Modellierung der Verteilung ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die Abwasserkanalisation

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern zur Verleihung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

Vorgelegt von

Dipl.-Ing. Philipp Müller

Dekan	Prof. Dr.-Ing. Hamid Sadegh-Azar
Prüfungskommission	
Vorsitzender:	Prof. Dr.-Ing. Wilko Manz
1. Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. Karsten Körkemeyer
2. Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. Ulrich Dittmer
Tag der mündlichen Prüfung:	11.06.2021

Kaiserslautern 2021

(D 386)

Danksagung

Die vorliegende Dissertation entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet Baubetrieb und Bauwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern (TUK) in den Jahren 2015 bis 2020.

Zunächst möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr.-Ing. Karsten Körkemeyer bedanken, der mich während der ganzen Zeit am Fachgebiet stets gefordert und gefördert hat und mich im Rahmen der Dissertation mit kritischen aber immer wohlwollenden Anmerkungen unterstützte.

Darüber hinaus bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr.-Ing. Ulrich Dittmer für die Anfertigung des zweiten Gutachtens und die Unterstützung in der Endphase der Promotion.

Ebenso gilt mein Dank Herrn Prof. Dr.-Ing. Wilko Manz für die Übernahme des Vorsitzes der Prüfungskommission.

Außerdem möchte ich mich bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Fachgebiete Baubetrieb und Bauwirtschaft sowie Immobilienökonomie für die schöne Zeit an der Universität und auch darüber hinaus bedanken.

Teile dieser Dissertation entstanden im Zuge des Forschungsprojektes „Innovative Abwärmenutzung durch Wärmeverteilung über die Kanalisation“ InnoA2, welches vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie gefördert wurde. Auch hier möchte ich mich bei den Kolleginnen und Kollegen des Verbundprojektes für die spannende und kollegiale Zeit im Forschungsprojekt bedanken.

Auch danke ich meiner Familie und meinen Freunden, die immer ein offenes Ohr für mich hatten und haben und mir dabei stets zeigen, was die wirklich wichtigen Dinge im Leben sind. Ganz besonders bedanke ich mich abschließend bei meiner Frau Elena für ihr Verständnis und die bedingungslose Unterstützung während dieser Zeit. Ohne dieses Verständnis und den Rückhalt wäre die Fertigstellung dieser Arbeit nicht möglich gewesen.

Kirchheim unter Teck, Juni 2021

Philipp Müller

Kurzfassung

Im Rahmen der Weltklimakonferenz in Paris 2015 haben 197 Staaten ein gemeinsames Abkommen getroffen, das die Begrenzung der Erderwärmung um maximal 1,5 °C vorsieht. Dieses gemeinsame Ziel ist jedoch nur durch eine massive Verringerung des Treibhausgasausstoßes zu erreichen. Dabei bietet insbesondere der Wärmebereich ein großes Potential, den Ausstoß von Treibhausgasen signifikant zu senken. Entsprechend notwendig sind Technologien und Ansätze, die zu einer Reduzierung des Treibhausgasausstoßes führen.

Ein Ansatz könnte die Verwendung bislang ungenutzter industrieller bzw. gewerblicher Abwärme sein, indem diese gezielt auf den bestehenden Abwasservolumenstrom übertragen wird. Somit wird die Abwassertemperatur maßvoll angehoben, ohne dabei die Abwassermenge zu verändern. Stromabwärts kann das gezielt erwärmte Abwasser vom Nutzer über die etablierte Technik einer Abwasserwärmenutzungsanlage entnommen werden.

Ziel dieser Arbeit ist es, diesen Ansatz weitergehend zu untersuchen und die Chancen und Risiken der Verteilung und Verwendung bislang ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die bestehende Kanalisation aufzuzeigen und zu modellieren. Dazu werden biologische, chemische und physikalische Einwirkungen und deren Auswirkungen auf den Kanalbetrieb und die Wirtschaftlichkeit einer solchen Anlage analysiert. Die sich daraus ergebenden Einflüsse auf den Kanalbetrieb, die Kanalsubstanz, den Wärmetransport und die folgende Wärmeentnahme sind im Modell berücksichtigt. Folglich ermöglicht das Modell – in Abhängigkeit von den vorliegenden Rahmenbedingungen – eine Aussage, ob eine auftretende Sulfidproblematik (Bildung von Schwefelwasserstoff) wahrscheinlich ist, wie hoch die Wärmeverluste über die Fließstrecke sind und wie viel Wärme letztlich dem Nutzer zur Verfügung gestellt werden kann.

Abschließend wird das im Rahmen dieser Dissertation entwickelte Modell zur Modellierung der Verteilung ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die Abwasserkanalisation an einem Beispiel angewendet. Es kann dabei gezeigt werden, dass dieser Ansatz der (Ab)Wärmeverteilung über die bestehende Abwasserinfrastruktur sowohl für die Industrie als auch für den Nutzer einer Abwasserwärmenutzungsanlage vorteilhaft ist. Durch die industrielle bzw. gewerbliche Kühlung über die bestehende Abwasserinfrastruktur wird die Temperatur dieser Wärmequelle (Abwasser) der nachfolgenden Abwasserwärmenutzungsanlage erhöht, wodurch die Effizienz gesteigert werden kann. Somit wird der Ausstoß von Treibhausgasen sowohl auf Seiten der (Ab)Wärmequelle als auch der Wärmesenke reduziert, wodurch dieser Ansatz einen Baustein zum Erreichen der Klimaschutzziele darstellen kann.

Abstract

At the World Climate Conference in Paris in 2015, 197 countries made a joint agreement to limit future global warming to a maximum of 1.5 °C. However, this common goal can only be achieved by a massive reduction in greenhouse gas emissions. The heating sector in particular offers great potential for significantly reducing the amount of emitted greenhouse gases. Accordingly, technologies and approaches that lead to a reduction in greenhouse gas emissions are necessary.

One possible approach is the use of so far unused industrial or commercial waste heat by transferring it specifically to the existing wastewater volume flow. Thus, the wastewater temperature is moderately raised without changing the wastewater quantity. Downstream, the purposefully warmed up wastewater can be extracted by the user over the established technology of a wastewater heat utilization plant.

