Betonoberfläche“ anhand fünf zufällig gewählter Messtage (blau: Modell, rot: Messung)



8.2.5 Berechnungsablauf der EPANET-MSX-Modellierung

EPANET-MSX bietet einen einfachen Zugang zur Festlegung der Anordnung und Eigenschaften der Elemente des Versorgungssystems, des Wasserdargebots bzw. -verbrauchs, des Simulationszeitraums und der Berechnungsoptionen sowie der Reaktionsgleichungen mit Anfangs- und Randbedingungen in der Form von textbasierten „Eingangsdateien“. Darüber hinaus kann EPANET-MSX mit Hilfe der Befehlszeile gestartet werden. Diese Eigenschaften erlauben die Steuerung des Berechnungsablaufs, die Datenvorbereitung und -auswertung auf Basis der frei verfügbaren Programmiersprache „R“ (R Core Team 2019). Ausgehend von vereinfachten Vorlagen der Eingangsdateien werden die gewünschten Änderungen an diesen Dateien vorgenommen. Die Erstellung der Netzgeometrie erfolgt in komplexeren Fällen mittels der grafischen Benutzeroberfläche von EPANET, kann aber gleichfalls via „R“ abgeändert werden. Der Kern der Berechnungen ist das Ausführen von EPANET-MSX durch das Aufrufen eines Systembefehls. Dies geschieht in einer Schleifenausführung für definierte Teilschritte (etwa Tage), um die Randbedingungen (etwa die Oberflächentemperatur) oder Parameter (etwa den Bodenwassergehalt) der Berechnung anpassen zu können. Ein wesentlicher Vorteil der Verwendung von „R“ ist das flexible Zusammenführen von Daten aus

unterschiedlichen Quellen sowie die Möglichkeit zur automatisierten Variantenberechnung, bei der ein oder mehrere Berechnungsparameter geändert werden.

Die wesentlichen Schritte der Berechnung bestehen aus:

1. Festlegung der Elemente und Geometrie des Versorgungssystems (EPANET GUI)
2. Festlegung der Berechnungsoptionen (Simulationsdauer, Berechnungszeitschritt, Anzahl der Rechennetzellen etc.) einheitlich für die gesamte Berechnung
3. Festlegung der Rohr- und Bodenparameter (thermische Kennwerte, Bodenaufbau, Ausdehnung des Bodenkörpers etc.) für jedes Rohr
4. Festlegung der Startwerte der Boden- und Wassertemperatur für jedes Rohr
5. Festlegung der zeitabhängigen oberen und unteren Temperaturreandbedingung für jedes Rohr
6. Festlegung der zeitabhängigen Wassertemperatur am Systemstartpunkt
7. Festlegung des zeitabhängigen Verbrauchsmusters bzw. der hydraulischen Regeln
8. Änderung bzw. Erweiterung der Netz-Eingangsdatei
9. Schreiben der Reaktionen-Eingangsdatei mit Parameterwerten sowie Startwerten der Temperatur für jeden Zeitschritt und jedes Rohr. Die Startwerte entsprechen entweder ursprüngliche Festlegung (erster Zeitschritt) oder der Lösung des vorangegangenen Zeitschritts
10. Ausführung von EPANET
11. Verarbeitung der Ergebnisse

8.2.6 Weitere Möglichkeiten für die Modellgestaltung

Die Flexibilität, die durch die offene Gestaltung und die implementierten Funktionalitäten von EPANET-MSX ermöglicht wird, ist die Basis für viele denkbare Erweiterungen und Vereinfachungen, von denen hier einige beschrieben werden sollen:

- Initialisierung der Bodentemperatur- und Wassergehaltsverteilung mit Hydrus-1D. Die Berechnungszeit für einzelne Bodenprofile (Wasser- und Wärmetransport) ist sehr gering. So können für jedes Rohr individuelle Startprofile der Temperatur und des Wassergehalts berechnet werden. Im Vergleich zum einfachen Ansatz nach Abschnitt 8.2.4.1 können hier jedenfalls komplexere Schichtaufbauten berücksichtigt werden.
- Aktualisierung der Verteilung des Bodenwassergehalts während des Berechnungslaufs von EPANET-MSX auf Basis von Hydrus-1D. Geht man davon aus, dass der Wassergehalt nur sehr wenig von der Bodentemperatur abhängt, ist eine (vom

Einfluss des Leitungsnetzes) unabhängige Berechnung für die gesamte Simulationszeit möglich. Die Verteilung des Bodenwassergehalts wird dabei etwa täglich oder wöchentlich angepasst (Beschreibung zum Berechnungsablauf von EPANET-MSX in Abschnitt 8.2.5). Hydrus-1D bietet dabei nicht nur die Möglichkeiten den Wassertransport im Boden zu berechnen, sondern zusätzlich die Möglichkeit über Verdunstungsformeln, die Tiefenverteilung von Pflanzenwurzeln und die Berücksichtigung von Niederschlag eine gleichsam meteorologische Randbedingung einzuführen. Für Modellierungszwecke, also die Berechnung der Erwärmung des Trinkwassers in der Verteilung, ist der Einfluss des Wassergehaltes insofern von Bedeutung, als dass seine Dynamik insbesondere bei längeren Simulationszeiträumen Berücksichtigung finden sollte.

- Eine Beschleunigung der Berechnung wird durch eine Verringerung der Rechenzellen des bodenphysikalischen Ansatzes in EPANET-MSX erreicht. So könnte man etwa lediglich den Nahbereich der Leitungen mit wenigen Zellen erfassen (einfacher Wärmespeicher) und die Berechnung des erweiterten Temperaturprofils mit Hydrus-1D durchführen. Zusätzlich müsste man dabei eine geeignete Anbindung der Rechenzellen an die Hydrus-1D-Lösung einführen, damit sich die Temperatur um das Rohr der Hydrus-Lösung im entsprechenden Tiefenbereich (verzögert) anpasst. Gerade wenn der durch die Leitung beeinflusste Bodenbereich klein ist, sollte hier eine sehr effiziente Berechnung möglich sein.
- Anbindung an Oberflächen-Energiebilanz-Modelle („Surface Energy Balance“). Wie in Abschnitt 4.1.1 bereits angedeutet, existieren sehr ausgefeilte Modellansätze für die Bestimmung der Energiebilanzkomponenten an der Erdoberfläche. Der Bodenspeicher bzw. Bodenwärmestrom ist gerade im urbanen Bereich eine wesentliche Komponente. Geht man davon aus, dass die Beeinflussung der Energiebilanz der Oberfläche durch das Verteilnetz im Regelfall eher vernachlässigbar ist, können die entsprechenden Ergebnisse dieser Modelle übernommen werden.
- Verwendung von Geographischen Informationssystemen (GIS). Der skizzierte Berechnungsansatz für die Trinkwassertemperaturen würde sehr durch den Einsatz eines GIS-Systems profitieren, idealerweise eines frei zugänglichen Softwarepakets. So existiert für QGIS bereits eine Erweiterung (QEPANET) für das Arbeiten mit EPANET (Menapace u. a. 2020). Wesentlich wäre hier insbesondere die Möglichkeit den räumlich heterogenen Bodenaufbau oder wechselnde Verlegetiefen direkt den einzelnen Rohrabschnitten zuzuordnen. Da etwa mit QEPANET das Wasserversorgungssystem definiert werden kann, können die Rohrabschnitte gleichzeitig so gelegt werden, dass sie mit wesentlichen Änderungen der Umgebungsbedingungen (etwa des Bodenaufbaus) einhergehen. Die Anbindung an

ein GIS ist die Voraussetzung komplexere, heterogene Systeme effizient zu modellieren.

8.2.7 Fortführung der Berechnungen für Hausinstallationen

Wie bei Zlatanovic u. a. (2017) gezeigt, ist die Anwendung von EPANET-MSX für die Temperaturentwicklung in Hausinstallationen umsetzbar. Damit ist eine durchgehende Berechnung der Wassertemperatur vom Punkt der Gewinnung bzw. Netzeinspeisung bis zum Wasserhahn des Konsumenten vorstellbar. Obwohl dieser Ansatz im vorliegenden Projekt nicht weiterverfolgt wird, soll hier betont werden, dass eine durchgehende Berechnung die Beurteilung der Ursachen von erhöhten Wassertemperaturen beim Konsumenten wesentlich unterstützen könnte. Insbesondere wäre man so in der Lage den Einfluss der Hausinstallationen jenen des übergeordneten und in der Verantwortung des Wasserversorgers liegenden Leitungsbereichs zu ermitteln.

8.2.8 Veränderung der Temperatur in Trinkwasserspeichern

Trinkwasserspeicher sind im Idealfall baulich so gestaltet, dass äußere Einwirkungen und hier insbesondere eine unzulässige Erwärmung vermieden werden. Bei ungünstiger Positionierung des Behälters und geringer Isolation der Wände bzw. Decke kann es aber auch hier zu einer Temperaturänderung kommen. Eine physikalische Modellierung erscheint hier allerdings als sehr aufwändig. Eine einfachere Möglichkeit bestünde in der empirischen Ermittlung einer Beziehung zwischen der Erwärmung bei der Speicherung (Änderungsrate) und den wesentlichen Umgebungsvariablen (mittlere tägliche oder wöchentliche Lufttemperatur, Einstrahlung, Jahreszeit etc.) auf Basis eines Messprogramms. Diese Beziehung könnte in weiterer Folge in die Modellierung mit EPANET-MSX einbezogen werden.

8.2.9 Modellierung temperaturbeeinflusster Parameter

Viele chemische, aber auch mikrobiologische Prozesse in der Verteilung zeigen eine Abhängigkeit von der Wassertemperatur. So ist etwa eine Restkonzentration an Chlor in der Verteilung als „Netzschutz“ bei der chemischen Desinfektion gewünscht. Die Chlorzehrung, also die Konzentrationsabnahme des freien Chlors, hängt dabei neben dem Vorhandensein organischen Materials stark von der Temperatur ab (Kiéné, Lu, und Lévi 1998) (Monteiro u. a. 2014). Die entsprechenden Gleichungen zur Reaktionskinetik können an die Beziehungen zur Temperaturberechnung im Input-File angehängt werden. Mikrobiologisches Wachstum in der Trinkwasserverteilung ist neben dem Vorhandensein von etwaigen Desinfektionsmitteln von vielen weiteren Parametern abhängig, darunter der Temperatur (Prest u. a.

2016). Wenngleich hier sicher sehr komplexe Abhängigkeiten von verschiedenen Einflussfaktoren bestehen, ist es nicht ausgeschlossen, dass manche der mikrobiologischen Vorgänge – etwa das Biofilmwachstum – sinnvoll in einem Modellansatz erfasst werden können.

8.3 Modellvalidierung

Eine ausführliche Modellvalidierung der EPANET-MSX-Implementierung im Sinne eines Vergleichs mit Messwerten aus dem Verteilnetz wurde in der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt. Eine solche würde idealerweise neben verschiedenen Betriebszuständen auch eine genaue Aufnahme der Einbausituation der Leitung (Tiefenlage, Rohrmaterial, ev. Ablagerungen an der Rohrwand, Verfüllmaterial etc.) sowie des Bodens (Bodenart, Wassergehalt, Bodenoberfläche) in Kombination mit Bodentemperaturmessungen enthalten. Ein hoher Grad an „theoretischer“ Plausibilität kann jedoch dadurch überprüft werden, dass ein Vergleich der EPANET-MSX-Implementierung mit etablierten Berechnungsansätzen bzw. Programmpaketen erfolgt. Für einen Vergleich der Erwärmung des Trinkwassers steht der in Abschnitt 4.1.4 dargestellte formelmäßige Ansatz zur Verfügung, der vereinfachend voraussetzt, dass die Temperatur an der Rohraußenseite konstant bleibt. Dieser Ansatz findet auch in der Implementierung für EPANET-MSX Verwendung, weshalb hier in erster Linie der Vergleich mit der CFD-Modellierung auf Basis von OpenFOAM zielführend ist. Falls der Formelansatz und OpenFOAM unter den vereinfachten Randbedingungen gut übereinstimmen, können weitere Vergleiche zwischen OpenFOAM und der EPANET-MSX-Implementierung angestellt werden. Der Vergleich des bodenphysikalischen Ansatzes (ohne Einfluss der Trinkwasserleitung) kann auf einfache Weise mit HYDRUS-1D erfolgen. Die verschiedenen Möglichkeiten werden in den folgenden Abschnitten genauer untersucht.

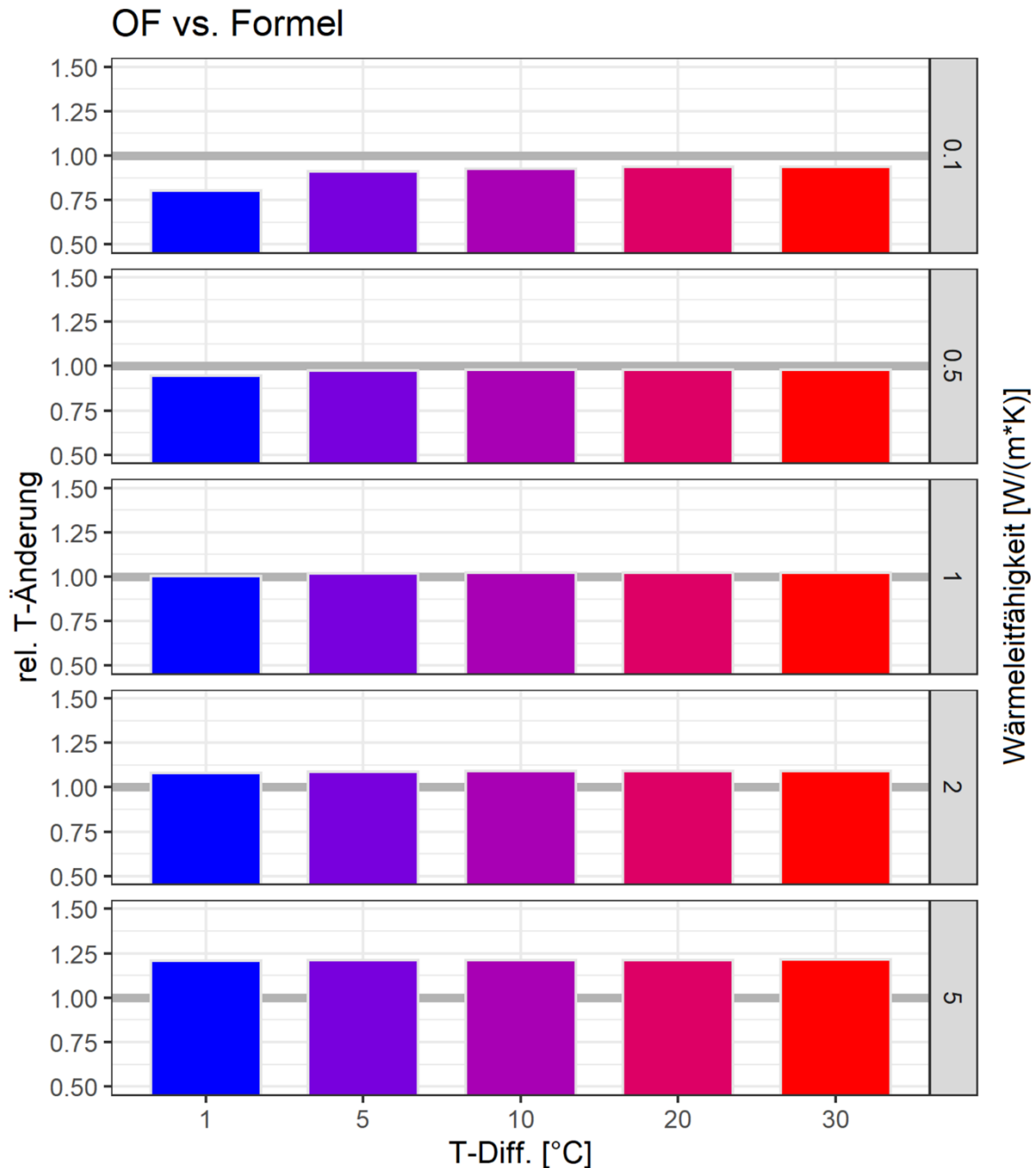
8.3.1 Vergleich mit OpenFOAM – stationärer Fall

Im stationären Fall ist lediglich der „Endzustand“ von Interesse, der sich durch das Fehlen einer zeitlichen Veränderung der Rechengrößen auszeichnet. Dieser einfachere Fall wird den folgenden Vergleichsberechnungen zu Grunde gelegt.

In einem ersten Schritt wird, wie eingangs erwähnt, die grundsätzliche Übereinstimmung zwischen OpenFOAM und dem Formelansatz (Abschnitt 4.1.4) überprüft. Dabei wird die Rohraußentemperatur als konstant angenommen. Sowohl die Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand als auch die Außentemperatur werden variiert, um ein breites Spektrum an Fällen

abzudecken. Als Vergleichsmaß zur Darstellung bietet sich das Verhältnis der Temperaturänderung zwischen Formelberechnung und OpenFOAM-Lösung an. Die Vergleichsergebnisse sind in Abbildung 77 und Abbildung 78 dargestellt.

Abbildung 77: Vergleich der Ergebnisse von OpenFOAM und des Formelansatzes für verschiedene Temperaturdifferenzen (1 bis 30°C) und Wärmeleitfähigkeiten (0,1 bis 5 W/m*K) bei turbulenter Strömung



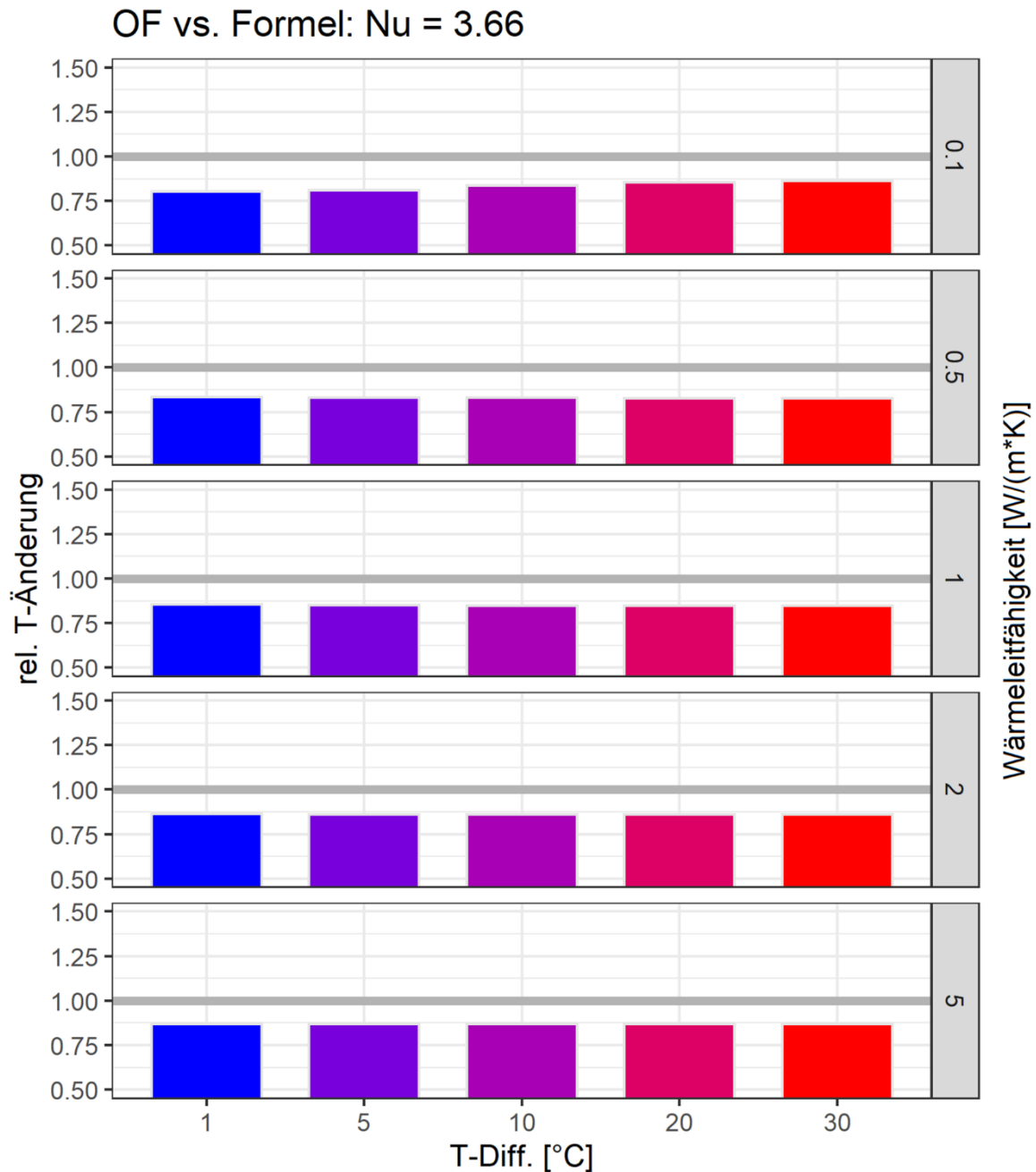
Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen im Fall von turbulenter Strömung (Abbildung 77) sind bei hohen bzw. sehr geringen Wärmeleitfähigkeiten erhöht, bleiben aber für die relevanten Varianten ($\lambda \leq 1$) meist unter 10% und deuten damit eine gute Übereinstimmung der Berechnungsvarianten an. Es ist zudem durchaus möglich, dass sich mit einem anderen

Ansatz zur Berechnung der Nußelt-Zahl eine Verbesserung der Übereinstimmung ergeben kann.

Im Fall mit laminarer Strömung ($u=0,01$ m/s, $Re\approx 1000$) in Abbildung 78 sind die Abweichungen größer (die Formelberechnung ergibt eine geringere Erwärmung), allerdings ließe sich das durch eine Änderung der Nußelt-Zahl auf etwa den doppelten Wert beheben.

Da die grundsätzliche Übereinstimmung zwischen OpenFOAM und dem Formelansatz gezeigt werden konnte, erfolgt in einem zweiten Schritt der Vergleich zwischen OpenFOAM und EPANET-MSX hinsichtlich des Temperaturverlaufs im Boden.

Abbildung 78: Vergleich der Ergebnisse von OpenFOAM und des Formelansatzes für verschiedene Temperaturdifferenzen und Wärmeleitfähigkeiten (0,1 bis 5 W/m*K) bei laminarer Strömung (Nußelt-Zahl 3,66)

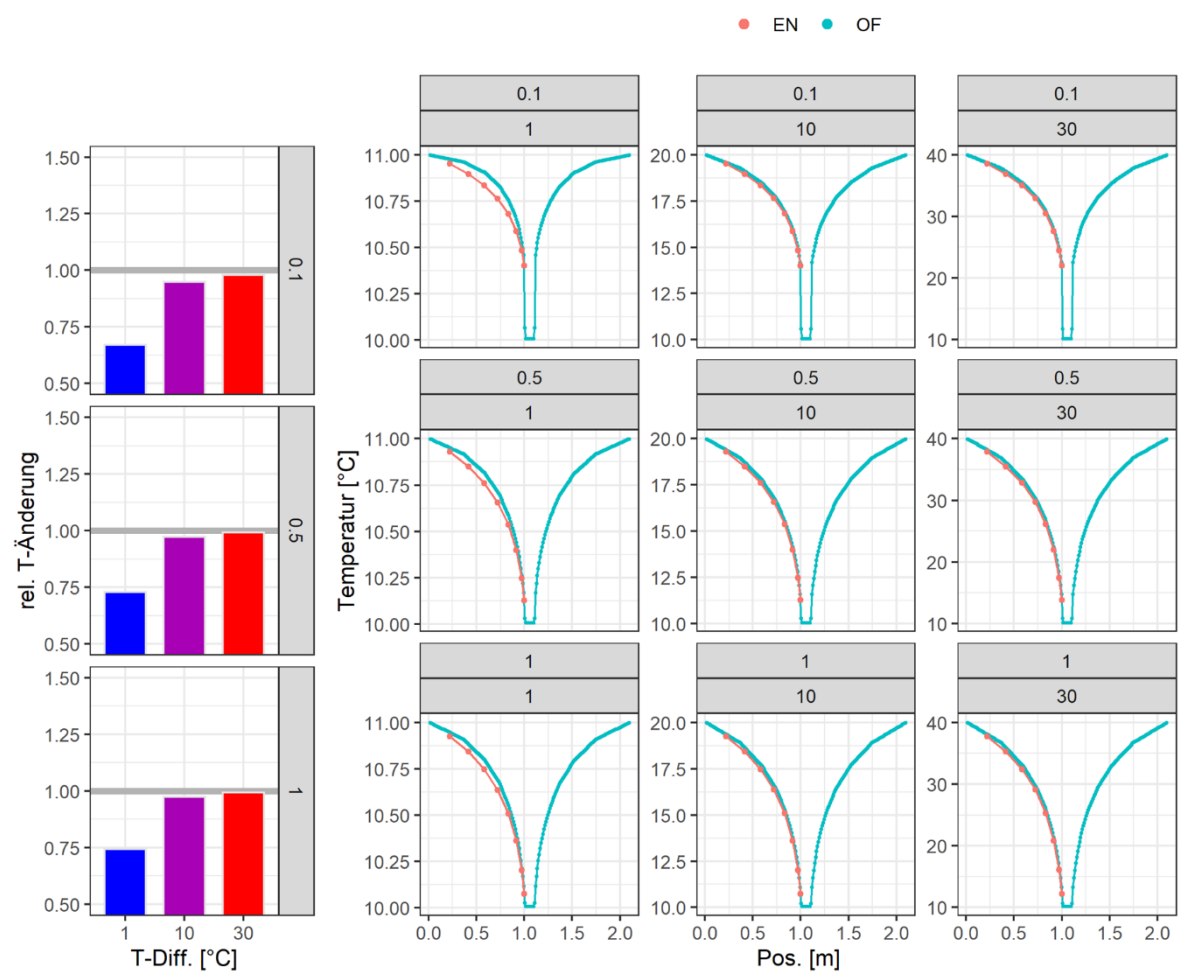


Der in Abbildung 79 dargestellte radialsymmetrische Fall (radialsymmetrisches 1D-Modell) zeichnet sich durch einen das Rohr umgebenden, im Querschnitt kreisförmigen Bodenkörper aus, an dessen äußerer Begrenzung eine fixe Temperatur als Randbedingung gesetzt ist. In den verschiedenen Berechnungsfällen werden einerseits wiederum die Wärmeleitfähig-

keit der Rohrwand und die Temperaturdifferenz zwischen äußerer Begrenzung und zuströmendem Wasser variiert. Es zeigt sich ein sehr hoher Grad an Übereinstimmung der Temperaturverläufe, gerade bei größeren Temperaturgradienten.

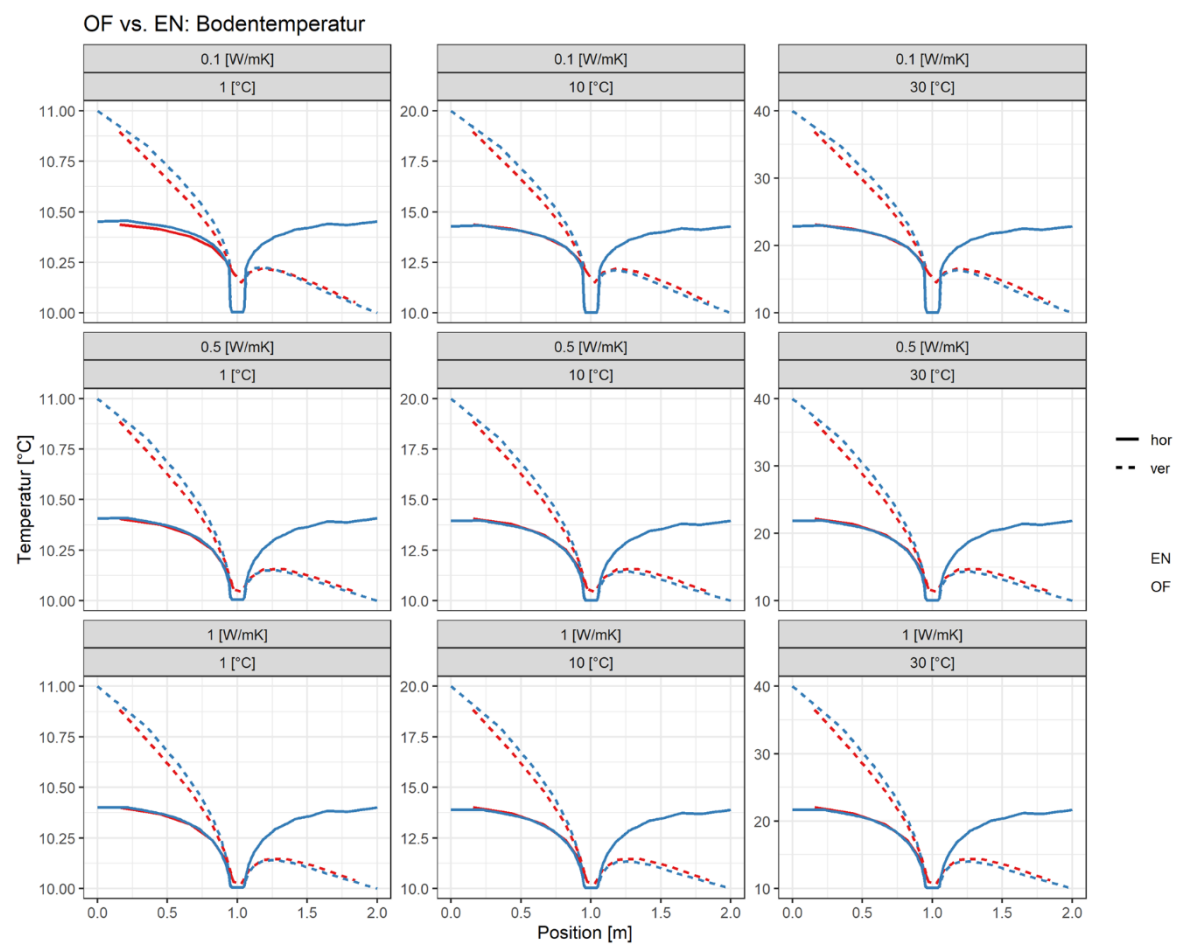
Die in Abbildung 79 dargestellten Ergebnisse zeigen unter anderem die relative Temperaturänderung bei verschiedenen Temperaturdifferenzen zwischen Boden- und Wassertemperatur sowie unterschiedlichen Wärmeleitfähigkeiten der Rohrwand. Für die ebenfalls abgebildeten Vergleiche der Ergebnisse für alle Kombinationen dieser beiden Parameter zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den beiden Modellansätzen außer bei sehr niedrigen Differenzen der Boden- und Wassertemperatur.

Abbildung 79: Vergleich der Ergebnisse von OpenFOAM (OF, blau) und EPANET-MSX (EN, rot) für verschiedene Temperaturdifferenzen (obere Zeile: 1, 10, 30°C) und Wärmeleitfähigkeiten (untere Zeile: 0,1, 0,5, 1 W/m*K).



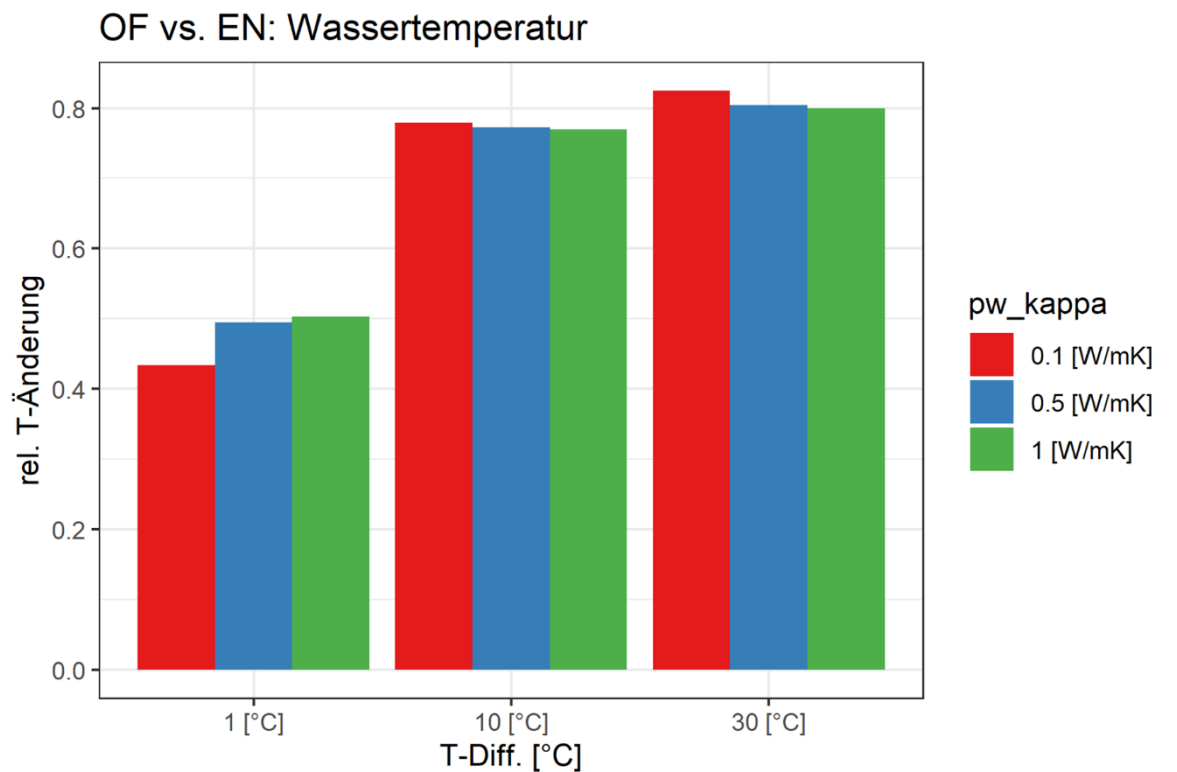
Für den nächsten Vergleich wird ein 2D-Modell verwendet, das den Ausführungen aus Abschnitt 8.2.2 entspricht. Die Gegenüberstellung der horizontalen und vertikalen Temperaturprofile (Abbildung 80) zeigt insbesondere für erstere eine sehr gute Übereinstimmung. Im Fall der vertikalen Temperaturprofile ist eine schlechtere Überdeckung der Temperaturverläufe zu erkennen, wobei der Bereich unterhalb des Rohres besser erfasst wird.

Abbildung 80: Vergleich der Bodentemperatur von OpenFOAM (OF, blau) und EPANET-MSX (EN, rot) für verschiedene Temperaturdifferenzen (untere Zeile) und Wärmeleitfähigkeiten (obere Zeile) im 2D-Modell



Die Ergebnisse für die Wassererwärmung am Ende der Rohrstrecke zeigen für höhere Temperaturunterschiede zwischen Wasser und Boden(-oberfläche) eine etwa 20 % Abweichung, wobei die Berechnung mit EPANET-MSX etwas geringere Erwärmungen liefert. Für kleine Temperaturdifferenzen ist die Abweichung mit etwa 50 % recht hoch. Dieser Fall ist allerdings kaum ausschlaggebend für die gesamte Problemstellung des Projekts.