A goal of this thesis is, to further examine this approach and to point out and model the chances and risks of the distribution and use of so far unused industrial and commercial waste heat via the existing sewer system. For this purpose, biological, chemical, and physical impacts and their effects on the sewer operation are analysed as well as the economic efficiency of such system. The conceptualized model considers resulting influences on the channel enterprise, the channel substance, the heat transport, and the following heat extraction. Consequently, the model provides – depending on the present general conditions – grounds for a prediction whether a sulphide problem (formation of sulphur hydrogen) is likely to occur, how high the heat losses are along the flow path and how much heat can ultimately be made available to the user.

Finally, the model developed in the context of this dissertation is applied to a real-life example, illustrating the distribution of unused industrial and commercial waste heat via the sewerage system. It can be proven that this approach of (waste-) heat-distribution via the existing wastewater infrastructure is advantageous for both the industry and the user of a wastewater heat recovery plant. By implementing the existing wastewater infrastructure in industrial or comercial cooling solutions, wastewater is successfully used as a heat sink. Consequently, the wastewater temperature is increased at the site of the wastewater heat recovery plant, resulting in an increase in efficiency. Thus, the output of greenhouse gases can be reduced on the side of the (waste-) heat source alike heat sinking, whereby this approach can represent a component for reaching the global climatic protection goals.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis ..... **VI**

Tabellenverzeichnis ..... **IX**

Abkürzungsverzeichnis ..... **XI**

1 Einleitung **1**

1.1 Veranlassung und Problemstellung 1

1.2 Zielsetzung und Abgrenzung der Arbeit 4

1.3 Aufbau und Lösungsweg 6

2 Grundlagen der Abwasserwärmenutzung **8**

2.1 Abwasserwärmenutzungspotential 8

2.1.1 Allgemeines 8

2.1.2 Theoretisches Wärmepotential 8

2.1.3 Technisches Wärmepotential 9

2.1.4 Wirtschaftliches Wärmepotential 9

2.2 Technologie der Abwasserwärmenutzung 10

2.2.1 Allgemeines 10

2.2.2 Technische Randbedingungen 12

2.2.3 Wärmeübertragerarten 15

2.2.4 Wärmeübertrager für die Wärmeentnahme innerhalb von Gebäuden 16

2.2.5 Wärmeentnahme im Entwässerungssystem 17

2.2.5.1 Interne Wärmeübertrager 17

2.2.5.2 Externe Wärmeübertrager 18

2.2.6 Wärmeentnahme im Ablauf der Kläranlage 20

2.2.7 Sonstige Wärmeentnahmesysteme 21

2.2.8 Wärmepumpe 21

2.2.9 Wärmeverluste im Kanal 24

3 Modifizierte Abwasserwärmenutzung ... 31

3.1 Ausgangslage ... 31

3.2 Technisches Konzept ... 32

3.3 Methodik zum Abgleich von Abwärmeangebot und Wärmenachfrage ... 35

3.3.1 Allgemeines ... 35

3.3.2 Lokalisierung einer Abwärmequelle (Abwärmelieferant) ... 38

3.3.2.1 Allgemeines ... 38

3.3.2.2 Kriterium: Menge des vorliegenden Abwasservolumenstroms ... 38

3.3.2.3 Kriterium: Temperatur des vorliegenden Abwasservolumenstroms ... 39

3.3.2.4 Kriterium: Industrielles bzw. gewerbliches Abwärmepotential ... 39

3.3.2.5 Analyse des vorliegenden Abwärmepotentials bei der lokalisierten Abwärmequelle ... 40

3.3.3 Lokalisierung technisch geeigneter Wärmesenken ... 41

3.3.3.1 Lokalisierung ... 41

3.3.3.2 Betrachtung der Heizlast der Wärmesenke ... 42

3.3.3.3 Betrachtung des AWN-Potentials am identifizierten Ort ... 43

3.3.4 Ökonomische Beurteilung ... 45

3.3.4.1 Einführung ... 45

3.3.4.2 Grundlagen der Kostenvergleichsrechnung (KVR-Leitlinien) ... 46

3.3.4.3 Kostenvergleichsrechnung im engeren Sinne (KVR-Leitlinien) ... 47

3.3.5 Berechnungstool zur vereinfachten Auslegung einer Abwasserwärmenutzungsanlage ... 54

3.3.5.1 Allgemeines ... 54

3.3.5.2 Abschätzung des Gesamtenergiebedarfs und der benötigten Heizleistung ... 54

3.3.5.3 Wärmebereitstellung aus Abwasser ... 56

3.3.5.4 Potential der Abwasserwärmenutzung am ausgewählten Ort ... 58

3.3.5.5 Vereinfachte Auslegung der möglichen Abwasserwärmenutzungsanlage ... 59

4 Mögliche Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen 61

4.1 Allgemeines 61

4.2 Physikalische Eigenschaften 62

4.2.1 Dichte des Wassers 62

4.2.2 Viskosität 63

4.3 Löslichkeit der sich im Abwasser befindenden Gase 65

4.3.1 Allgemein 65

4.3.2 Sauerstoff 65

4.3.3 Methan 66

4.3.4 Kohlenstoffdioxid 66

4.3.5 Schwefelwasserstoff 67

4.4 Sulfide in der Kanalisation 67

4.4.1 Allgemein 67

4.4.2 Desulfuration (Abbau organischer Schwefelverbindungen) 69

4.4.3 Desulfurikation (Sulfatatmung) 69

4.4.4 Sulfat 72

4.4.5 Sulfidentwicklung in Abhängigkeit von der organischen Belastung des Abwassers (BSB_5) 74

4.4.6 Einfluss der Sielhaut auf die Sulfidentwicklung 75

4.4.7 Geruchsbelastung und Gefährdung durch H_2S 79

4.5 Biogene Schwefelsäure-Korrosion (BSK) 82

4.5.1 Möglichkeit zur Abschätzung der biogenen Schwefelsäurekorrosion 86

4.5.2 Grafische Auswertung des Z-Index in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur 90

4.6 Legionellen 94

4.7 Temperaturbeständigkeit der Bausubstanz 96

4.8 Karbonatisierung von Beton 99

4.9 Temperatur am Zufluss der Kläranlage 101

4.10 Zusammenfassung der möglichen Auswirkungen infolge erhöhter Abwassertemperaturen 104

5 Modellierung des Transports und der Rückgewinnung von Abwärme 107

5.1 Grundlagen der Modelltheorie 107

5.2 Entwicklung eines Modellansatzes zur Modellierung des Transports und der Rückgewinnung von Abwärme unter Berücksichtigung der BSK-Gefahr 108