Abbildung 81: Vergleich der Wassertemperatur -Ergebnisse von OpenFOAM und EPANET-MSX für verschiedene Temperaturdifferenzen und Wärmeleitfähigkeiten



8.3.2 Vergleich mit OpenFOAM – instationärer Fall

Hier gibt es neben einer Ortsabhängigkeit der Rechengrößen auch eine zeitliche Abhängigkeit. In OpenFOAM wird dem durch die Auswahl eines geeigneten Diskretisierungsschemas für die Zeitableitungen Rechnung getragen („ddtSchemes“). Der Solver ChtMultiRegionFoam ist sowohl für stationäre als auch instationäre Problemstellungen konzipiert. Für einen Vergleich hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung wird ein radialsymmetrisches 1D-Modell herangezogen, an dessen äußerer Begrenzung eine fixe Temperatur als Randbedingung gesetzt ist.

Die folgenden Darstellungen (Abbildung 82, Abbildung 83 und Abbildung 84) beinhalten das Ergebnis des Vergleichs zwischen OpenFOAM und dem EPANET-MSX-Ansatz.

Abbildung 82: Vergleich der Entwicklung der Wassertemperaturen am Rohrende für den Zeitraum einer Stunde und für verschiedene Berechnungsfälle von OpenFOAM (OF, blau) und EPANET-MSX (EN, rot)

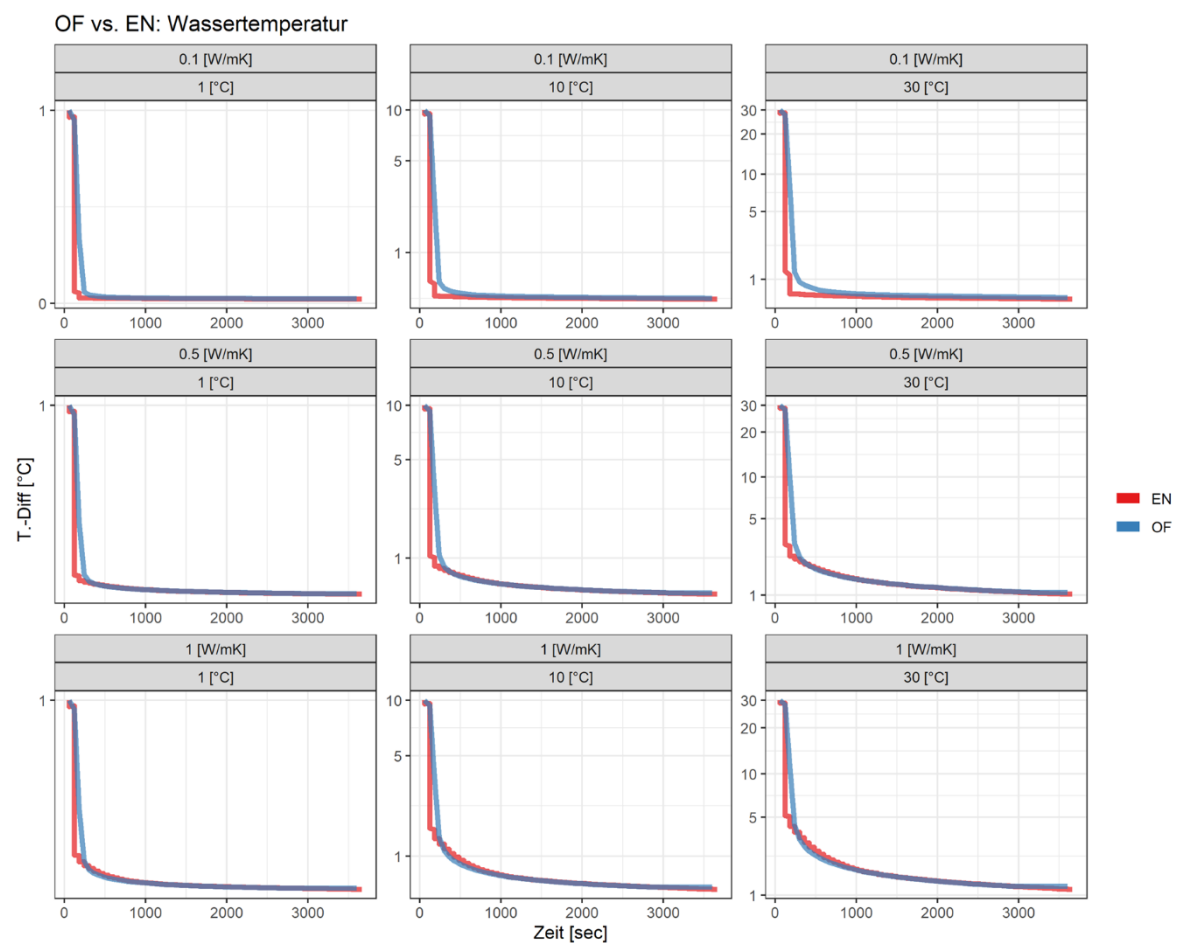


Abbildung 82 zeigt eine gute Übereinstimmung des Temperaturverlaufs am Rohrende für den Zeitraum einer Stunde. Lediglich der Temperaturabfall am Beginn der Betrachtung (Ankunft des kühleren Wassers) erscheint bei OpenFOAM gedämpfter.

Abbildung 83: Vergleich der Entwicklung der Bodentemperatur nach einer Stunde für verschiedene Wärmeleitfähigkeiten der Rohrwand (0,1, 0,5, 1 W/m*K) und anliegenden Temperaturen an der Bodenoberfläche (11, 20, 40°C), simuliert mit OpenFOAM (OF) und EPANET-MSX (EN)

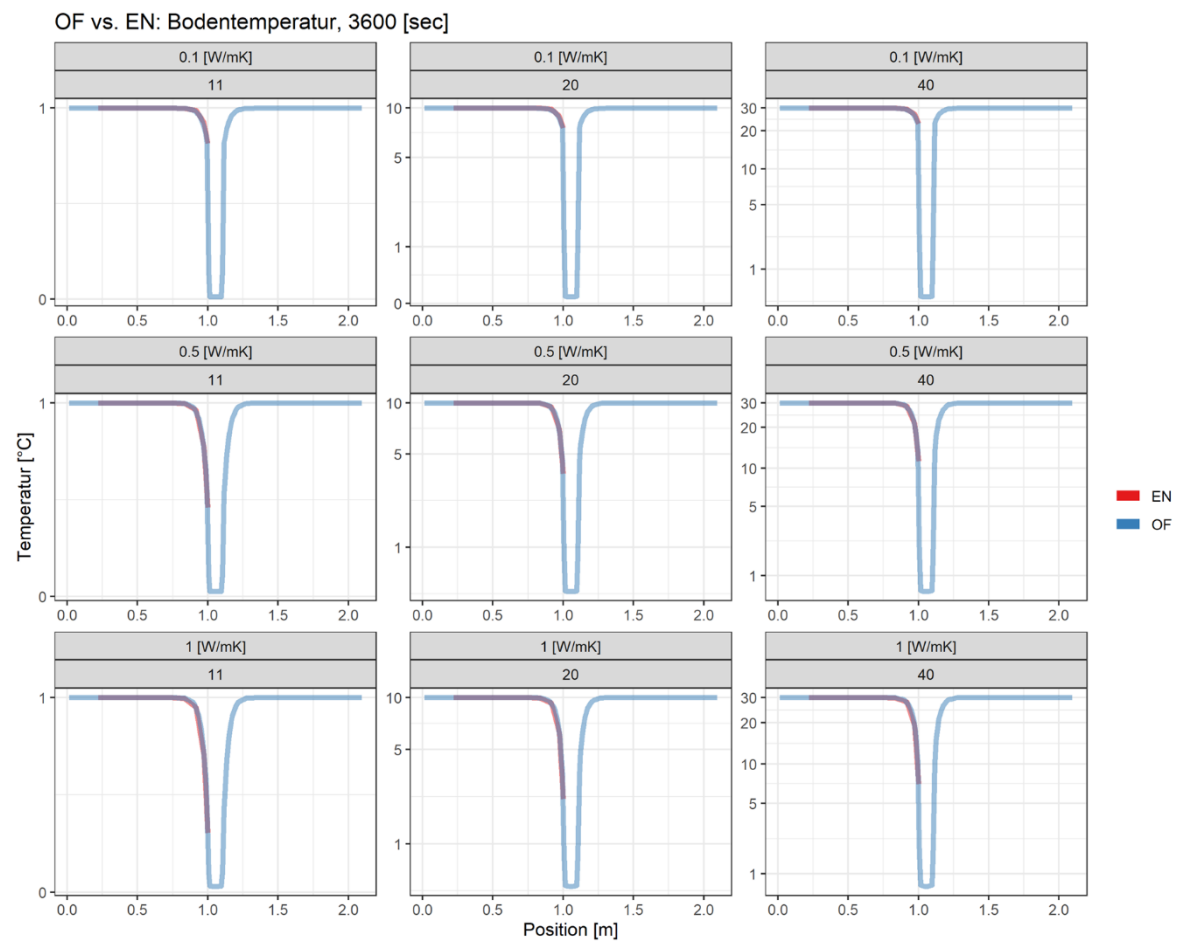
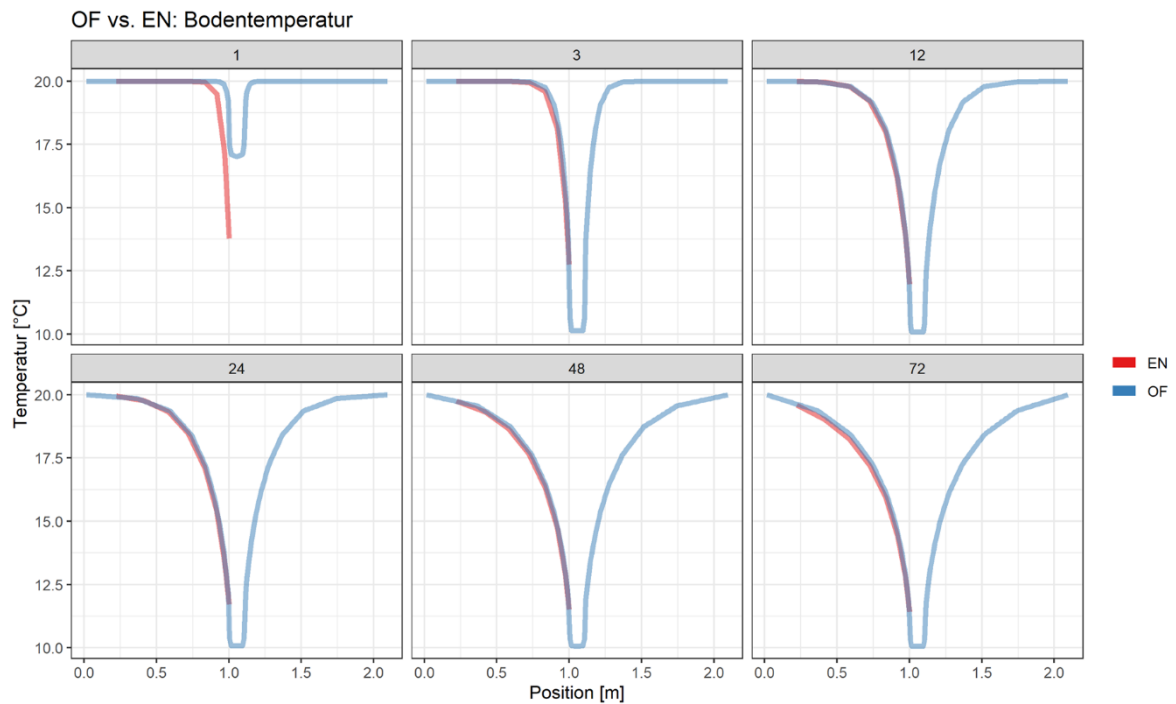


Abbildung 84: Vergleich der Entwicklung der Bodentemperatur im Zeitraum von 3 Tagen (1 bis 72 Stunden) für einen Berechnungsfall (Leitfähigkeit der Rohrwand 0,5 W/mK) von OpenFOAM (OF, blau) und EPANET-MSX (EN, rot)



Der Vergleich der Entwicklung der Bodentemperaturen in Abbildung 83 und Abbildung 84 zeigt eine sehr hohe Übereinstimmung und es besteht kein Hinweis darauf, dass die Modellierungsansätze ein gänzlich anderes Verhalten im Zeitverlauf ergeben

8.3.3 Vergleich mit Hydrus-1D

Ein grundlegender instationärer Vergleich des EPANET-MSX-Temperaturmodells und der eindimensionalen Berechnung der Temperatur mittels Hydrus-1D ist in den folgenden Abbildungen, inklusive Randbedingungen (Boundary Conditions – BC in grün) dargestellt (Abbildung 85 und Abbildung 86). Dabei wurde das EPANET-MSX-Modell dahingehend vereinfacht, als dass in horizontaler Richtung lediglich eine Zelle angesetzt wurde und darüber hinaus das Rohr weggelassen wurde. Dies entspricht damit einer eindimensionalen Berechnung eines Bodentemperaturprofils. Für den hier gezeigten Testfall wurde ein Bodenprofil mit zwei thermisch unterschiedlichen Schichten gewählt (die Grenze ist dabei gestrichelt dargestellt).

Es zeigt sich, dass der Verlauf der Bodentemperatur in der zeitlichen Entwicklung jenem aus Hydrus-1D entspricht. Dies gilt auch für den Fall, dass nur recht wenige und ungleich große Zellen angesetzt werden (Abbildung 86).

Abbildung 85: Vergleich der berechneten Bodentemperaturprofile (nach 0, 1, 5 und 10 Tagen) aus Hydrus (Hy) und mit einem vereinfachten Temperaturmodell in EPANET (2D) mit hoher Auflösung inklusive Darstellung der Randbedingungen (BC)

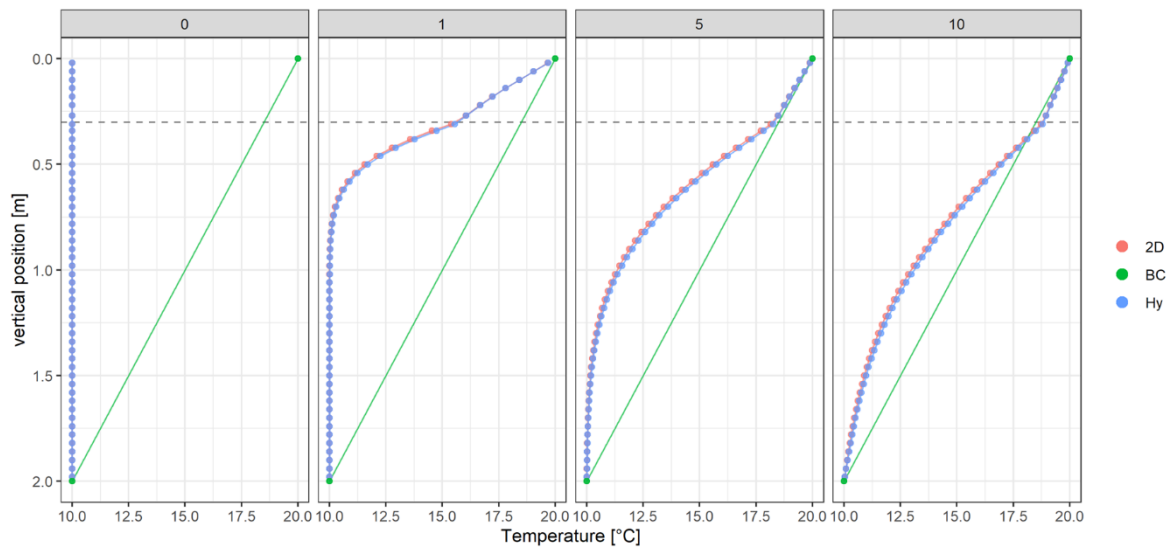
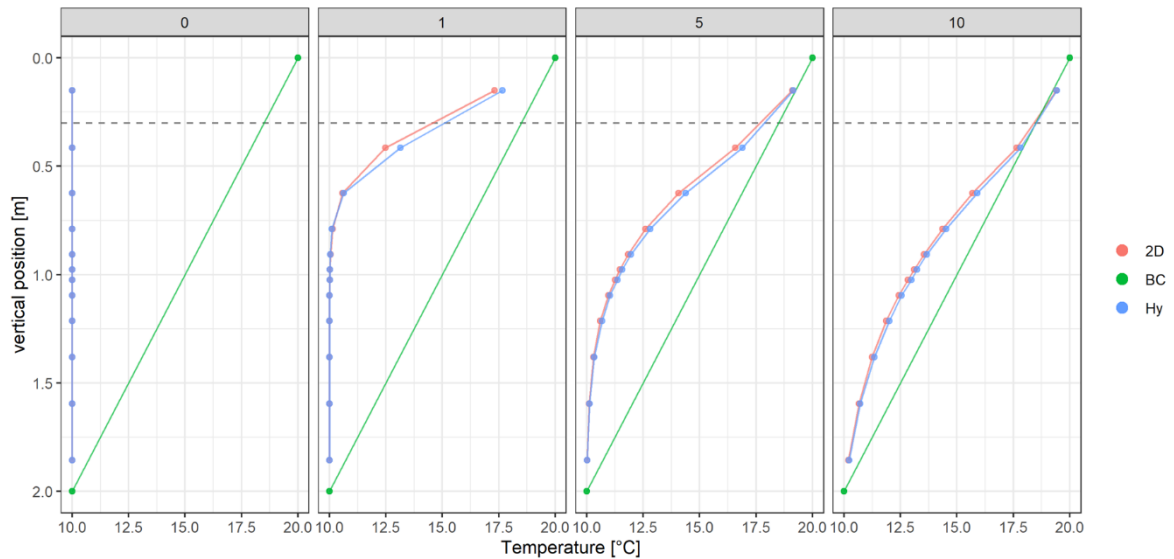


Abbildung 86: Vergleich der berechneten Bodentemperaturprofile (nach 0, 1, 5 und 10 Tagen) aus Hydrus (Hy) und mit einem vereinfachten Temperaturmodell in EPANET (2D) mit geringerer Auflösung und ungleich großen Zellen inklusive Darstellung der Randbedingungen (BC)



8.3.4 Schlussfolgerung Modellvalidierung

Wenngleich der Vergleich mit umfassenden Messdaten (Boden- und Wassertemperatur entlang einer Rohrstrecke, Durchfluss) der in erster Linie anzustrebende Ansatz ist, so bringt der Vergleich mit etablierten Software-Produkten und einfachen formelmäßigen Ansätzen durchaus die Gewissheit einer funktionierenden Implementierung. In der dargestellten „Basis-Version“ sind verschiedene physikalische Prozesse nicht modellmäßig erfasst (etwa die zeitliche Änderung des Bodenwassergehalts), was die Gefahr mit sich bringt, dass ein reales System nicht mit der gewünschten Genauigkeit abgebildet werden kann. Nach Meinung der Autoren ist die Modellgüte jedenfalls soweit gegeben, dass das Modell für die Berechnung von Varianten maßgeblicher Einflussfaktoren herangezogen werden kann.

8.4 Modellanwendung

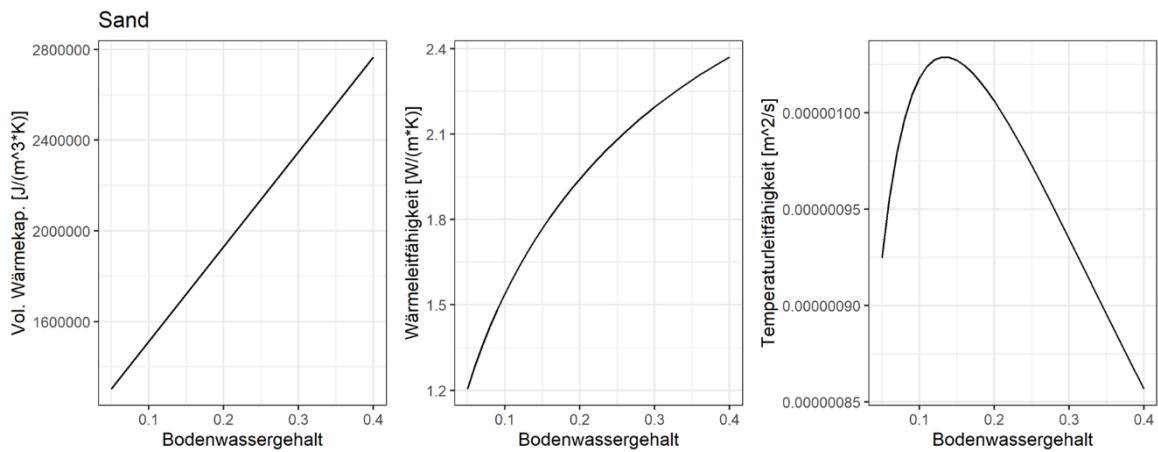
8.4.1 Untersuchung von Einflussfaktoren der Trinkwassererwärmung

Das Ziel dieser Auswertungen besteht in der Simulation ausgewählter Einflussfaktoren auf die Trinkwassererwärmung. Dabei wird die Erwärmung des Wassers am Ende eines Rohrabschnitts mit einer Länge von 1000 m betrachtet. Die Bodenkörper um das Rohr hat eine seitliche Ausdehnung von je 2 m und die Gesamtmächtigkeit des Bodenkörpers beträgt 6 m. Zur Erreichung eines annähernd stationären Zustandes wird eine Simulationszeit von 21 Tagen angesetzt. Das Rechenetz besteht aus 162 Zellen. Die besonderen Einstellungen für die einzelnen Berechnungsfälle werden in den jeweiligen Abschnitten dargelegt.

8.4.1.1 Rohrmaterial

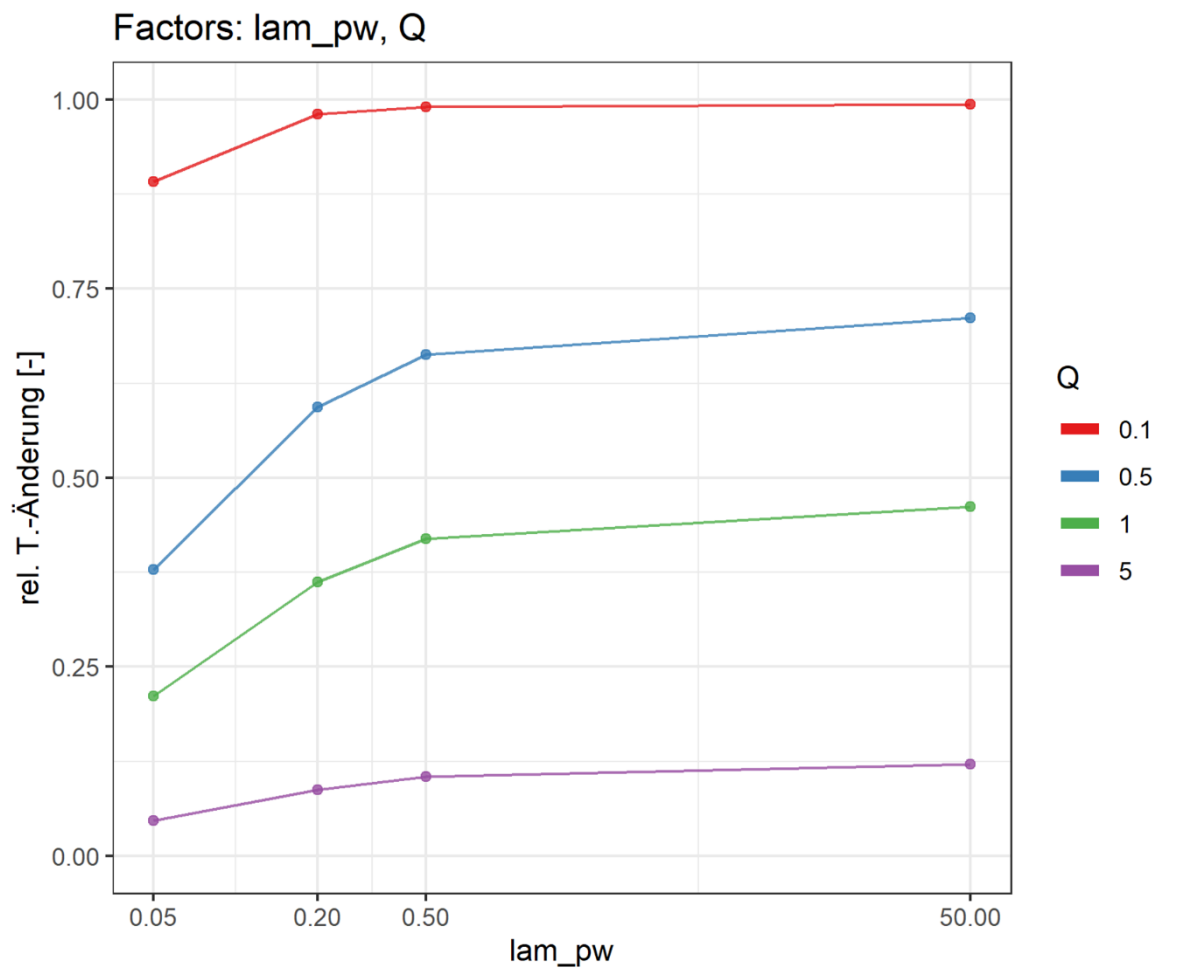
Die thermischen Eigenschaften der Rohrwand, insbesondere wenn es sich um ein wärmedämmendes Material handelt, kann einen wesentlichen Einfluss auf die Temperaturentwicklung nehmen. Für die folgende Anwendung wird ein linearer Temperaturverlauf als Startbedingung zwischen oberer und unterer Randbedingung (25°C bzw. 10°C) angenommen. Bei der gewählten Überdeckung von 1,5 m entspricht dies einer „ungestörten“ Temperatur (und der maximal möglichen Erwärmung) von 21,1°C im Bereich der Rohrachse. Die Wassertemperatur am Rohreinlauf beträgt konstant 10°C. Der Rohrdurchmesser beträgt 100 mm und die Rohrwandstärke 10 mm. Als Bodenart wurde Sand mit einem Wassergehalt von 0,15 gewählt. Er besitzt die in Abbildung 87 dargestellten thermischen Eigenschaften.

Abbildung 87: Thermische Parameter eines Sandbodens in Abhängigkeit des Bodenwassergehalts



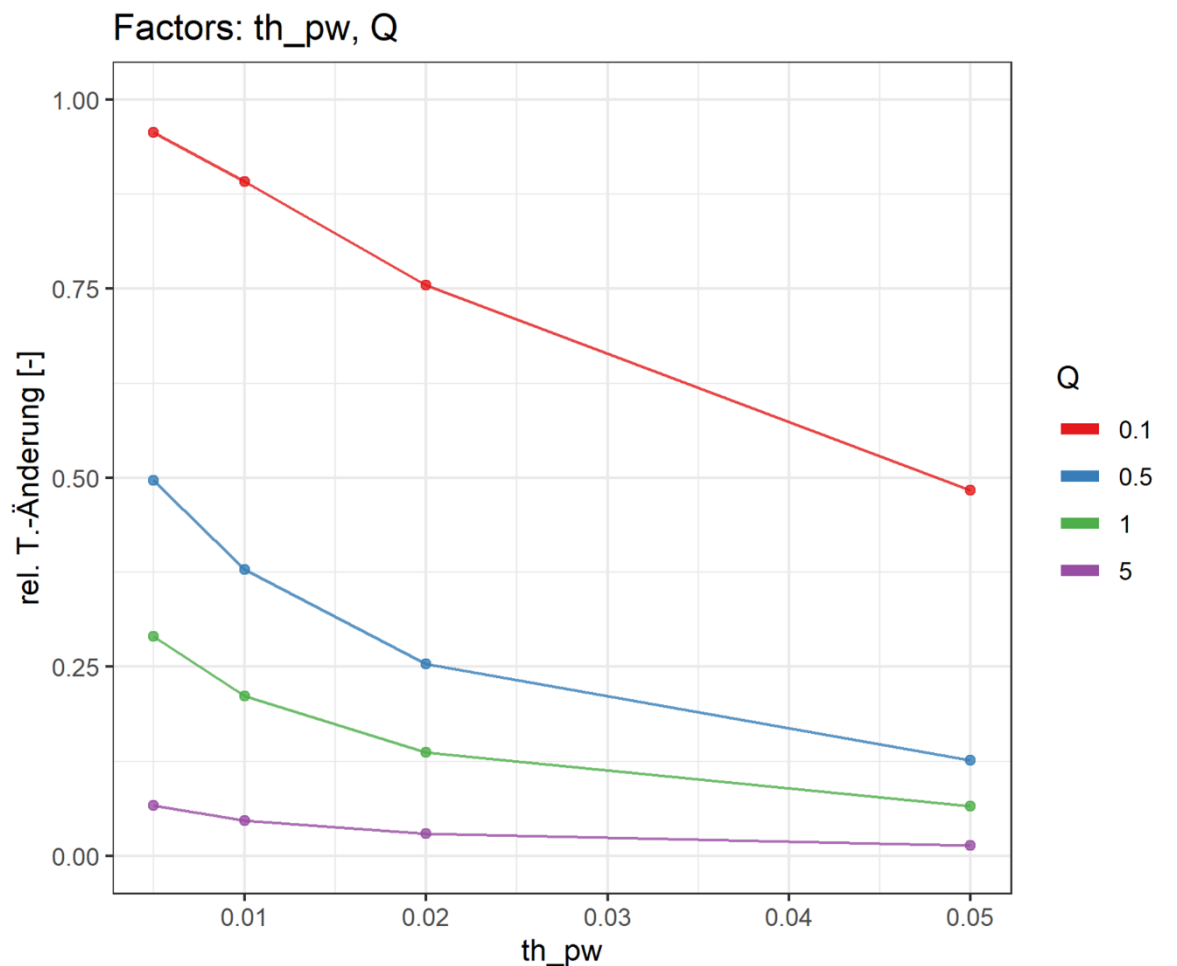
In Abbildung 88 sind nun die Ergebnisse einer Variation der Wärmeleitfähigkeit des Rohrmaterials und des Durchflusses dargestellt. Dabei zeigt sich sehr eindrücklich, welchen Einfluss beide Faktoren besitzen. Durch die Verringerung der Kontaktzeit führt die Erhöhung des Durchflusses zu einer deutlich geringeren Erwärmung.

Abbildung 88: Wassertemperatur am Rohrauslass in Abhängigkeit der Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand (λ_{pw}) und des Durchflusses



Die Wahl des Rohrmaterials, insbesondere von „Dämmstoffen“, kann die Erwärmung sehr effektiv abmindern. Eine Wärmeleitfähigkeit von 0,05 W/mK liegt knapp über dem Wert von Polyurethan-Hartschaum (Tabelle 2). Sofern ein gewisser Durchfluss gegeben ist, reduziert sich die relative Erwärmung auf annähernd die Hälfte des Wertes von PE-HD (0,5 W/mK). Es sei betont, dass dieser Effekt bei einer Dicke des Dämmmaterials von nur 1 cm auftritt. Abbildung 89 zeigt nun den Einfluss einer Variation der Wandstärke (bzw. Dicke des Dämmmaterials) für Polyurethan-Hartschaum.

Abbildung 89: Wassertemperatur am Rohrauslass in Abhängigkeit der Wandstärke der Rohrwand (th_{pw}) und des Durchflusses



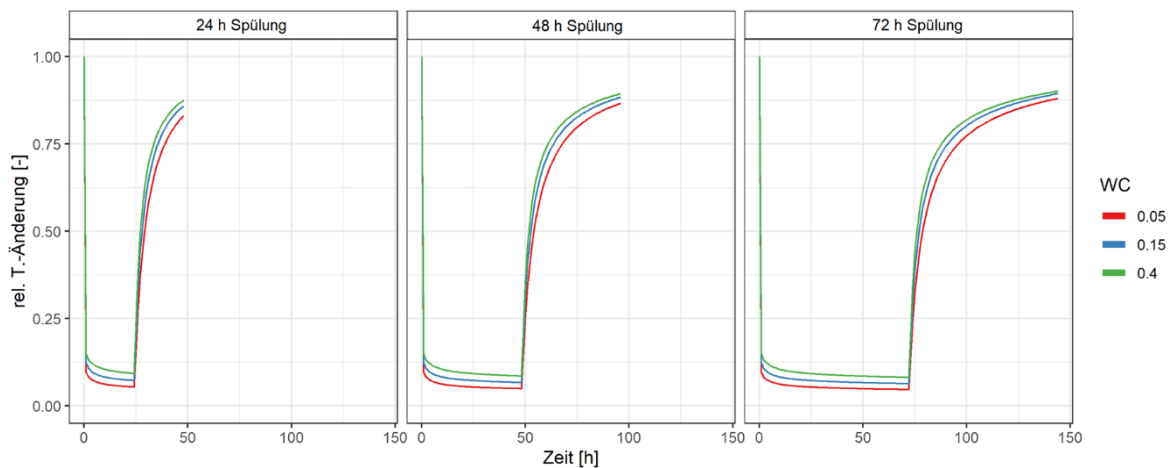
Es lässt sich gut erkennen, dass es selbst bei dem sehr geringen Durchfluss von 0,1 l/s (Gesamtfließzeit annähernd 22 h) bei einer Materialstärke von 5 cm nur zu einer etwa halben maximalen Erwärmung kommt. Hier können also auch längere Stagnationsphasen effektiv überbrückt werden.

8.4.1.2 Leitungsspülungen

Während es unzweifelhaft ist, dass die Erwärmung des Trinkwassers bei hohen Durchflüssen wegen der geringeren Kontaktzeit mit dem umgebenden Boden geringer ist (Abbildung 88 oder Abbildung 89), so ist mit einer kontinuierlichen Leitungsspülung (ohne Abnahme) gleichfalls ein großer Wasserverlust verbunden. Bei kurzfristigen (anlassbezogenen) Spülungen stellt sich demgegenüber die Frage nach der zeitlichen Dynamik der beabsichtigten Temperatursenkung.

Abbildung 90 zeigt die Ergebnisse für einen Fall einer Leitungsspülung mit anschließender Stagnationsphase, der in seinen Randbedingungen überwiegend jenen des vorhergehenden Abschnitts 8.4.1.1 entspricht. Als Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand wurde 0,5 W/mK (PE-HD) gewählt, zusätzlich wurde der Wassergehalt des Sandbodens variiert. Der Spüldurchfluss beträgt 10 l/s und ist damit sehr groß gewählt. Die Spüldauer beträgt 24, 48 bzw. 72 Stunden.

Abbildung 90: Wiedererwärmung stagnierenden Wassers nach einer Leitungsspülung für verschiedene Spüldauern und Bodenwassergehalte (WC)



Wenngleich der Übergang von der sehr kräftigen Spülung zu vollständiger Stagnation ein extremer Fall ist, so zeigt sich doch ganz klar, dass es in allen Fällen zu einer sehr schnellen Wiedererwärmung des Bodens um die Leitung mit damit verbundener Erwärmung des Trinkwassers kommt. Auch bei längeren Spülungen kann der Effekt nicht als nachhaltig bezeichnet werden. Der Einfluss des Bodenwassergehalts (Wärmekapazität und Wärmeleitfähigkeit) besitzt im vorliegenden Beispiel nur eine eher geringe Relevanz. Aus diesen Untersuchungen – und aus Erfahrungen aus der Praxis – ist daher abzuleiten, dass sich die Temperatur zwar sehr schnell senken lässt, dass Leitungsspülungen aber keinen langfristigen Effekt erzielen.