5.2.1 Anforderungen an das zu entwickelnde Modell 108

5.2.2 Aufbau des Modells 108

5.2.2.1 Modellierung ohne externe Veränderung der Abwassereigenschaften (ohne Zuströme) 108

5.2.2.2 Modellierung mit externen Veränderungen der Abwassereigenschaften (mit Zuströmen) 112

5.2.3 Abschätzung der BSK-Gefahr über den Z-Index 115

5.2.4 Wärmeverluste während des Fließweges 115

5.2.4.1 Arten und Übertragungen von Wärmeverlusten 115

5.2.4.2 Wärmeübertragung zwischen Kanalluft und Abwasser 117

5.2.4.3 Wärmeübertragung zwischen Erdreich und Abwasser 117

5.2.4.4 Gesamtwärmeübertragung 119

5.2.5 Wärmeentnahme 119

5.2.5.1 Allgemeines 119

5.2.5.2 Maximale Wärmeentnahme 120

5.2.5.3 Benötigte Wärmeentnahme 123

5.2.5.4 Empfohlene Wärmeentnahme 125

5.2.5.5 Erforderliche Abwassertemperatur 127

5.2.5.6 Kostenbetrachtung der Wärmeentnahme 127

5.2.6 Weiterer Fließweg und Kläranlagenzulauf 129

6 Exemplarische Anwendung am Beispiel der Stadt Lünen 131

6.1 Vorgehensweise 131

6.2 Potentialanalyse Lünen 131

6.2.1 Szenario 1 132

6.2.2 Szenario 2 134

6.2.3 Szenario 3 135

6.3 Modellanwendung an Szenario 1 136

6.3.1 Abwärmeerzeuger: Trianel Kohlekraftwerk GmbH 136
6.3.1.1 Lokalisierte Wärmepotentiale 137
6.3.1.2 Lösungskonzepte zur Wärmerückgewinnung 138
6.3.2 Abwärmeerzeuger: Innovatherm GmbH 140
6.3.3 Abwärmetransport 141
6.3.4 Abwärmenutzer: Caritas Werkstatt 142
6.3.5 Das Modell in der Anwendung 143
6.3.5.1 Ausgangslage 143
6.3.5.2 Stufe 1: Bestehender Abwasservolumenstrom 144
6.3.5.3 Stufe 2: Abwassermischtemperatur 145
6.3.5.4 Stufe 3: Z- Wert 146
6.3.5.5 Stufe 4: Wärmeverluste 146
6.3.5.6 Stufe 5: Wärmeentnahme 148
6.3.5.7 Stufe 6: Weiterer Fließweg und Kläranlagenzulauf 154

7 Fazit und Ausblick 155

7.1 Fazit und Beantwortung der Forschungsfrage 155

7.2 Ausblick für die weitere Forschung 160

8 Literaturverzeichnis 162

Anhangsverzeichnis 178

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Treibhausgasemissionen in Deutschland in Mio. t CO_2-Äquivalente (BMU 2020) 2

Abbildung 2-1: Schematische Darstellung der Abwasserwärmenutzung (DWA 2020)...12

Abbildung 2-2: Standorte zur Wärmegewinnung aus Abwasser (DWA 2009) 15

Abbildung 2-3: Schema Wärmepumpenkreisläufe (Hamann 2015) 22

Abbildung 2-4: Abhängigkeit der Leistungszahl von der geforderten Vorlauftemperatur und der vorliegenden Quelltemperatur nach Gleichung (2-2) (Glöckner 2017) 24

Abbildung 2-5: Wärmeübertragungsprozesse im Abwasserkanal (Buri et al. 2005)....24

Abbildung 2-6: Schematische Darstellung der betrachteten Stoff- und Wärmeströme im Abwasserkanal (nach Dürrenmatt 2006) 26

Abbildung 2-7: Anwendungsbeispiel der Temperaturentwicklung über eine Fließstrecke von 2 km bei unterschiedlich großen Abwasserwärmenutzungsanlagen (AWN) mithilfe des Modells (nach Abdel-Aal et al. 2014) 29

Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Energieumwandlung (IZES gGmbH, zitiert nach Grote et al. 2015) 31

Abbildung 3-2: Möglichkeiten des industriellen bzw. gewerblichen Abwärmeeintrags ...34

Abbildung 3-3: Funktionsweise der modifizierten Abwasserwärmenutzung (InnoA2) 35

Abbildung 3-4: Die um den InnoA2-Ansatz erweiterte Methodik der AWN (Teil 1)....36

Abbildung 3-5: Die um den InnoA2-Ansatz erweiterte Methodik der AWN (Teil 2)....37

Abbildung 3-6: Verteilung des Abwärmeaufkommens in Deutschland nach Sektoren (nach Brückner 2016)....40

Abbildung 3-7: Ablaufschema einer Kostenvergleichsrechnung (DWA 2012b) 46

Abbildung 3-8: Vergleich der Kostenaufteilung zwischen Variante mit Abwasserwärmenutzung und einer konventionellen Anlage (Mittelwert aus Kostenschätzung für 12 projektierte Abwasserwärmenutzungsanlagen) (Müller et al. 2013) 53

Abbildung 3-9: Auszug der Eingabemaske InnoA2-Berechnungstool zur Abschätzung des Gesamtenergiebedarfs und der benötigten Heizleistung 55

Abbildung 3-10: Auszug der Eingabemaske InnoA2-Berechnungstool zur Abschätzung der Wärmebereitstellung aus dem Abwasser 57

Abbildung 3-11: Beispielhafter Auszug verschiedener Wärmepumpenauslegungen aus dem InnoA2-Berechnungstool....58

Abbildung 3-12: Ergebnisse einer beispielhaften Potentialabschätzung aus dem InnoA2-Berechnungstool 59

Abbildung 3-13: Auszug einer vereinfachten Abwasserwärmenutzungsanlagenauslegung mithilfe des InnoA2-Berechnungstools 60

Abbildung 4-1: Änderung der Dichte reinen Wassers mit steigender Temperatur (VDI-Gesellschaft 2013) 62

Abbildung 4-2: Dynamische Viskosität von Wasser in Abhängigkeit von der Temperatur bei einem Druck von 1 bar (Sigloch 2008) 65

Abbildung 4-3: Einfluss des pH-Wertes auf das Dissoziationsgleichgewicht von Schwefelwasserstoff bei 20 °C (aus DWA 2019 nach Lohse 1986) 68

Abbildung 4-4: Sulfidentwicklung in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Abflussstrecke (aus ATV 2003 nach Thistlethwayte 1972) 71

Abbildung 4-5: Temperaturabhängige Sulfidentwicklungsrate (Müller et al. 2010) 72

Abbildung 4-6: Wirkung unterschiedlicher Sulfatgehalte (aus ATV 2003 nach Thistlethwayte 1972) 73

Abbildung 4-7: Sulfidentwicklung in Abhängigkeit vom BSB_5 des Abwassers und der Abflussstrecke (aus ATV 2003 nach Thistlethwayte 1972) 74

Abbildung 4-8: Sielhautausbildung in Freispiegelkanälen (links) und in Druckleitungen (rechts) (nach Weismann et al. 2007) 76

Abbildung 4-9: Vorgänge in Freispiegelleitungen unter aeroben und anaeroben Bedingungen (aus Hilbert 2018 in Anlehnung an ATV 2003; Weismann et al. 2007) 77

Abbildung 4-10: Entwicklung von Biofilmen in Abhängigkeit von Temperatur und Zeit (Reiff 1992) 78

Abbildung 4-11: Tendenzieller Einfluss des pH-Wertes auf die Sulfurikation hinsichtlich der Geruchs- und Gesundheitsgefahr (in Anlehnung an Weismann et al. 2007) 81

Abbildung 4-12: Schwefelsäureproduktion in Abhängigkeit von der Temperatur (Lohse 1986) 84

Abbildung 4-13: Tendenzieller Einfluss des pH-Wertes auf die Sulfurikation hinsichtlich biogener Schwefelsäure-Korrosion (in Anlehnung an Weismann et al. 2007) 85

Abbildung 4-14: Grafische Auswertung des Z-Index für DN 1000 mit 30 l/s und einem pH-Wert von 8 93

Abbildung 4-15: Risiko des Legionellenwachstums in Abhängigkeit von der Temperatur (zitiert aus Rühling et al. 2012 nach Exner 2009) 95

Abbildung 4-16: Löslichkeit von $Ca(OH)_2$ in Wasser in Abhängigkeit von der Temperatur (nach Osin 1954; zitiert aus Stark et al. 2013) 101

Abbildung 4-17: Maximale Wachstumsraten von Nitrobacter und Nitrosomonas in Abhängigkeit von der Temperatur nach Knowles et al. (1965) 103

Abbildung 5-1: Aufbau des Basismodells ohne weitere Zuströme 109

Abbildung 5-2: Schematische Darstellung des Basismodells mit gezieltem Wärmeeintrag über den Abwasservolumenstrom (links) bzw. über einen zusätzlichen Wärmeübertrager ($P_{WT,Eintrag}$) (rechts) 110

Abbildung 5-3: Aufbau des Basismodells mit zusätzlichem Zustrom (Reihenschaltung) 112

Abbildung 5-4: Schematische Darstellung des Basismodells mit mehreren Zuströmen auf dem Fließweg zur Wärmeentnahme bei gezieltem Wärmeeintrag über den Abwasservolumenstrom (links) bzw. über einen zusätzlichen Wärmeübertrager ($P_{WT,Eintrag}$) (rechts) 113

Abbildung 5-5: Darstellung der Wärmetransportarten (Häupl et al. 2017) 116

Abbildung 6-1: Vorliegendes Abwasserwärmenutzungspotential für Szenario 1 132

Abbildung 6-2: Vorliegendes Abwassernutzungspotential für Szenario 2 134

Abbildung 6-3: Vorliegendes Abwasserwärmenutzungspotential für Szenario 3.....135

Abbildung 6-4: Luftbild des Trianel Kohlekraftwerks mit möglichen Abwärmequellen (Eigene Darstellung auf Basis von GoogleMaps 2018) 136

Abbildung 6-5: Konzeptplanung möglicher Abwärmerückgewinnung und -übertragung für Szenario 1 (Teil Rückgewinnung von Abwärme und Wärmeübertragung auf den bestehenden Abwasservolumenstrom) ...140

Abbildung 6-6: Abwärmetransportstrecke Szenario 1 (Eigene Darstellung auf Basis von Google Maps 2018).....141

Abbildung 6-7: Konzept für die Wärmebereitstellung (Wärmerückgewinnung beim Nutzer).....142

Abbildung 6-8: Luftbildaufnahme der Caritas-Werkstatt-Lünen (Eigene Darstellung auf Basis von Google Maps 2018).....143

Abbildung 6-9: Jahresverlauf der Bodentemperatur in unterschiedlichen Tiefen (Deutscher Wetterdienst 2011) 148

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1: Zulässige Jahresemissionsmengen in Mio. t CO_2-Äquivalente (Anlage 2 zu §4 Gesetz zur Einführung eines Bundes-Klimaschutzgesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften) 1

Tabelle 2-1: Vor- und Nachteile verschiedener Standorte der Wärmegewinnung (DWA 2020) 15

Tabelle 3-1: Geschätzte Kosten verschiedener Wärmeübertrager pro m^2 (netto) (Lang 2011) 51

Tabelle 4-1: Lebensbedingungen für Desulfurikanten (Frey 2008) 70

Tabelle 4-2: Ausprägung der Sielhaut in Abhängigkeit von dem Kontakt mit Abwasser (Weismann et al. 2007) 75

Tabelle 4-3: Wirkungen unterschiedlicher H_2S Konzentrationen (DGUV 2010) 80

Tabelle 4-4: Entstehung von Sulfiden in Abwasseranlagen (Weismann et al. 2007) . 82

Tabelle 4-5: Bewertung des Z-Index nach Pomeroy 87

Tabelle 4-6: Definition der Betrachtungsfälle bei einem pH-Wert von 8 91

Tabelle 4-7: Beispielhafte Z-Werte in Abhängigkeit von der Temperatur und Betrachtungsfall 91