8.4.1.3 Oberflächenbeschaffenheit und Beschattung

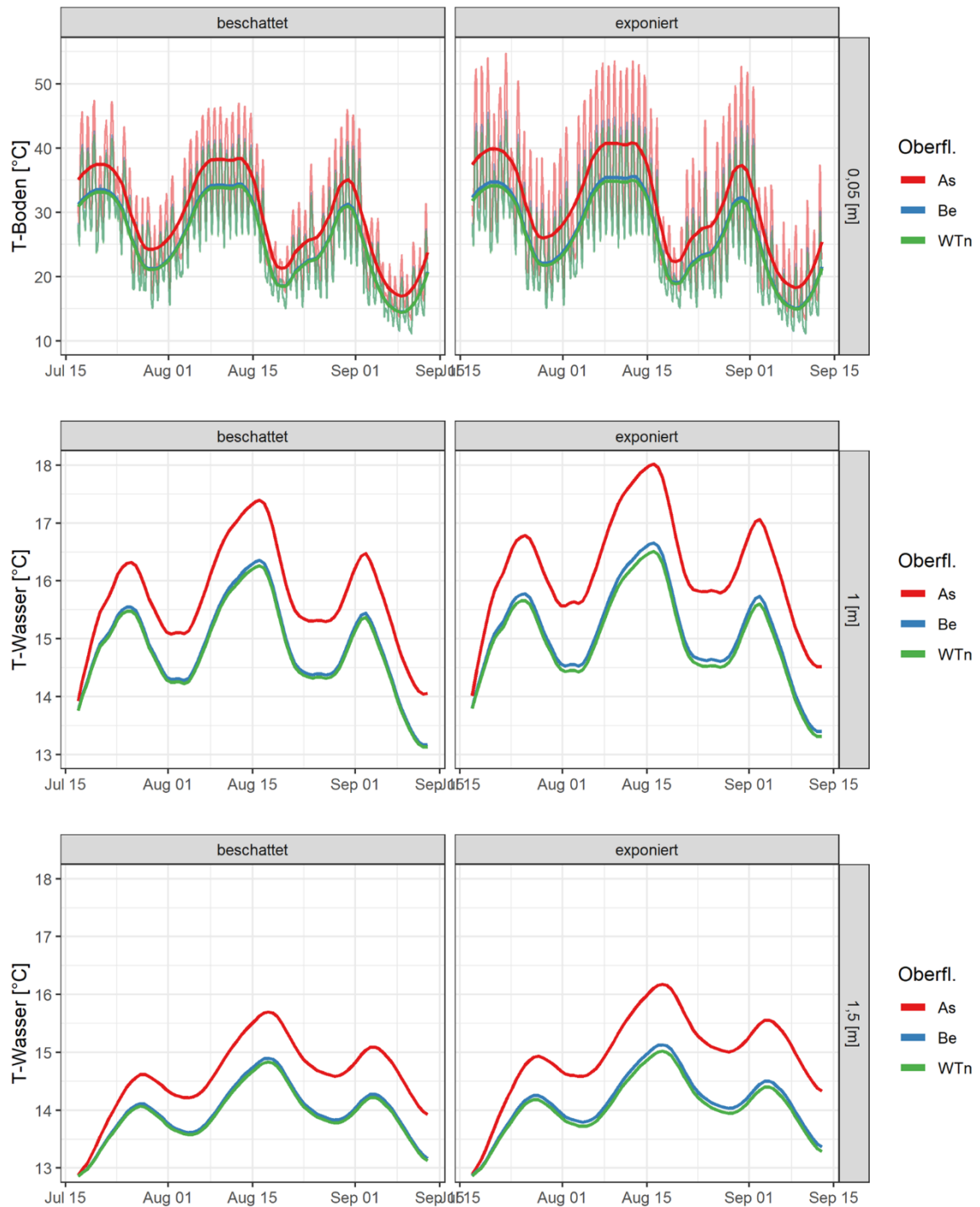
Wie in Abschnitt 4.2.2 anhand eines Datensatzes nach (Peyerl u. a. 2016) gut gezeigt werden konnte, besitzt die Oberflächenbeschaffenheit eines Straßenaufbaus (Reflexionsvermögen) einen sehr starken Einfluss auf die Erwärmung des Untergrundes. Gleichfalls ist bei einer Beschattung, etwa durch Vegetation, von einer sehr deutlichen Reduktion der einfallenden Strahlung auszugehen (Abschnitt 4.2.1). Die Verbindung aus dem gezeigten EPANET-

MSX-Ansatz und dem in Abschnitt 8.2.4.2 beschriebenen Korrelationsansatz zur Berechnung der oberflächennahen Temperatur auf Basis von meteorologischen Daten kann dazu dienen die Effekte genannter Faktoren auf die Trinkwassererwärmung abzuschätzen.

Die in Abbildung 91 dargestellten Verläufe der Trinkwassertemperatur am Ende einer 1000 m langen Rohrstrecke basieren auf der Heranziehung meteorologischer Daten (Lufttemperatur und Strahlung) der Universität für Bodenkultur aus dem Jahr 2015. Die Startverteilung der Bodentemperatur sowie die Temperatur an der Unterseite des betrachteten Bodenkörpers wurden mit der Beziehung aus Abschnitt 8.2.4.1 bestimmt. Die Ausgangstemperatur des Wassers beträgt 10°C, die Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand 0,5 W/mK (PE-HD), der Rohrdurchmesser 100 mm, der Durchfluss 1 l/s, die Bodenart ist „Sand“ mit einem Wassergehalt von 0,15. Letzteres ist im Falle eines Straßenaufbaus eine vereinfachte Annahme, die thermischen Eigenschaften liegen aber in einer ähnlichen Größenordnung (Abbildung 87 und Tabelle 1) Für die Berechnung wurden verschiedene Oberflächenarten sowie zwei Verlegetiefen berücksichtigt. Der gewählte Grad der Reduktion der auftreffenden Strahlung durch die (Vegetations-) Beschattung beträgt 80% (Abschnitt 4.2.1).

In Abbildung 91 zeigt sich ein anfängliches Auseinanderstreben der Ganglinien, das von den identischen Startbedingungen herrührt. Eine Beschattung bewirkt je nach Tiefenlage eine Reduktion der Trinkwassertemperatur um etwa 0,5°C. Die Varianten Beton (Be) und White-Topping-normal (WTn) unterscheiden sich nur geringfügig, der Unterschied zu Asphalt ist aber durchaus beträchtlich. Hier beträgt der Unterschied je nach Tiefenlage bzw. Exposition zwischen gut 0,5°C und knapp 1,5°C. Gerade bei bestehenden Leitungstrassen können Maßnahmen wie Beschattung oder das Aufbringen von thermisch günstigen Oberflächen also spürbare Veränderungen bringen.

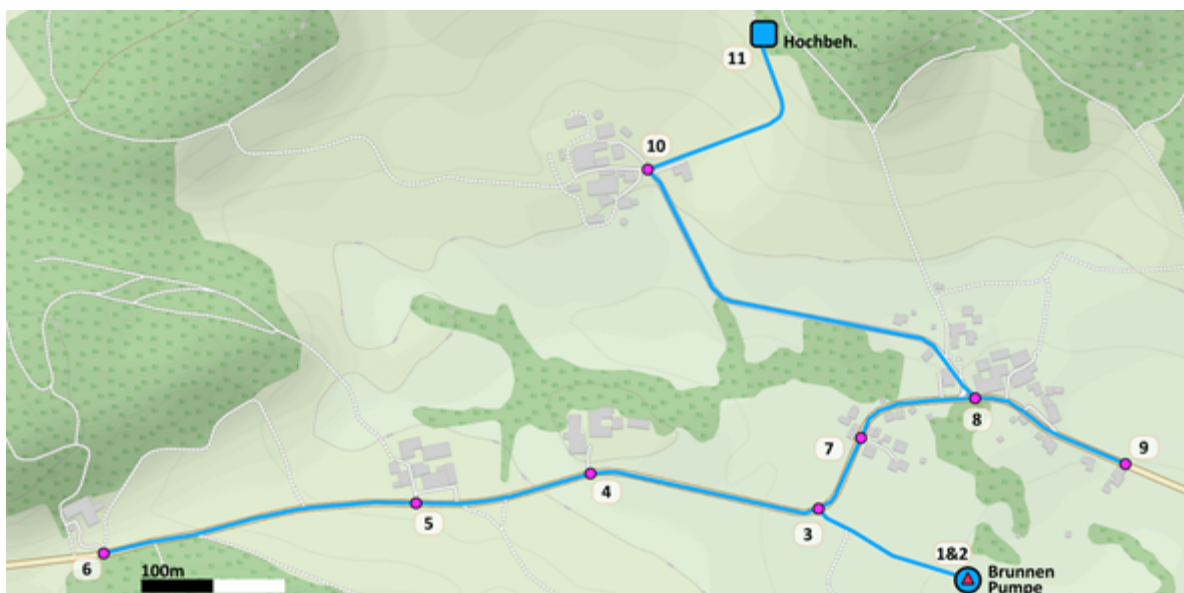
Abbildung 91: Vergleich einer beschatteten mit einer exponierten Leitungstrasse und verschiedene Oberflächen (As: Asphalt, Be: Beton, WTn: White-Topping) hinsichtlich der Trinkwassererwärmung am Ende einer Rohrstrecke von 1000 m (Ausgangstemperatur 10°C)



8.4.2 Exemplarische Anwendung für eine kleine Wasserversorgung

Der Vorteil des hier vorgestellten EPANET-MSX-Ansatzes liegt in der Betrachtung der Temperaturentwicklung in ganzen Verteilungsnetzen bzw. Netzabschnitten unter Berücksichtigung realistischer Betriebsbedingungen. Damit können für konkrete Problemstellungen auf realistische Weise Analysen durchgeführt und Maßnahmen entwickelt werden. Als Testfall für die Berechnung eines Wasserversorgungssystems wurde ein Minimalbeispiel erstellt, wie in Abbildung 92 dargestellt. Das Versorgungssystem zeichnet sich durch verstreute Siedlungsbereiche ohne Großabnehmer aus. Die Gesamtlänge des Rohrnetzes beträgt 2700 m.

Abbildung 92: Berechnungsbeispiel eines kleinen Wasserversorgungssystems



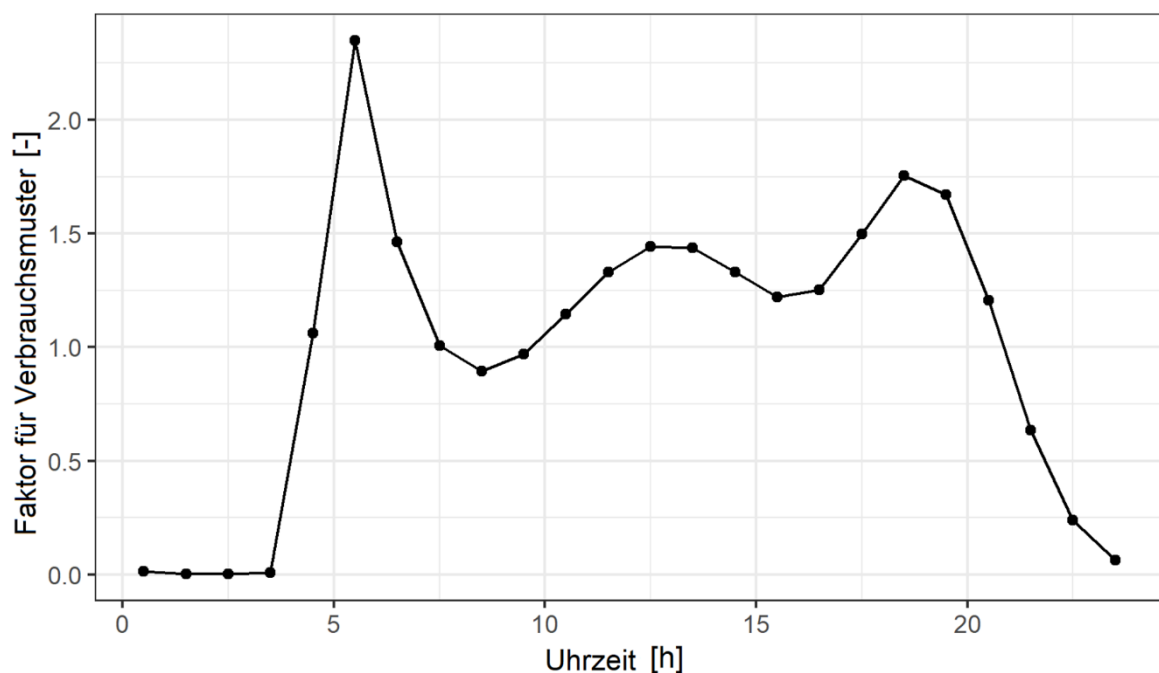
Der Brunnen fördert in Abhängigkeit des Wasserstands im Hochbehälter, dabei wird die Temperatur des geförderten Wassers für den Simulationszeitraum mit 10°C als konstant angenommen. Die Berechnung verschiedener Varianten für die Beispiel-Wasserversorgung erfolgt unter ähnlichen Bedingungen wie in Abschnitt 8.4.1.1, d.h. es werden insbesondere die obere und untere Randtemperatur während des 14-tägigen Simulationszeitraums konstant gehalten (25°C bzw. 10°C). Der Durchfluss bzw. die Rohrdurchmesser wurden so gewählt, dass die mittlere Mindestfließgeschwindigkeit nach dem DVGW-Arbeitsblatt W400-1 („Technische Regeln Wasserverteilungsanlagen (TRWV); Teil 1: Planung“) von 0,005 m/s nicht unterschritten wird. Für die einzelnen Knoten werden folgende Verbrauchsmengen angesetzt:

Tabelle 9: Tagesverbrauch an Knoten der Beispiel-Wasserversorgung

Knoten:	4	5	6	7	8	9	10
Verbrauch [m ³ /d]:	1,73	2,6	0,86	2,6	5,18	0,86	3,47

Zur Berücksichtigung eines tageszeitlich schwankenden Verbrauchs wird einheitlich das in Abbildung 93 dargestellte Verbrauchsmuster angewendet.

Abbildung 93: Einheitliches Verbrauchsmuster (multiplikative Faktoren) für Modellierung

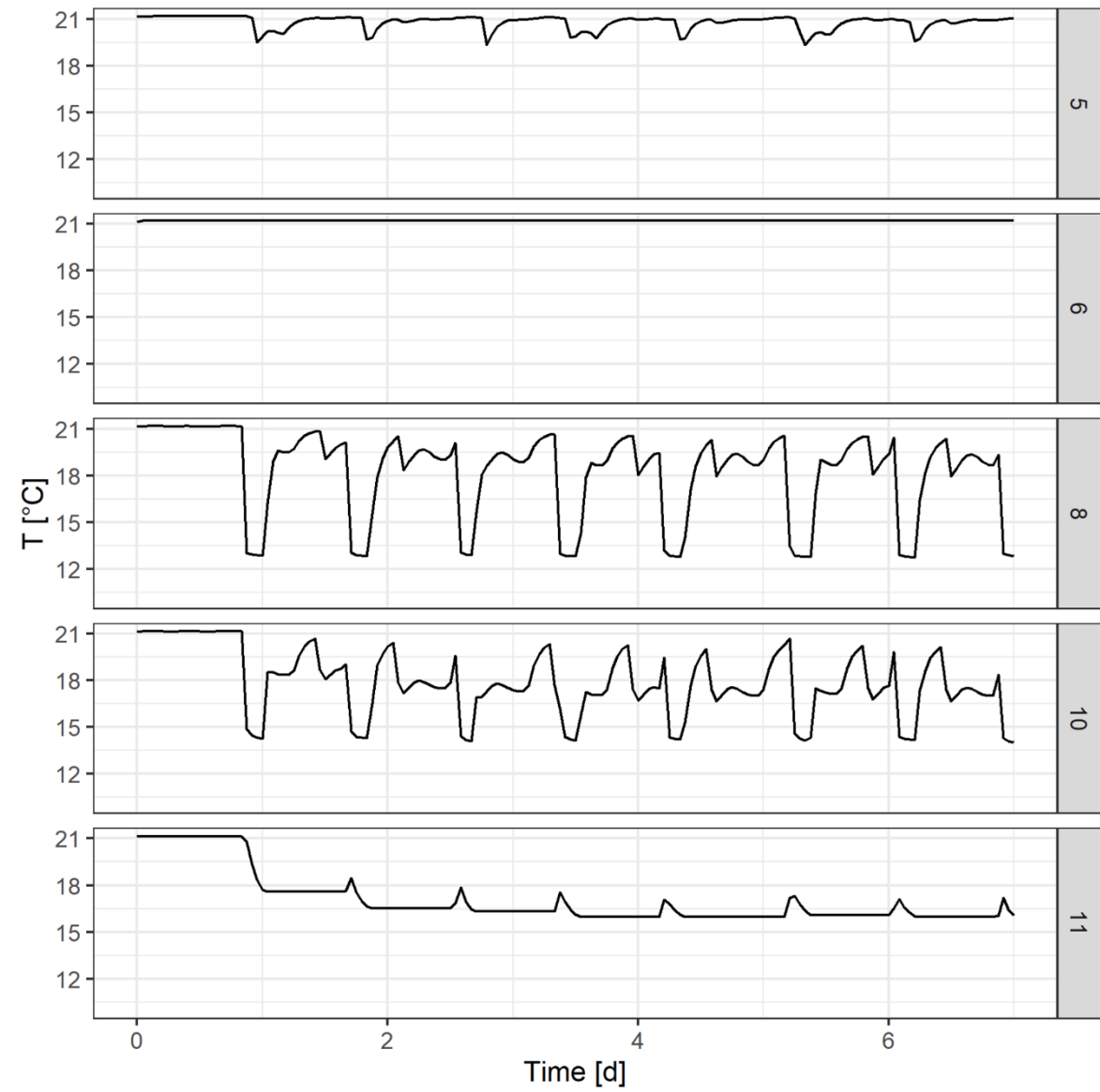


Die Rohrdurchmesser betragen 40 mm, mit Ausnahme der Leitung zwischen Pumpe und Knoten 3 (60 mm) sowie der Leitungen 5-6 und 8-9 (20 mm).