Tabelle 4-8: Temperaturbeständigkeit Rohrwerkstoffe (Prangenberg 2015) 96

Tabelle 4-9: Zusammenfassung von Eigenschaften gängiger Verbindungsarten und Dichtungen in Abhängigkeit von den Rohrmaterialien (Rehman 2017; Stein et al. 2014) 98

Tabelle 5-1: Überblick über die berücksichtigten Eigenschaften des Abwassers in Verbindung mit den jeweiligen Abkürzungen (zu Abbildung 5-2) 111

Tabelle 5-2: Überblick über die berücksichtigten Eigenschaften des Abwassers in Verbindung mit den jeweiligen Abkürzungen (zu Abbildung 5-4) 115

Tabelle 6-1: Eingangsdaten des vorliegenden Abwasservolumenstroms (Stufe 1 in Abbildung 5-1) 144

Tabelle 6-2: Eingangsdaten des zufließenden Abwasservolumenstroms (Stufe 2 in Abbildung 5-1) 145

Tabelle 6-3: Ergebnisse Stufe 2 (Abbildung 5-1) 145

Tabelle 6-4: Zusätzliche Eingangsparameter für Wärmewiderstandsberechnung nach den Gleichungen (5-12) und (5-14) 146

Tabelle 6-5: Zusätzliche Eingangsparameter für die Berechnung der Abwassertemperatur unter Berücksichtigung der Wärmeverluste nach (5-18) 147

Tabelle 6-6: Eingangsparameter für die Berechnungen der maximalen Wärmeentnahme 149

Tabelle 6-7: Zusätzlich benötigte Eingangsparameter des Abwasserwärmenutzers 150

Tabelle 6-8: Eingangsparameter der Kostenbetrachtungen 151

Tabelle 6-9: Geschätzte Investitionskosten in Abhängigkeit von der Abwasserwärmenutzungsanlage 152

Tabelle 6-10: Kostenbetrachtung der laufenden Kosten in Abhängigkeit von der Abwasserwärmenutzungsanlage 153

Tabelle 6-11: Vergleich der PKBW bzw. JK in Abhängigkeit von der Abwasserwärmenutzungsanlagen 153

Tabelle 6-12: Erforderliche Abwassertemperatur im Zulauf der jeweiligen Abwasserwärmenutzungsanlage 154

Tabelle 6-13: Abwassertemperatur nach der Wärmeentnahme in Abhängigkeit von der jeweiligen Abwasserwärmenutzungsanlage 154

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Einheit	
AWN		Abwasserwärmenutzung
A_{WT}	[m²]	Wirksame Wärmeübertrageroberfläche
$A_{WT,empf}$	[m²]	Erforderliche Wärmeübertrageroberfläche für das Szenario empfohlene Wärmeentnahme
$A_{WT,Heiz}$	[m²]	Erforderliche Wärmeübertrageroberfläche für das Szenario benötigte Wärmeentnahme
$A_{WT,max}$	[m²]	Erforderliche Wärmeübertrageroberfläche für das Szenario: Maximale Wärmeentnahme
b	[m]	Wasserspiegelbreite
BMU		Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BMVI		Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BMWi		Bundesministerium für Wirtschaft und Energie
BSB5	[mg/l]	biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen
BSK		Biogene Schwefelsäure-Korrosion
$c = c_A$		spezifische Wärmekapazität des Abwassers
CO_2		Kohlenstoffdioxid
COP		Coefficient of Performance
CSB	[mg/l]	Chemischer Sauerstoffbedarf

d_E	[m]	Eindringtiefe in den Boden
DE	[%]	Deckungsgrad
$DE_{J,empf,VLh}$	[%]	Deckungsgrad der verfügbaren Wärmemenge
DE_{WP}	[%]	Deckungsgrad der Wärmeleistung
DFAKRP		Diskontierungsfaktor für eine Kostenreihe mit progressiver Steigerung und jährlicher Steigerungsrate
DGUV		Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung
DIN		Deutsches Institut für Normung e. V.
DN	[mm]	Nennweite
DWA		Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
DWD		Deutscher Wetterdienst
EEWärmeG		Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz
EFH		Einfamilienhäuser
EPS		extrazelluläre polymere Substanzen
g	[m/s²]	Erdbeschleunigung
GFK		Glasfaserverstärkter Kunststoff
H_2S		Schwefelwasserstoff
hwL	[W/m²K]	konvektiver Wärmeübergangskoeffizient zwischen Abwasser und Kanalluft
h_{wp}	[W/m²K]	konvektiver Wärmeübergangskoeffizient zwischen Abwasser und Kanalrohr

i	[%]	Zinssatz (absolut)
IK	[€]	Investitionskosten
InnoA2		Innovative Abwärmenutzung durch Wärmeverteilung über die Kanalisation
J	[‰]	Leitungsgefälle
JAZ	[-]	Jahresarbeitszahl
JR		Reibungsgefälle
k	[W/(m²*K)]	Wärmedurchgangskoeffizient
k_E	[W/mK]	Wärmeleitfähigkeit des Erdreichs
KFAKR		Kapitalwiedergewinnungsfaktor
k_R	[W/mK]	Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand
KVR		Kostenvergleichsrechnungen
k_{WT}	[W/(m²*K)]	Wärmedurchgangskoeffizient Wärmeübertrager
L	[m]	Fließstrecke
LANUV		Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LK	[€]	Laufende Kosten
MAK	[ppm]	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
MFH		Mehrfamilienhäuser
n		Zinszeitraum Zeitraum in Jahren
pH-Wert		pondus Hydrogenii, negativer dekadische Logarithmus der Oxoniumionenkonzentration

PKB	[€]	Projektkostenbarwerte
P_{WP}	[kW]	Wärmepumpenleistung
$P_{WP,el}$	[kW]	Spezifische elektrische Leistung der Wärmepumpe
$P_{WT} = W_{WT}$	[kW]	Wärmeübertragerentzugsleistung aus dem Kanal; Wärmeübertragerleistung
$P_{WT,empf}$	[kW]	Empfohlene Wärmeübertragerentzugsleistung aus dem Kanal
PWT,erf	[kW]	Erforderliche Wärmeübertragerentzugsleistung
PWT,max	[kW]	Maximale Wärmeübertragerentzugsleistung
Q	[l/s]	Abwasservolumenstrom
Q_t		Teilfüllleistung Kanal
Q_v		Vollfüllleistung Kanal
r	[%]	Preis-/Kostensteigerungsrate (absolut)
r_{hy}	[m]	hydraulischer Radius
R_{wE}	[mK/W]	Wärmewiderstand zwischen Erdreich und Abwasser
R_{wL}	[mK/W]	Wärmewiderstand zwischen Kanalluft und Abwasser
T	[°C]	Temperatur
T_0	[°C]	Ursprüngliche Abwassertemperatur
T_1	[°C]	Berechnete Abwassertemperatur
T_E	[°C]	Temperatur Erdreich
$T_{Erforderlich}$	[°C]	Erforderliche Abwassertemperatur

T_{Grenz}	[°C]	Festgelegte Abwassergrenztemperatur
T_L	[°C]	Lufttemperatur im Kanal
T_Q	[K]	Quelltemperatur
T_V	[K]	Vorlauftemperatur
t_R	[m]	Wandstärke der Haltung
U/bt		Verhältnis der benetzten Oberfläche des Kanals zur Wasserspiegelbreite
u_L	[m/s]	Luftgeschwindigkeit im Kanal
u_w	[m/s]	Fließgeschwindigkeit des Abwassers
VDI		Verein Deutscher Ingenieure e. V.
VLh	[h]	Volllaststunden
$W_{el,VLh}$	[kWh/a]	Jährlicher Stromverbrauch der Wärmepumpe in Abhängigkeit von den Volllaststunden
$W_{el,Heiz,VLh}$	[kWh/a]	Stromverbrauch der Wärmepumpe in Abhängigkeit von den Volllaststunden
wet.p	[m]	benetzter Umfang
WGA		Wärmegewinnungsanlage
$W_{J,erf,Heiz}$	[kWh/a]	Jährlich erforderliche Wärmemenge des Nutzers
$W_{J,ges}$	[kWh/a]	Jährlich verfügbare Wärmemenge (inkl. Wärmepumpe)
$W_{J,Heiz,VLh}$	[kWh/a]	Jährlich verfügbare Wärmemenge in Abhängigkeit von den Volllaststunden
$W_{J,max}$	[kWh/a]	Maximale Wärmemenge aus dem Kanal (jährlich, ohne Wärmepumpe)

$W_{J,VLh}$	[kWh/a]	Jährlich verfügbare Wärmemenge in Abhängigkeit von den Volllaststunden
WP_{empf}	[kW]	Empfohlene Wärmepumpenauslegung
ΔT	[°C]	Temperaturdifferenz
a	[m²/s]	Temperaturleitfähigkeit
ε_c		Leistungszahl
ϕ_{HL}	[kW]	Heizleistung, Erforderliche Heizleistung beim Nutzer
ρ	[kg/m³]	Dichte des Abwassers
τ	[N/m²]	Wandschubspannung
ω	[rad/s]	Winkelgeschwindigkeit

1 Einleitung

1.1 Veranlassung und Problemstellung

Im Rahmen der Weltklimakonferenz in Paris 2015 haben 197 Staaten ein gemeinsames Abkommen getroffen, das die Begrenzung der Erderwärmung um maximal möglichst 1,5 °C vorsieht. Dieses Ziel ist jedoch nur durch eine massive Verringerung des Treibhausgasausstoßes zu erreichen (BMU 2019a; Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050). In Folge dieses gemeinsamen Abkommens verständigte sich Europa auf die weitgehende Treibhausgasneutralität bis 2050. Das Zwischenziel bis 2030 lautet: Einsparung des Ausstoßes von Treibhausgasen um 40 % im Vergleich zum Referenzjahr 1990 (Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050). Das vom Bundestag beschlossene Gesetz *zur Einführung eines Bundes-Klimaschutzgesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften* verschärft diese Zielvereinbarung in Abschnitt 2 §3 Abs.1 für Deutschland, indem darin eine Mindesteinsparung von 55 % im Vergleich zu 1990 festgeschrieben wird. Diese Einsparung soll über die schrittweise Reduzierung der zulässigen Jahresemissionsmengen in unterschiedlichen Sektoren erreicht werden (vgl. Tabelle 1-1).

Tabelle 1-1: Zulässige Jahresemissionsmengen in Mio. t CO_2-Äquivalente (Anlage 2 zu §4 Gesetz zur Einführung eines Bundes-Klimaschutzgesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften)

	2020	**2025**	**2030**
Energiewirtschaft	280	[kein Wert][1]	175
Industrie	186	163	140
Gebäude	118	94	70
Verkehr	150	123	95
Landwirtschaft	70	64	58
Abfallwirtschaft und Sonstiges	9	7	5

Die stärkste Einsparung der Treibhausgasemissionen im Jahr 2030 gegenüber 1990 werden in den Sektoren Gebäude (ca. minus 66 %), Energie (ca. minus 61 %) und Industrie (ca. minus 49 %) anvisiert (BMU 2019a). Der Status quo (2019) wird in

[1] Für 2025 liegen keine Angaben im *Gesetz zur Einführung eines Bundes-Klimaschutzgesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften* vor.

Abbildung 1-1 dargestellt und zeigt sowohl im Verkehrssektor als auch im Gebäudesektor einen leichten Anstieg im Vergleich zum Vorjahr. In den restlichen Sektoren konnten die Treibhausgasemissionen verringert werden.

Abbildung 1-1: Treibhausgasemissionen in Deutschland in Mio. t CO_2-Äquivalente (BMU 2020)

Trotz der aktuellen Tendenz besteht weiterhin Handlungsbedarf, um die gesteckten Ziele zu erreichen. Insbesondere der Wärmebereich bietet dabei weiterhin großes Potential, den Ausstoß von Treibhausgasen signifikant zu senken. Diesem sind rund 54,1 % des Endenergieverbrauchs in Deutschland zuzuordnen, wovon schon allein ca. 27,1 % für Raumwärme und 22,1 % für sonstige Prozesswärme (z. B. Industrieprozesse) anfallen (BMWi 2019).