Abbildung 94 zeigt nun den Verlauf der Temperatur für ausgewählte Netzpunkte in einem Zeitraum von 7 Tagen. Dabei ist etwa zu erkennen, dass im abgelegenen Netzpunkt „6“ durchgehend die der Verlegetiefe entsprechende maximal mögliche Temperatur von etwa 21°C erreicht wird. Auch für den vorangehenden Netzpunkt „5“ sind nur geringe Temperaturreduktionen zu Verbrauchszeiten erkennbar. Die Knotenpunkte „8“ und „10“ befinden sich an zentraleren Punkten in der Versorgung mit höherem Wasseraustausch. Hier kommt es zu einer deutlichen Reduktion der Temperaturen zu Verbrauchszeiten. Der Knotenpunkt „11“ repräsentiert die Temperatur im Behälter. Hier zeigt sich insgesamt ein Einpendeln auf

ein geringeres Temperaturniveau ausgehend von der hohen Ausgangstemperatur von etwa 21°C. Die kleineren Spitzen der Temperaturzunahme sind durch den Zufluss von erwärmtem Wasser aus dem Netz zu Beginn der Förderphasen begründet, wobei kühleres Wasser erst mit einer gewissen Verzögerung eintrifft.

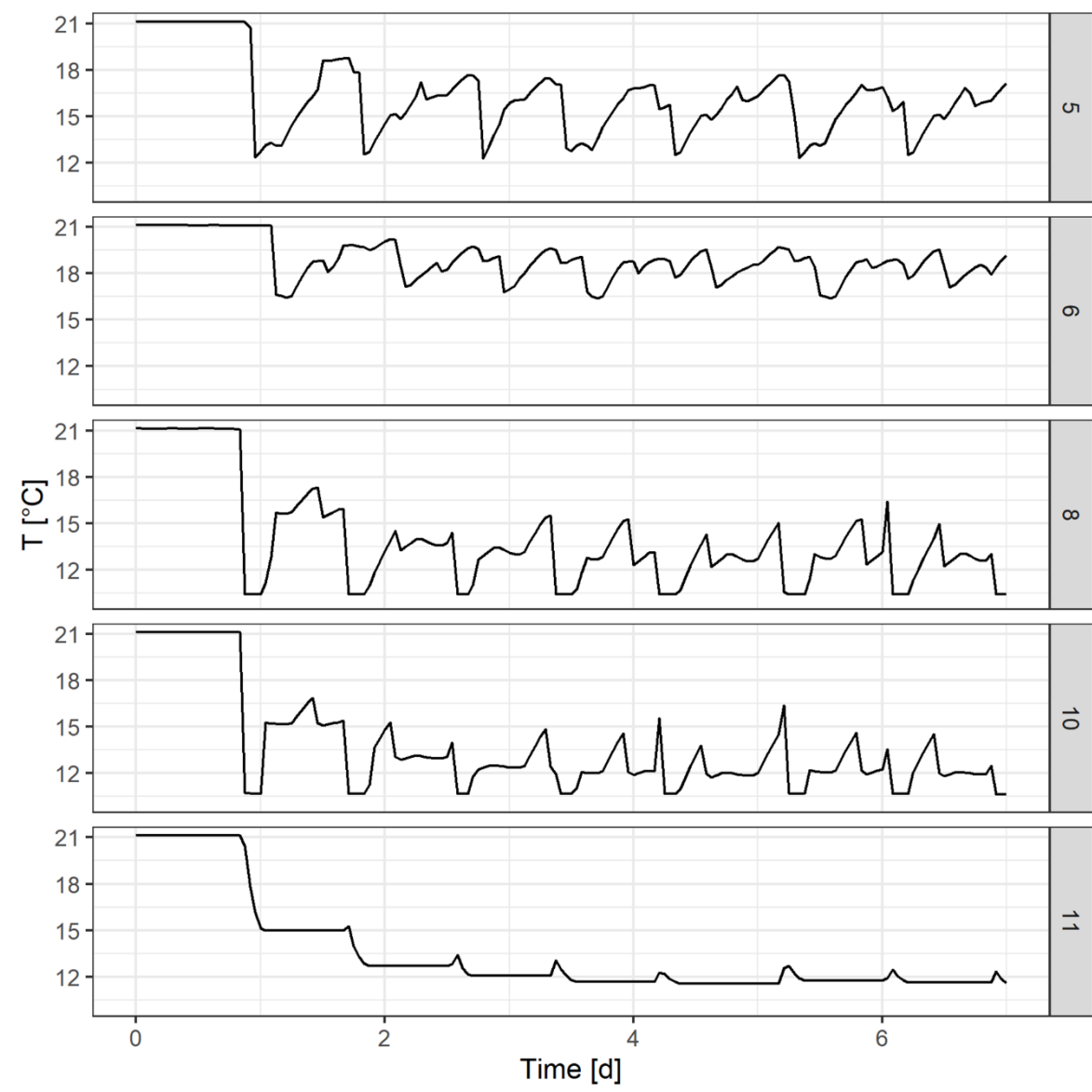
Abbildung 94: Verlauf der Wassertemperatur an verschiedenen Netzpunkten im Zeitraum von 7 Tagen



Unter den gewählten Rahmenbedingungen ist insgesamt eine recht starke Erwärmung im Netz zu verzeichnen. Der abgelegene Punkt „6“ ist dabei sicher als Problempunkt zu sehen, für den Maßnahmen angedacht werden sollten. Eine effektive Maßnahme stellt die Ver-

wendung isolierter Rohre dar, die bei den Berechnungen im gesamten Netz angewandt wurden (Berechnungen in Abschnitt 8.4.1.1). Abbildung 95 zeigt die Ergebnisse für den oben dargestellten Fall bei Vorhandensein einer 5 cm dicken Dämmschicht (Wärmeleitfähigkeit 0,05 W/mK) am Rohr zwischen Punkt 3 und Punkt 6. Hier kommt es zwar zu einer eindeutigen Reduktion der Temperatur im Punkt „6“, jedoch kann hier noch nicht wirklich von kühlem Wasser gesprochen werden. Weitere Maßnahmen, die die Erwärmung des Untergrundes verhindern (Beschattung, White-Topping) können hier zusätzlich sinnvoll sein.

Abbildung 95: Verlauf der Wassertemperatur an verschiedenen Netzpunkten im Zeitraum von 7 Tagen bei Einsatz isolierter Rohre



Der Beispielfall zeigt die grundsätzliche Anwendbarkeit und Leistungsfähigkeit des EPANET-MSX-Ansatzes. In der Praxis können weit komplexere Situationen auftreten (Ringleitungen, mehrere Ressourcen) und wie im Fall der hydraulischen Modellierung wird eine auf Temperaturmessdaten beruhende Modellkalibration und die Definition von Bemessungssituationen notwendig sein. Die Höhe der Kosten, die betriebliche und insbesondere bauliche Maßnahmen zur Reduktion der Trinkwassertemperaturen verursachen, rechtfertigt – davon ist auszugehen – den Aufwand einer Modellierung. Momentan ist den Autoren keine Software bekannt, welche Temperaturmodellierungen dieser Art in Wasserversorgungsleitungen erlauben. Dieses hier vorgestellte Beispiel einer kleinen Wasserversorgung kann durch die durchgeführte Validierung mit der Software OpenFOAM und Hydrus hierfür als Proof of Concept angesehen werden.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Erkenntnisse aus der Auswertung externer Daten

Die österreichweite Auswertung der GZÜV-Daten zeigt, dass die Zunahme der Grundwassertemperatur für den Zeitraum von 2008 bis 2018 im Mittel etwa $0,03^{\circ}\text{C}$ pro Jahr beträgt. Dieser Wert wird in verschiedenen Grundwasserkörpern noch deutlich übertroffen. So konnten für den Grundwasserbegleitstrom der Mur (Grazer Feld, Leibnitzer Feld und unteres Murtal) deutlich höhere Zunahmen festgestellt werden. Diese betragen im Zeitraum von 2008-2017 $0,08$ (GZÜV) bzw. $0,07$ (HD) und für die Reihe 1988-2017 (HD) $0,05^{\circ}\text{C/a}$. Die Zunahme der Lufttemperaturen legt nahe, dass die Ursachen für die beobachteten Trends in erster Linie klimatischer Natur sind, wobei lokal auch andere Einflüsse (Wärmequellen) wirksam werden. Die Erwärmung der Grundwasserressourcen kann in weiterer Folge zu einer Änderung zusätzlicher physikalisch-chemischer Parameter führen, beispielsweise zu einer Abnahme von Sauerstoffgehalt und pH-Wert wie etwa für den genannten Grundwasserbegleitstrom der Mur gezeigt werden konnte.

Die dem Projekt zur Verfügung gestellten Befunde von Trinkwasseruntersuchungen belegen umfassende Erwärmungstrends entlang der Trinkwasserversorgungskette. Vor dem Hintergrund steigender Grundwassertemperaturen überrascht die Zunahme der Temperatur im Zuge der Gewinnung, Aufbereitung und Verteilung von Trinkwasser wenig. Gerade im Fall der Netztemperaturen sind die jährlichen Zuwachsraten der Temperatur mit $0,06$ - $0,08^{\circ}\text{C/a}$ aber etwas höher als im Fall der Grundwassererwärmung. Erwärmungstrends machen sich in oberflächennahen Bereichen früher bemerkbar.

Die unzweifelhafte Beobachtung zunehmender Temperaturen wird von gegenläufigen Trends bei den mikrobiologischen Indikatorparameter KBE bei 22°C und 37°C in den Trends der Zeitreihen in allen Bereichen der Trinkwasserversorgung, insbesondere der Verteilung, kontrastiert, die sowohl für das Bundesland Niederösterreich als auch Oberösterreich gezeigt werden konnten. Wenngleich die Ursache für diesen Rückgang der allgemeinen mikrobiellen Aktivität (zumindest der kultivierbaren Aspekte davon) nicht klar ist, so ist es doch ein starkes Indiz dafür, dass die Temperatur (Zunahme) nur einen Faktor von mehreren darstellt, der den mikrobiologischen Zustand bestimmt. Neben der Temperatur könnten der vermehrte Einsatz von Desinfektionsanlagen, ein besseres Betriebsmanagement oder ver-

besserer Ressourcenschutz einen positiven Effekt auf das Aufkommen von KBE gehabt haben. Dass höhere Temperaturen grundsätzlich vor allem die KBE bei 37°C begünstigen, konnte im vorliegenden Projekt gezeigt werden. Für coliforme Bakterien wird zwar in manchen Teilen der Versorgung in den vergangenen Jahren ein leicht positiver Trend verzeichnet, eine Signifikanz mit der Wassertemperatur ist für sie allerdings nicht gegeben. Die genaue Analyse anderer Faktoren, gerade des Gehaltes an organischem Material, das als Nährstoff dienen könnte, fehlt aber die Datengrundlage.

Erkenntnisse aus den im Projekt durchgeführten Untersuchungen

Anhand der im Projekt installierten Temperaturlogger konnte gezeigt werden, dass ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Lufttemperatur und der Wassertemperatur in der Wasserversorgung besteht. Die unterschiedlichen Bereiche der Versorgungssysteme werden jedoch unterschiedlich stark von Temperaturschwankungen beeinflusst. So reagieren Endabnahmestellen aufgrund von geringerer Einbautiefe und Stagnation schneller und in ihrer Amplitude weitaus ausgeprägter auf Änderungen der Lufttemperatur als Netzstellen, Behälter oder Ressourcen. Durch die oftmalige Entnahme aus mehreren Metern Tiefe und der Pufferwirkung des darüberliegenden Bodens sind in diesen Bereichen gleichmäßigere Temperaturverläufe zu erkennen.

Aufgrund der einfachen technischen und wirtschaftlichen Umsetzung ist eine kontinuierliche Temperaturmessung im Rahmen der Eigenkontrolle in der Netzverteilung empfehlenswert. Damit könnten Netzbereiche mit starker Temperaturzunahme bzw. Hotspots identifiziert und entsprechende Gegenmaßnahmen durchgeführt und bewertet werden. Allerdings stellt insbesondere die Temperaturmessung an Hausanschlüssen eine Herausforderung dar. Aufgrund der Stagnation auf den letzten Metern ist die Zuverlässigkeit der Messung nur durch dichte Messintervalle sicherzustellen, die eventuell datenschutzrechtliche Bedenken auslösen könnten. Dichte Messintervalle machen gegebenenfalls Verbrauchsmuster ersichtlich und erlauben eventuell einen direkten Rückschluss auf eine Nutzung bzw. Anwesenheit des Konsumenten. Außerdem konnte gezeigt werden, dass leicht zu implementierende aber dennoch gut funktionierende Modelle für Hotspots auf Basis der Zusammenführung von Wetterprognosedaten, aktuellen Luft- und kontinuierlichen Wassertemperaturdaten erstellt werden können. Diese Modelle ermöglichen eine Prognose der Temperaturentwicklung in der Größenordnung von einigen Wochen. Dadurch wäre es möglich zeitgerecht betriebliche Gegenmaßnahmen umzusetzen, wie z.B. die Erhöhung der Durchflussmenge und damit die Verringerung der Aufenthaltszeit. Auf die (eingeschränkte) Wirksamkeit von

Spülmaßnahmen wurde bereits eingegangen und diese können im Rahmen der Modellbildung bewertet werden (8.4.1.2).

Die Auswertung der durchflusszytometrischen Messungen hat gezeigt, dass die Gesamt- und Intaktzellzahlen in Wasserversorgungssystemen von unterschiedlichsten Faktoren beeinflusst sein können. Insbesondere hydrologisch bedingte Ereignisse und komplexe Versorgungssituationen mit mehreren Ressourcen erschweren teilweise eine eindeutige Interpretation. Es zeigte sich aber, dass es einen Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und Zellzahlen gibt, dieser jedoch im Gegensatz zum Einfluss anderer Qualitätsparameter im Hintergrund steht. Insbesondere der DOC, der zumindest teilweise als Nährstoffquelle für Mikroorganismen dienen kann, könnte bei eventuellen mikrobiologischen Problemen einen vielversprechenden Ansatzpunkt für Maßnahmen bieten, da eine Reduktion leichter zentral bewerkstelligt werden kann. Maßnahmen zur Verringerung der Temperaturerhöhung wären meist in weiten Teilen des Versorgungssystems anzusetzen (z.B. Beschattung, Verlegetiefe, Rohrmaterial etc.), und das, obwohl der Einfluss auf die gesamt-mikrobiologische Lage ohnehin als gering einzustufen ist.

Interessanterweise konnten trotz deutlichen Unterschieden in der Wassertemperatur zwischen Ressourcen, Behältern, Netzstellen und Endstellen, nur geringfügige Unterschiede in den Zellzahlen dieser Typen an Probenahmestellen festgestellt werden. In kälteren Proben konnte insgesamt eine Zunahme der Lebendzellzahlen in Fließrichtung beobachtet werden. Ebenso zeigten die untersuchten Versorgungsstrukturen Unterschiede, wobei ländliche Versorgungen die höchsten Zellzahlen (insbesondere Lebendzellzahlen) aufwiesen. Allerdings konnten bei diesen Versorgern keine nennenswerten Unterschiede zwischen kalten und warmen Proben beobachtet werden – ein Effekt, der bei Fernversorgern und urbanen Versorgern weitaus stärker ausgeprägt war. Betrachtet man die eingesetzte Desinfektionsmethode, fällt insbesondere die Erhöhung der Intaktzellzahlen in warmen Proben bei der Anwendung von oxidativ wirkenden Verfahren (Chlorung und Ozonung) auf. Durch die erhöhten Temperaturen im Versorgungssystem werden verbliebene Residuen schneller gezehrt, und dadurch kann sich in der Wärmeperiode eine erhöhte mikrobielle Aktivität im Versorgungssystem einstellen. Auch hier könnten kontinuierliche Temperaturmessungen im Versorgungssystem eine einfache Grundlage für die angepasste und zielgerichtete Dosierungen von Desinfektionsmitteln schaffen. Der Zusammenhang zwischen Zehrung und Temperatur ist weitgehend bekannt bzw. überprüfbar und lässt sich auch in einem einfachen Modell darstellen. Von einer zukünftig im Rahmen der Eigenüberwachung und betrieblichen

Optimierung stark anwachsenden (Mit)erfassung der Wassertemperatur in der Netzverteilung kann wegen der guten technischen Machbarkeit und guten Kosten/Nutzenrelation ausgegangen werden.