In Summe ist der komplette Gebäudesektor (private Haushalte, Gewerbe, Handel und Dienstleistungen) für rund 14 % der gesamten CO_2-Emissionen in Deutschland verantwortlich (BMU 2019a; Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050). Dabei sind indirekte Emissionen nicht berücksichtigt, die bspw. bei der Wärmeversorgung über Fernwärme anfallen, da diese nach dem Quellprinzip einem anderen Bereich zugeordnet werden. Bei einer Berücksichtigung dieser indirekten Emissionen steigt der Anteil auf fast ein Drittel der deutschen Emissionen (BMWi 2019). Das Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050 sieht in folgenden Maßnahmen großes Potential zur Einsparung von Treibhausgasen im Bereich der Gebäude: Verbesserung der Energieeffizienz, Einsatz erneuerbarer Energien sowie Sektorenkopplung der Bereiche Heizen, Kühlen, Warmwasser und Beleuchtung.

Wie in allen in Tabelle 1-1 und Abbildung 1-1 aufgeführten Sektoren ist auch der industrielle Sektor gefordert, seine Treibhausgasemissionen weiter zu senken. Dabei stellen insbesondere die Vermeidung bzw. die effizientere Verwertung und das Recyclen von (Ab)Wärme ein großes Einsparpotential dar. Das BMU (2019b) beziffert dieses Potential im Klimaschutzbericht 2018 auf ca. 125 TWh.

Hier knüpft der in dieser Arbeit vorgestellte Ansatz an, denn es erscheint naheliegend, den Wärmebedarf im Gebäudesektor mit der überschüssigen und bislang nicht genutzten bzw. vielerorts gezielt vernichteten (Ab)Wärme der Industrie bzw. des Gewerbes zu decken. Das bereits bestehende Abwasserinfrastrukturnetz kann für diesen Ansatz als Wärmetransportnetz genutzt werden. Mit einem Anschlussgrad von ca. 97 % in Deutschland ist nahezu die gesamte Bevölkerung an diese Infrastruktur angebunden (Statistisches Bundesamt 2019). Somit wären keine kosten- und zeitintensiven Leitungsverlegungen für den erforderlichen (Ab)Wärmetransport notwendig. Dabei stellt insbesondere eine Modifizierung und Weiterentwicklung der schon seit einigen Jahren praktizierten Abwasserwärmenutzung eine geeignete Möglichkeit dar. Solche bisherigen Abwasserwärmenutzungsanlagen bieten eine Alternative zu den konventionellen und modernen Heizungssystemen. Im Gegensatz zu den vermehrt eingesetzten Luftwärmepumpen nutzt die Wärmepumpe einer Abwasserwärmenutzungsanlage den vorliegenden Abwasservolumenstrom als Wärmequelle. Das Abwasser bietet dabei im Vergleich zur Außenluft eine deutlich wärmere Quelle, da selbst im Winter die Abwassertemperaturen im Mittel zwischen 10-15 °C betragen (DWA 2020). Das theoretische Potential dieser Energiequelle reicht je nach Studie aus, um zwischen 5 % und 14 % aller Gebäude in Deutschland über die Abwasserwärmenutzung vollständig zu beheizen (Beuth et al. 2019; DWA 2020; Ecke et al. 2017; Fritz et al. 2018). Davon ausgehend, dass im Zuge der Energiewende der Gebäudewärmebedarf bis 2050 weiter abnimmt (höhere Energiestandards führen zu geringerem Wärmebedarf), steigt das Potential dieser Wärmequelle zusätzlich. Mithilfe von entsprechenden Wärmeübertragern wird dabei dem vorhandenen Abwasservolumenstrom ein Teil der vorhandenen Wärme entzogen und dem Nutzer über eine Wärmepumpe zu Heizzwecken zur Verfügung gestellt.

Durch eine Modifikation dieser Abwasserwärmenutzung wird die überschüssige (Ab)Wärme gezielt auf den Abwasservolumenstrom übertragen, ohne gleichzeitig die Menge des Abwassers zu verändern. Entsprechend erfolgt nur eine planmäßige Temperaturerhöhung des vorliegenden Abwasservolumenstroms und eine Abkühlung der (Ab)Wärmequelle.

Mittels des gezielten (Ab)Wärmeeintrags und der späteren Nutzung der bislang ungenutzten oder gezielt vernichteten Abwärme würden die Unternehmen der Forderung nach einer effizienteren Verwertung der anfallenden Abwärme gerecht werden. Dank der

gezielt erhöhten Abwassertemperatur lässt sich das Abwasserwärmenutzungspotential deutlich steigern. Somit könnte die Abwasserwärmenutzung auch in jenen Bereichen wirtschaftlich darstellbar sein, in denen bislang kein ausreichendes Potential vorlag, und dementsprechend zusätzlich einen vielversprechenden Mehrwert in Bezug auf die Wirtschaftlichkeit und Amortisationszeiten darstellen. Auch im Hinblick auf die in Deutschland geplante CO_2-Steuer bietet dieser Ansatz einen Mehrwert für die Industrie und den Betreiber der Heizungsanlage, da gezielt Treibhausgasemissionen reduziert werden. Im Idealfall lässt sich die in einer Abwasserwärmenutzungsanlage eingesetzte Wärmepumpe nahezu treibhausgasneutral betreiben.

1.2 Zielsetzung und Abgrenzung der Arbeit

Die Arbeit setzt sich mit der Technologie der Wärmegewinnung aus Abwasser auseinander, mit deren Hilfe die im Abwasser vorhandene Wärme nutzbar gemacht werden kann. Neben der bisher „herkömmlichen“ Wärmegewinnung aus Abwasser und den dafür benötigten Systemkomponenten wird der Fokus auf eine modifizierte Abwasserwärmegewinnung mit gezielt erhöhten Abwassertemperaturen mittels bisher ungenutzter industrieller Abwärme gesetzt.

Die Technologie der herkömmlichen Abwasserwärmegewinnung ist Stand der Technik und kann weltweit Referenzprojekte vorweisen. Trotz zahlreicher vornehmlich positiver Projekt- und Betriebserfahrungen ist eine breite Anwendung in Deutschland bisher nicht gelungen. Die Gründe hierfür sind vielschichtig. So ist beispielsweise das Wissen über diese Technologie in vielen Planungsunternehmen nicht vorhanden oder wird meist spät bzw. zu spät in der Planung berücksichtigt, sodass von einer Implementierung dieser Technologie aufgrund des engen Planungszeitrahmens Abstand genommen wird (Müller et al. 2015). Zudem gibt es derzeit deutschlandweit keine flächendeckende und einheitliche Förderung dieser Maßnahme als erneuerbare Energie.[2] Eine Möglichkeit, dieses System noch attraktiver zu gestalten, besteht darin, die vorhandene Technologie hinsichtlich der ökologischen und wirtschaftlichen Aspekte zu optimieren und Vorbehalte auszuräumen.