Die zur Untersuchung der Biostabilität durchgeführten Wachstumspotentialversuche haben keinen unmittelbaren Hinweis auf einen Temperatureinfluss ergeben. Auch höhere Lagerungstemperaturen haben zu keinem gesteigerten Wachstum in den Proben geführt. Das Wachstumspotential in den untersuchten Proben war vor allem von der Anzahl an bereits vorhandenen Zellen geprägt. In jenen Proben in denen bei der Probenahme geringe Zellzahlen vorhanden waren, ist das relative Wachstum deutlich stärker ausgefallen als in Proben mit bereits hohen Zellzahlen. Diese Beobachtung konnte insbesondere an Proben aus Behältern und Endstellen in der Wärmephase beobachtet werden. In diesen Proben wurde zudem im Mittel nach sieben Tagen kein weiteres Wachstum mehr festgestellt, während in Ressourcen und Netzstellen auch in Proben mit höheren Temperaturen ein Wachstum bis Tag 14 zu sehen war. Dieser Umstand deutet darauf hin, dass bei erhöhten Temperaturen zwar insgesamt nicht mehr Zellen wachsen, diese ihren Maximalwert aber schon früher erreichen, was sich vermutlich durch eine temperaturbedingt erhöhte Wachstumskinetik bei gleichbleibendem Nährstoffangebot erklären lässt.

Die Analyse der DNA-Sequenzierungsergebnisse zeigte keine generelle Verschiebung der Zusammensetzungen der mikrobiellen Gemeinschaften aufgrund der Saison. Es scheint also kein getrenntes Sommer- oder Winter-Mikrobiom in Wasserversorgungsanlagen vorzuliegen. Bei einzelnen Probenahmestellen konnten hingegen doch deutliche saisonale Unterschiede beobachtet werden. Die mikrobiellen Gemeinschaften verschiedener Proben und Wasserversorgungen grenzten sich am deutlichsten aufgrund der eingesetzten Desinfektionsmethode ab. Trotz dieser saisonal kaum vorhandenen Unterschiede in der Gesamtschau, kann eine langfristige Veränderung der mikrobiellen Gemeinschaften aufgrund von kontinuierlichen Temperaturerhöhungen nicht ausgeschlossen werden, da Verschiebungen in diesen Gemeinschaften eher in schleichender Form zu erwarten sind.

Für heterotrophe Organismen, insbesondere KBE bei 37°C, zeigten sich kaum auswertbare Ergebnisse, da die Anzahl an Kolonien insgesamt sehr niedrig verblieben ist. Die KBE bei 22°C bzw. 27°C wiesen insgesamt Ergebnisse auf, die gut mit den durchflusszytometrischen Intaktzellzahlen vergleichbar sind. Dabei ist die Zunahme entlang der Versorgungskette vor allem bei den KBE 27°C etwas deutlicher ausgefallen. Der Umstand, dass sich viele hygienisch relevante Organismen normalerweise nicht in Trinkwasserversorgungssystemen

nachweisen lassen, hat eine Untersuchung von z.B. *Escherichia coli*, Enterokokken oder Legionellen als nicht sinnvoll erscheinen lassen. Um eine Bewertung für solche Organismen, die als Parameter bzw. Parameter mit Indikatorfunktion in der Trinkwasserverordnung geführt sind, durchführen zu können, bedarf es langjähriger und möglichst umfassender Datensätze. Für z.B. coliforme Organismen und KBE bei 22°C und 37°C wurde dies, wie auch bereits weiter oben beschrieben, in diesem Projekt entsprechend dargestellt.

Fasst man die Ergebnisse der in dieser Studie durchgeführten Analysen zusammen, ist von keiner unmittelbaren Verschlechterung der mikrobiologischen Gesamtsituation aufgrund von Temperaturerhöhungen im Wasser auszugehen. Die beobachteten temperaturbedingten Veränderungen in den bakteriellen Zellzahlen fallen gering aus. Allerdings kann dadurch, wie bereits erwähnt, keine unmittelbare Aussage zu einzelnen Organismen getroffen werden. Außerdem ist darauf hinzuweisen, dass zwei untersuchte Wärmeperioden keine Möglichkeit bieten langfristige Effekte wie z.B. klimatisch bedingte Verschiebungen in den bakteriellen Gemeinschaften zu erfassen – hierfür würde es ein langfristiges Monitoring benötigen.

Erkenntnisse aus der Modellierung im Leitungsnetz

Wasserversorgungen, insbesondere wenn es um die Wasserverteilung geht, agieren oft in einem komplexen kulturtechnischen Umfeld. Gerade in urbanen Gebieten besteht eine Vielzahl von Einschränkungen für die bauliche Gestaltung und gleichzeitig sind die möglichen Beeinflussungen auf die Temperatur im Verteilnetz vielfältiger als in ländlicheren Gebieten. Wenn große Leitungslängen mit einem eher geringen Verbrauch einhergehen, können unerwünscht hohe Temperaturen beim Kunden die Folge sein. Für die Problemanalyse und die Planung von Abhilfemaßnahmen sind Modellierungswerkzeuge ein erwünschtes Mittel. So können spezifische Fragestellungen für komplexe Einbausituationen wahrscheinlich in einzeln modellierten Rohrleitungen mit einer höheren räumlichen Auflösung beantwortet werden. Im vorliegenden Projekt konnte ein bodenphysikalischer Ansatz für die hydraulische Netzmodellierung mit EPANET nutzbar gemacht werden. Für eine fiktive ländliche Versorgungsstruktur konnte die thermische Interaktion zwischen Trinkwassernetz und umgebendem Boden realistisch als „proof-of-concept“ erfasst und zugleich vielgestaltige betriebliche (Verbrauchs-)Situationen berücksichtigt werden. Für eine Fortführung bedarf es aber jedenfalls der Validierung mittels sehr hoch aufgelöster Temperatur- und Betriebsdaten aus einem vollständig hydraulisch modellierten Versorgungssystem.

Ausblick

Wasser hoher Qualität, das insbesondere nährstoffarm und damit auch biologisch stabil ist, wird im Zusammenspiel mit einer effizienten Desinfektion von einer Temperaturerhöhung grundsätzlich weniger betroffen sein als Wasser mit „günstigen Aufkeimungsbedingungen“. Das vorliegende Projekt hat keine Hinweise auf eine mit der Temperaturerhöhung einhergehende Verschlechterung des mikrobiologischen Zustandes gefunden. Nichtsdestoweniger müssen die Gegebenheiten weiterhin einer genauen Beobachtung unterworfen werden, gerade auch was das Auftreten spezifischer Krankheitserreger (z.B. *Legionella pneumophila*) betrifft. Jeder Nährstoffeintrag kann bei hohen Temperaturen um relevante Größenordnungen gesteigerte Auswirkungen nach sich ziehen.

Der sichere Betrieb von Trinkwasserversorgungen bei höheren Temperaturen erfordert ein besonderes Augenmerk bei der Vermeidung von wachstumsfördernden Inhaltsstoffen, insbesondere in Bezug auf organischen Kohlenstoff. Darüber hinaus wird vorgeschlagen verbesserte Monitoringstrategien einzusetzen, die den Einfluss der Temperaturbedingungen von der Wasserfassung bis zur Entnahmestelle möglichst kontinuierlich erfassen und dadurch gefährdete Netzbereiche (hohe Temperaturen, geringer Verbrauch) sichtbar machen und überwachen lassen.

Die Auswertung langjähriger Befunddaten einzelner österreichischer Bundesländer hat gezeigt, dass hier großes Potential für detaillierte Analysen zur langfristigen Entwicklung der Trinkwasserqualität vorhanden ist. Die Befunddaten, die zum Teil ohnehin vom Wasserversorger zu veröffentlichen sind, sollten österreichweit und zentral verfügbar sein. Dadurch kann eine verlässliche Datengrundlage für die Untersuchung von Auswirkungen geschaffen werden, die lang- oder mehrjährige Betrachtungen über Jahre und Jahrzehnte erfordern. Die Bewertung von Auswirkungen des Klimawandels sind dabei ein charakteristisches Beispiel. Die aus einer umfassenden Auswertung gewonnenen Erkenntnisse können dem gesamten Trinkwassersektor als Hilfestellung für die nachhaltige Bewirtschaftung von Ressourcen und für vorausschauende Maßnahmen beim Bau und Betrieb von Versorgungssystemen dienen.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Thermische Eigenschaften von Böden und Straßenmaterialien.....	18
Tabelle 2: Thermische Eigenschaften von Rohrleitungsmaterialien.....	21
Tabelle 3: Anzahl an Datensätzen nach Parameter (Niederösterreich).....	33
Tabelle 4: Anzahl an Datensätzen nach Typ der Probenahmestelle (Niederösterreich).....	34
Tabelle 5: Anzahl an Datensätzen nach Typ der Probenahmestelle (Niederösterreich).....	34
Tabelle 6: Anzahl an Datensätzen nach Parameter (Oberösterreich).....	35
Tabelle 7: Anzahl an Datensätzen nach Typ der Probenahmestelle (Niederösterreich).....	35
Tabelle 6: Anzahl an Datensätzen nach Parameter (Steiermark)	36
Tabelle 7: Tagesverbrauch an Knoten der Beispiel-Wasserversorgung	163

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Methodenvergleich anhand künstlich erzeugter Zeitreihen.....	31
Abbildung 2: Übersicht der Probenahmestellen.....	39
Abbildung 3: Einbau der Temperatursensoren mittels Tauchhülse.....	40
Abbildung 4: Einbau der Temperatursensoren auf metallischen Oberflächen.....	41
Abbildung 5: Exemplarischer Verlauf Umgebungstemperatur und Wassertemperatur.....	42
Abbildung 6: Temperaturverteilung und Geschwindigkeitsvektoren in OpenFOAM.....	50
Abbildung 7: Jährliche Temperaturänderung für Gruppen von Messpunkten.....	53
Abbildung 8: Räumliche Lage der Messprofile und Trends.....	53
Abbildung 9: Zeitreihen der Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen.....	55
Abbildung 10: Trends der Grundwassermessstellen.....	57
Abbildung 11: Verteilung der Grundwasserprobenahmen über ein Jahr.....	58
Abbildung 12: Verteilung der Trends der Wassertemperatur.....	59
Abbildung 13: Lage der Messpunkte entlang der Mur ab Graz.....	60
Abbildung 14: Abhängigkeit der Temperaturschwankungen vom Abstich.....	61
Abbildung 15: Verlauf der Temperatur über die Monate.....	62
Abbildung 16: Verlauf des Sauerstoffgehaltes über Monate der gesamten Zeitreihe.....	64
Abbildung 17: Streudiagramm der Wassertemperatur und des pH-Werts.....	65
Abbildung 18: Lage der Messpunkte entlang der Mur ab Graz.....	66
Abbildung 19: Zeitreihen (2008-2017) der Grundwassertemperatur.....	67
Abbildung 20: Zeitreihen (1988-2017) der Grundwassertemperatur.....	68
Abbildung 22: Lage der Messpunkte im Südlichen Wiener Becken.....	70
Abbildung 23: Verlauf der Temperatur über die Monate.....	71
Abbildung 24: Verlauf des Sauerstoffgehaltes über Monate der gesamten Zeitreihe.....	72
Abbildung 25: Lage eines Messpunktes im Stadtgebiet von Graz.....	73
Abbildung 26: Lage eines Messpunktes am Rande von Wien.....	74
Abbildung 27: Relative Probenanzahl der Wassertemperatur nach Monaten.....	75
Abbildung 28: Zeitreihe der Jahresmitteltemperaturen.....	76
Abbildung 29: Zeitreihen der der Jahresmitteltemperaturen Brunnen und Netz.....	77
Abbildung 30: Überlagerung der Luft- und Netztemperatur.....	78
Abbildung 31: Zeitreihe der Jahresmitteltemperaturen.....	79
Abbildung 32: Vergleich der Entwicklung der Netztemperaturen.....	80
Abbildung 33: Monatsmittelwerte der mikrobiologischen Parameter.....	81
Abbildung 34: Monatsmittelwerte mikrobiologischer Parameter.....	82
Abbildung 35: Ganglinie der Jahresmittelwerte der mikrobiologischen Parameter.....	83
Abbildung 36: KBE in Abhängigkeit der Temperatur.....	84

Abbildung 37: Überschreitungswahrscheinlichkeit mikrobiologischer Parameter.....	85
Abbildung 38: Monatsmittelwerte mikrobiologischer Parameter.....	86
Abbildung 39: Ganglinie der Jahresmittelwerte der mikrobiologischen Parameter.....	87
Abbildung 40: Wassertemperaturverlauf in einem Brunnen in Niederösterreich.....	88
Abbildung 41: Wassertemperaturverlauf in einem Brunnen in der Steiermark.....	90
Abbildung 42: Wassertemperaturverlauf in einem Kindergarten im Burgenland	92
Abbildung 43: Boxplots der vor Ort gemessenen Wassertemperatur.....	94
Abbildung 44: Temperaturmessungen gruppiert nach Position im Verteilnetz	95
Abbildung 45: Anwendung Prognosemodells für Trinkwassertemperatur.....	97
Abbildung 46: Lineare Wasserversorgung - beobachtete Zellzahlen.....	99
Abbildung 47: Versorgungssysteme mehrerer Ressourcen - beobachtete Zellzahlen	100
Abbildung 48: Gesamtzellzahlen und Intaktzellzahlen in Abh. Wassertemperatur.....	101
Abbildung 49: Median normalisierter Gesamtzellzahlen und Intaktzellzahlen.....	102
Abbildung 50: Streudiagramm der TCC gegen ausgewählte DOC und Sauerstoffgehalt...	103
Abbildung 51: Korrelationsmatrix der erklärenden Variablen	104
Abbildung 52: Effekt Temperatur Sauerstoffgehalt und des DOC.....	106
Abbildung 53: Einfluss Probenahmestelle auf TCC, ICC, WP	107
Abbildung 54: Einfluss Versorgungsstruktur auf TCC, ICC, WP	108
Abbildung 55: Einfluss Desinfektionsmethode auf TCC, ICC, WP	109
Abbildung 56: Verteilung des absoluten Wachstumspotentials.....	110
Abbildung 57: Streudiagramme Wachstumspotential gegen Parameter.....	111
Abbildung 58: Eigenschaften Wasserversorgungen und Wachstumspotential.....	112
Abbildung 59: Änderungen Wachstumspotential in Abh. von Probenahmestelle.....	113
Abbildung 60: Relatives Wachstumspotential bei 22 und 27°C Lagerungstemperatur.....	114
Abbildung 61: Boxplots zum Vergleich des Wachstumspotentials.....	114
Abbildung 62: Streudiagramm des logarithmierten Wachstumspotentials.....	116
Abbildung 63: Effekt Temperatur bei Ausgangszellzahl und des DOC.....	117
Abbildung 64: Streudiagramme der KBE gegen ausgewählte Parameter	119
Abbildung 65: Einfluss der Probenahmestelle auf KBE.....	120
Abbildung 66: Einfluss Versorgungsstruktur auf KBE.....	121
Abbildung 67: Einfluss Desinfektionsmethode auf KBE.....	121
Abbildung 68: DNA-Sequenzierungsergebnisse auf Phylum-Ebene	123
Abbildung 69: Zusammenstellung aller DNA-Sequenzierungen.....	123
Abbildung 70: PCoA-Plot der DNA-Sequenzierungen.....	124
Abbildung 71: PCoA-Plot der DNA-Sequenzierungen.....	126
Abbildung 72: Differenzielle Abundanzen der zehn häufigsten Phyla	127
Abbildung 73: Differenzielle Abundanzen der zehn häufigsten Phyla	128

Abbildung 74: Differenzielle Abundanzen der zehn häufigsten Phyla	129
Abbildung 75: Rechnetz mit Zellzentren / Detailausschnitt des Rohres.....	134
Abbildung 76: Modellvalidierung für den Aufbau „Betonoberfläche\“.....	138
Abbildung 77: Vergleich OpenFOAM mit Formelansatz	144
Abbildung 78: Vergleich OpenFOAM mit Formelansatz	146
Abbildung 79: Vergleich der Ergebnisse von OpenFOAM und EPANET-MSX	147
Abbildung 80: Vergleich der Bodentemperatur - OpenFOAM und EPANET-MSX.....	148
Abbildung 81: Vergleich der Wassertemperatur - OpenFOAM und EPANET-MSX	149
Abbildung 82: Vergleich der Entwicklung der Wassertemperaturen am Rohrende	150
Abbildung 83: Vergleich Bodentemperatur verschiedener Berechnungsfälle.....	151
Abbildung 84: Vergleich Bodentemperatur im Zeitraum von 3 Tagen	152
Abbildung 84: Vergleich Bodentemperatur im Zeitraum von 3 Tagen	152
Abbildung 85: Vergleich der berechneten Bodentemperaturprofile.....	153
Abbildung 86: Vergleich der berechneten Bodentemperaturprofile.....	154
Abbildung 87: Thermische Parameter eines Sandbodens.....	156
Abbildung 88: Wassertemperatur am Rohrauslass	157
Abbildung 89: Wassertemperatur am Rohrauslass	158
Abbildung 90: Wiedererwärmung stagnierenden Wassers	159
Abbildung 91: Vergleich einer beschatteten mit exponierten Leitungstrasse.....	161
Abbildung 92: Berechnungsbeispiel eines kleinen Wasserversorgungssystems	162
Abbildung 93: Einheitliches Verbrauchsmuster für Modellierung.....	163
Abbildung 94: Verlauf der Wassertemperatur an verschiedenen Netzpunkten.....	164
Abbildung 95: Verlauf der Wassertemperatur an verschiedenen Netzpunkten.....	165

Literaturverzeichnis

- Agudelo-Vera, Claudia M., Mirjam Blokker, Henk de Kater, und Rob Lafort. 2017. „Identifying (Subsurface) Anthropogenic Heat Sources That Influence Temperature in the Drinking Water Distribution System“. *Drinking Water Engineering and Science* 10 (2): 83–91. <https://doi.org/10.5194/dwes-10-83-2017>.
- Ahmad, Jawairia Imtiaz, Gang Liu, Paul W. J. J. van der Wielen, Gertjan Medema, und Jan Peter van der Hoek. 2020. „Effects of Cold Recovery Technology on the Microbial Drinking Water Quality in Unchlorinated Distribution Systems“. *Environmental Research* 183 (April): 109175. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109175>.
- Allen, Richard, L. Pereira, D. Raes, und M. Smith. 1998. „FAO Irrigation and drainage paper No. 56“. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations 56 (Januar): 26–40.
- Bittelli, Marco, Gaylon S. Campbell, und Fausto Tomei. 2015. *Soil Physics with Python: Transport in the Soil-Plant-Atmosphere System*. Soil Physics with Python. Oxford University Press. <https://www.oxfordscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780199683093.001.0001/acprof-9780199683093>.
- Blokker, E. J. Mirjam, und E. J. Pieterse-Quirijns. 2013. „Modeling Temperature in the Drinking Water Distribution System“. *Journal - American Water Works Association* 105 (1): E19–28. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2013.105.0011>.
- Blume, Hans-Peter, Gerhard W. Brümmer, Rainer Horn, Ellen Kandeler, Ingrid Kögel-Knabner, Ruben Kretzschmar, Karl Stahr, und Berndt-Michael Wilke. 2010. *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. 16. Aufl. Springer Spektrum. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49960-3>.
- Broadbent, Ashley M., Andrew M. Coutts, Kerry A. Nice, Matthias Demuzere, E. Scott Krayenhoff, Nigel J. Tapper, und Hendrik Wouters. 2019. „The Air-Temperature Response to Green/Blue-Infrastructure Evaluation Tool (TARGET v1.0): An Efficient and User-Friendly Model of City Cooling“. *Geoscientific Model Development* 12 (2): 785–803. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-785-2019>.
- Butler, Ken. 2015. „Mann-Kendall for Autocorrelated Data“. 2015. <https://www.uts.cutoronto.ca/~butler/climate-lab/mann-kendall-correlated.pdf>.
- Çengel, Yunus A. 2003. *Heat Transfer: A Practical Approach*. McGraw-Hill.
- Chung, Sang-Ok, und Robert Horton. 1987. „Soil Heat and Water Flow with a Partial Surface Mulch“. *Water Resources Research* 23 (12): 2175–86. <https://doi.org/10.1029/WR023i012p02175>.
- Eck, B. J., H. Saito, und S. A. McKenna. 2016. „Temperature Dynamics and Water Quality in Distribution Systems“. *IBM Journal of Research and Development* 60 (5/6): 7:1-7:8. <https://doi.org/10.1147/JRD.2016.2594128>.
- Fahrmeir, Ludwig, Thomas Kneib, und Stefan Lang. 2009. *Regression: Modelle, Methoden und Anwendungen*. 2. Aufl. Statistik und ihre Anwendungen. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-01837-4>.
- Faraway, Julian J. 2016. *Extending the Linear Model with R: Generalized Linear, Mixed Effects and Nonparametric Regression Models*. CRC Press.
- Foken, Thomas. 2017. *Micrometeorology*. Springer.
- Francisque, Alex, Manuel J. Rodriguez, Luis F. Miranda-Moreno, Rehan Sadiq, und François Proulx. 2009. „Modeling of heterotrophic bacteria counts in a water distribution system“. *Water Research* 43 (4): 1075–87. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.030>.
- Gonzales-Barron, Ursula, Marie Kerr, James J. Sheridan, und Francis Butler. 2010. „Count Data Distributions and Their Zero-Modified Equivalents as a Framework for Modelling Microbial Data with a Relatively High Occurrence of Zero Counts“. *International Journal of Food Microbiology* 136 (3): 268–77. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2009.10.016>.

- Grobe, Dr Susanne, M Janine Wagner, und Dr Jost Wingender. 2014. „Sicherung der Trinkwasserqualität bei der Wasserverteilung bei veränderten Bodentemperaturen“, 92.
- Hambsch, Beate, und Peter Werner. 2008. „Bakterienvermehrungspotential“. In Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis. Wiley.
<http://www.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd-3527660135.html>.
- Hamdi, R., O. Giot, R. De Troch, A. Deckmyn, und P. Termonia. 2015. „Future Climate of Brussels and Paris for the 2050s under the A1B Scenario“. *Urban Climate* 12 (Juni): 160–82.
<https://doi.org/10.1016/j.uclim.2015.03.003>.
- Hamed, Khaled H., und A. Ramachandra Rao. 1998. „A Modified Mann-Kendall Trend Test for Autocorrelated Data“. *Journal of Hydrology* 204 (1): 182–96. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00125-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00125-X).
- Hammes, Frederik, Cordula Berger, Oliver Köster, und Thomas Egli. 2010. „Assessing Biological Stability of Drinking Water without Disinfectant Residuals in a Full-Scale Water Supply System“. *Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua* 59 (1): 31–40. <https://doi.org/10.2166/aqua.2010.052>.
- Hammes, Frederik, und Thomas Egli. 2007. „A flow cytometric method for AOC determination“. D 3.3.1. TECHNEAU.
<https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D3.3.1.pdf>.
- Herwig, Heinz. 2000. „Konjugierter Wärmeübergang (conjugate heat transfer)“. In *Wärmeübertragung A-Z: Systematische und ausführliche Erläuterungen wichtiger Größen und Konzepte*, herausgegeben von Heinz Herwig, 120–22. VDI-Buch. Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-56940-1_28.
- Hillel, Daniel. 2004. *Introduction to Environmental Soil Physics*. Elsevier Science.
- Horlacher, Hans-Burkhard, und Ulf Helbig, Hrsg. 2016. *Rohrleitungen 1 - Grundlagen, Rohrwerkstoffe, Komponenten*. Springer. <https://www.springer.com/de/book/9783642397813>.
- Humer, F., H. Brielmann, und U. Wemhöner. 2015. „GRUNDWASSERALTER IN ÖSTERREICH. MITTLERE VERWEILZEITEN IN AUSGEWÄHLTEN GRUNDWASSERKÖRPERN“. BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT.
- J. Simunek, M. Th. van Genuchten, und M. Sejna. 2012. „HYDRUS: Model Use, Calibration, and Validation“. *Transactions of the ASABE* 55 (4): 1263–76. <https://doi.org/10.13031/2013.42239>.
- Keenleyside, Wendy. 2019. *Microbiology: Canadian Edition*. Pressbooks.
<https://ecampusontario.pressbooks.pub/microbio/>.
- Ki éné, L., W. Lu, und Y. Lévi. 1998. „Relative Importance of the Phenomena Responsible for Chlorine Decay in Drinking Water Distribution Systems“. *Water Science and Technology, Water Quality International* '98, 38 (6): 219–27. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00583-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00583-6).
- Kooij, D. Van Der. 2000. „Biological Stability: A Multidimensional Quality Aspect of Treated Water“. *Water, Air, and Soil Pollution* 123 (1–4): 25–34. <https://doi.org/10.1023/A:1005288720291>.
- Krass, Klaus, und Michael Brüggemann. 2005. „Untersuchungen zum tatsächlichen Erfordernis frostbeständiger Straßenbaustoffe in Innerortsstraße - Schlussbericht“. Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen „Otto von Guericke“ e.V.
- Kürten, Sylvia, Martin Ziegler, und Dietmar Adam. 2014. „Zur thermischen Nutzung des Untergrunds mit flächigen thermo-aktiven Bauteilen“. Online, print. Aachen: Publikationsserver der RWTH Aachen University.
- Lautenschlager, Karin, Nico Boon, Yingying Wang, Thomas Egli, und Frederik Hammes. 2010. „Overnight stagnation of drinking water in household taps induces microbial growth and changes in community composition“. *Water Research, Microbial ecology of drinking water and waste water treatment processes*, 44 (17): 4868–77. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.032>.

- LeChevallier, Mark W. 2003. „Conditions Favouring Coliform and HPC Bacterial Growth in Drinking Water and on Water Contact Surfaces“. In *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-Water Safety: The Significance of HPCs for Water Quality and Human Health*. London: IWA Publ.
- Liebenthal, C., und T. Foken. 2007. „Evaluation of Six Parameterization Approaches for the Ground Heat Flux“. *Theoretical and Applied Climatology* 88 (1–2): 43–56. <https://doi.org/10.1007/s00704-005-0234-0>.
- Liu, G., E. J. Van der Mark, J. Q. J. C. Verberk, J. C. Van Dijk, G. Liu, E. J. Van der Mark, J. Q. J. C. Verberk, und J. C. Van Dijk. 2013. „Flow Cytometry Total Cell Counts: A Field Study Assessing Microbiological Water Quality and Growth in Unchlorinated Drinking Water Distribution Systems, Flow Cytometry Total Cell Counts: A Field Study Assessing Microbiological Water Quality and Growth in Unchlorinated Drinking Water Distribution Systems“. *BioMed Research International*, BioMed Research International 2013, 2013 (Juni): e595872. <https://doi.org/10.1155/2013/595872>, 10.1155/2013/595872.
- Ludovisi, Daniele, und Ivo A. Garza. 2013. „Natural Convection Heat Transfer in Horizontal Cylindrical Cavities: A Computational Fluid Dynamics (CFD) Investigation“. In *Volume 2: Reliability, Availability and Maintainability (RAM); Plant Systems, Structures, Components and Materials Issues; Simple and Combined Cycles; Advanced Energy Systems and Renewables (Wind, Solar and Geothermal); Energy Water Nexus; Thermal Hydraulics and CFD; Nuclear Plant Design, Licensing and Construction; Performance Testing and Performance Test Codes*. Boston, Massachusetts, USA: American Society of Mechanical Engineers. <https://doi.org/10.1115/POWER2013-98014>.
- Masson, V., P. Le Moigne, E. Martin, S. Faroux, A. Alias, R. Alkama, S. Belamari, u. a. 2013. „The SURFEXv7.2 Land and Ocean Surface Platform for Coupled or Offline Simulation of Earth Surface Variables and Fluxes“. *Geoscientific Model Development* 6 (4): 929–60. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-929-2013>.
- Menapace, Andrea, Giuseppe Roberto Pisaturo, Alberto De Luca, Daniel Gerola, und Maurizio Righetti. 2020. „EPANET in QGIS Framework: The QEPANET Plugin“. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 69 (1): 1–5. <https://doi.org/10.2166/aqua.2019.087>.
- Menberg, Kathrin, Philipp Blum, Axel Schaffitel, und Peter Bayer. 2013. „Long-Term Evolution of Anthropogenic Heat Fluxes into a Subsurface Urban Heat Island“. *Environmental Science & Technology* 47 (17): 9747–55. <https://doi.org/10.1021/es401546u>.
- Moerman, Andreas. 2013. „Drinking Water Temperature Modeling in Domestic Systems“, 84.
- Monteiro, L., D. Figueiredo, S. Dias, R. Freitas, D. Covas, J. Menai a, und S.T. Coelho. 2014. „Modeling of Chlorine Decay in Drinking Water Supply Systems Using EPANET MSX“. *Procedia Engineering* 70: 1192–1200. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.132>.
- National Research Council, Division on Earth and Life Studies, Water Science and Technology Board, und Committee on Public Water Supply Distribution Systems: Assessing and Reducing Risks. 2006. *Drinking Water Distribution Systems: Assessing and Reducing Risks*. National Academies Press.
- Niquette, Patrick, Pierre Servais, und Raoul Savoie. 2001. „Bacterial Dynamics in the Drinking Water Distribution System of Brussels“. *Water Research* 35 (3): 675–82. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00303-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00303-1).
- Oke, T. R., G. Mills, und J. A. Voogt. 2017. *Urban Climates*. Cambridge University Press.
- Peyerl, Martin, Stefan Krispel, Philipp Weihs, und Gerald Maier. 2016. „Stadtverkehrsflächen - Optimierter Beton für den innerstädtischen Bereich“.
- Pinto, Ameet J., Joanna Schroeder, Mary Lunn, William Sloan, und Lutgarde Raskin. 2014. „Spatial-Temporal Survey and Occupancy-Abundance Modeling To Predict Bacterial Community Dynamics in the Drinking Water Microbiome“. *MBio* 5 (3): e01135-14. <https://doi.org/10.1128/mBio.01135-14>.
- Prest, Emmanuelle I., Frederik Hammes, Mark C. M. van Loosdrecht, und Johannes S. Vrouwenvelder. 2016. „Biological Stability of Drinking Water: Controlling Factors, Methods, and Challenges“. *Frontiers in Microbiology* 7 (Februar). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00045>.

- Purdy, A. J., J. B. Fisher, M. L. Goulden, und J. S. Famiglietti. 2016. „Ground Heat Flux: An Analytical Review of 6 Models Evaluated at 88 Sites and Globally“. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121 (12): 3045–59. <https://doi.org/10.1002/2016JG003591>.
- Rautenberg, Joachim, Peter Fritsch, Winfried Hoch, Gerhard Merkl, Franz Otillinger, Matthias Weiß, und Burkhard Wricke. 2014. *Mutschmann/Stimmelmayr Taschenbuch Der Wasserversorgung*. 16. Aufl. Springer Vieweg. [//www.springer.com/de/book/9783834825605](http://www.springer.com/de/book/9783834825605).
- Riedel, Thomas. 2019. „Temperature-Associated Changes in Groundwater Quality“. *Journal of Hydrology* 572 (Mai): 206–12. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.02.059>.
- Rittmann, Bruce E., und Vernon L. Snoeyink. 1984. „Achieving Biologically Stable Drinking Water“. *Journal-American Water Works Association* 76 (10): 106–14. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1984.tb05427.x>.
- Rossman, Lewis. 2011. „EPANET Multi-Species Extension User’s Manual“, 113.
- Rossman, Lewis A. 2000. „EPANET 2 Users Manual“, 200.
- Schuler, Xaver. 2004. „Leitlinie zur Festlegung der Überdeckungen von Trinkwasserleitungen in Baden-Württemberg“, 29.
- Stephan, Peter, Stephan Kabelac, Matthias Kind, Dieter Mewes, Karlheinz Schaber, und Thomas Wetzel, Hrsg. 2019. *VDI-Wärmeatlas*. Springer. <https://www.beuth.de/de/publikation/vdi-waermeatlas/302321929>.
- Stull, Roland B. 1988. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Springer Science & Business Media.
- Takebayashi, Hideki, und Masakazu Moriyama. 2012. „Study on Surface Heat Budget of Various Pavements for Urban Heat Island Mitigation“. *Research Article. Advances in Materials Science and Engineering*. Hindawi. 17. Mai 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/523051>.
- Torgal, Fernando Pacheco, Serji N Amirkhani, Hao Wang, und Erik Schlangen. 2020. *Eco-Efficient Pavement Construction Materials*. <https://www.sciencedirect.com/science/book/9780128189818>.
- UBA. 2009. „Coliforme Bakterien im Trinkwasser: Empfehlung zur Risikoabschätzung und Maßnahmen bei systemischer Kontamination – Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit beim Umweltbundesamt“. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 52 (4): 474–82. <https://doi.org/10.1007/s00103-009-0823-7>.
- Uhl, Wolfgang, und Gabriela Schaule. 2004. „Establishment of HPC(R2A) for Regrowth Control in Non-Chlorinated Distribution Systems“. *International Journal of Food Microbiology* 92 (3): 317–25. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2003.08.010>.
- Van Nevel, S., S. Koetzsch, C. R. Proctor, M. D. Besmer, E. I. Prest, J. S. Vrouwenvelder, A. Knezev, N. Boon, und F. Hammes. 2017. „Flow cytometric bacterial cell counts challenge conventional heterotrophic plate counts for routine microbiological drinking water monitoring“. *Water Research* 113 (April): 191–206. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.065>.
- Vismann, Ulrich, Hrsg. 2018. *Wendehorst - Bautechnische Zahlentafeln*. Springer. <https://www.springer.com/de/book/9783658179359>.
- Vital, Marius, Frederik Hammes, und Thomas Egli. 2008. „Escherichia Coli O157 Can Grow in Natural Freshwater at Low Carbon Concentrations“. *Environmental Microbiology* 10 (9): 2387–96. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2008.01664.x>.
- Ward, H. C., S. Kotthaus, L. Järvi, und C. S. B. Grimmond. 2016. „Surface Urban Energy and Water Balance Scheme (SUEWS): Development and Evaluation at Two UK Sites“. *Urban Climate* 18 (Dezember): 1–32. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2016.05.001>.

Weller, H. G., G. Tabor, H. Jasak, und C. Fureby. 1998. „A tensorial approach to computational continuum mechanics using object-oriented techniques“. *Computers in Physics* 12 (6): 620–31. <https://doi.org/10.1063/1.168744>.

World Health Organization. 2017. *Guidelines for Drinking-Water Quality: Fourth Edition Incorporating the First Addendum*. WHO Guidelines Approved by the Guidelines Review Committee. Geneva: World Health Organization. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK442376/>.

Zlatanovic, Ljiljana, Andreas Moerman, Jan Peter van der Hoek, Jan Vreeburg, und Mirjam Blokker. 2017. „Development and Validation of a Drinking Water Temperature Model in Domestic Drinking Water Supply Systems“. *Urban Water Journal* 14 (10): 1031–37. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2017.1325501>.

Zuur, Alain, Elena N. Ieno, Neil Walker, Anatoly A. Saveliev, und Graham M. Smith. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Statistics for Biology and Health. New York: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>.

Abkürzungen

BMLRT	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
GIS	Geographisches Informationssystem
GWK	Grundwasserkörper
GZÜV	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
HEA	Hefe Extrakt Agar
HD	Hydrographischer Dienst
HTS	High Throughput Sequencing
ICC	Intact Cell-Count (Intaktzellzahlen)
KBE	Kolonienbildende Einheit
NGS	Next Generation Sequencing
ÖVGW	Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach
PCoA	Principal Coordinates Analysis
R2A	Reasoner's 2 Agar
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient
TCC	Total Cell Count (Gesamtzellzahl)
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TWV	Trinkwasserverordnung
WP	Wachstumspotential

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus

Stubenring 1, 1010 Wien

bmlrt.gv.at