Die Wärmerückgewinnung aus Abwasser ist seit Längerem Gegenstand der Forschung. Das Forschungsinteresse gilt dabei beispielsweise der Sielhautbildung auf der Wärmeübertrageroberfläche (u. a. Rometsch et al. 2004; Wanner 2009) oder der maximal zulässigen Temperaturabsenkung des Abwassers (Rometsch et al. 2004; Wanner 2004). Letztere ist insbesondere für die Reinigungsleistung der Kläranlage von besonderer Bedeutung und wird deshalb häufig skeptisch gesehen. Durch die Einführung (2009) und

[2] Nach dem Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EEWärmeG Stand 2015) zählt Abwasserwärme lediglich als Ersatzmaßnahme zur Einsparung von Primärenergie (§2, Abs. 1)

Aktualisierung (2020) des Merkblattes DWA-M 114 (DWA 2020) der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) wurde darüber hinaus ein Instrument zur Verfügung gestellt, welches auf die bisher ungenutzte Energie im Abwasser hinweist und gleichzeitig Handlungsempfehlungen zur Wärmerückgewinnung aus Abwasser vorgibt.

Die Idee, bisher ungenutzte industrielle und gewerbliche Abwärme auf den bestehenden Abwasservolumenstrom zu übertragen, so die Abwassertemperatur maßvoll anzuheben und stromabwärts dem Nutzer zur Verfügung zu stellen, ohne dabei die Abwassermenge zu verändern, bedeutet einen ökologischen und wirtschaftlichen Mehrwert für die bestehende Abwasserwärmegewinnung (Müller et al. 2019b; Schratz et al. 2019).[3] Deshalb sollen im Rahmen dieser Dissertation die Chancen und Risiken der Verteilung und Verwendung bislang ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die bestehende Abwasserinfrastruktur modelliert werden.

Dies führt zur zentralen Forschungsthematik:

- *Abwasser als Wärmetransport und -speichermedium* sowie
- *Modellierung der Verteilung ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die Abwasserkanalisation unter Berücksichtigung biologischer, chemischer sowie physikalischer Einwirklungen und deren Auswirkungen auf Betrieb und Wirtschaftlichkeit.*

Aus dieser zentralen Forschungsthematik lassen sich folgende Leitfragen der Arbeit ableiten:

- Wie lassen sich betriebliche Folgewirkungen der gezielten Abwassertemperaturerhöhung auf die Abwasserinfrastruktur methodisch umfassend quantifizieren und beurteilen?
- Wo und in welchem Maße treten Wärmeverluste beim Wärmetransport über die bestehende Abwasserinfrastruktur auf?
- Wie lässt sich das Potential der modifizierten Abwasserwärmenutzung in Abhängigkeit von dem gezielten Abwärmeeintrag ermitteln?
- Mit welchem finanziellen Aufwand ist das Abwasserwärmenutzungspotential zu heben? Wie ist das Aufwand-Nutzenverhältnis zu optimieren?

Das Vorgehen sowie der Aufbau der Arbeit sind im Folgenden Kapitel skizziert.

[3] Der Ansatz der gezielten Temperaturerhöhung des bestehenden Abwasservolumenstroms wird im Folgenden nach dem vom BMWI geförderten Forschungsprojekt *Innovative Abwärmenutzung durch Wärmeverteilung über die Kanalisation – InnoA2* mit „InnoA2-Ansatz“ abgekürzt.

1.3 Aufbau und Lösungsweg

Die vorliegende Arbeit untergliedert sich in insgesamt sieben Kapitel, die sich aus einem Einleitungs- und Grundlagenteil (Kapitel 1 und 2), einem Hauptteil (Kapitel 3 bis 6) sowie einem abschließenden Schlussteil (Kapitel 7) zusammensetzen.

Kapitel 1: Einleitung

Zu Beginn wurde das Thema der Arbeit in einen Gesamtkontext gesetzt und der erwartete wissenschaftliche und gesellschaftliche Mehrwert dargestellt. Die Zielsetzung und Abgrenzung der Arbeit mit der formulierten Forschungsfrage schließen das erste Kapitel ab.

Kapitel 2: Grundlagen der Abwasserwärmenutzung

Im Kapitel 2 wird neben der Untergliederung des vorliegenden Abwasserwärmenutzungspotentials der Stand der Technik der konventionellen Abwasserwärmenutzung erläutert. Auch das Thema der auftretenden Wärmeverluste über den Fließweg wird hier genauer beschrieben.

Kapitel 3: Modifizierte Abwasserwärmenutzung

Zunächst erfolgt im Kapitel 3 die Darstellung der Funktionsweise der modifizierten Abwasserwärmenutzung (InnoA2-Ansatz), bevor eine Methodik zum Abgleich von Abwärmeangebot und -nachfrage vorgestellt und erläutert wird. Zusätzlich wird ein Berechnungstool zur vereinfachten Auslegung einer Abwasserwärmenutzungsanlage vorgestellt.

Kapitel 4: Mögliche Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen

Kapitel 4 befasst sich mit möglichen Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen auf den Kanalbetrieb und die Kanalsubstanz. Dabei werden sowohl physikalische als auch chemische Aspekte betrachtet. Insbesondere das Thema von Sulfiden in der Kanalisation und der damit einhergehenden Herausforderungen für den Kanalbetrieb und die Kanalsubstanz werden genauer erläutert.

Kapitel 5: Modellierung des Transports und Rückgewinnung von Abwärme

Dieses Kapitel beinhaltet die Entwicklung eines Modells, das die Verteilung bislang ungenutzter industrieller bzw. gewerblicher Abwärme über die bestehende Abwasserinfrastruktur abbildet. Dabei werden die im Kapitel 4 untersuchten biologischen, chemischen sowie physikalischen Wirkungen und deren Folgen für Betrieb und Wirtschaftlichkeit berücksichtigt.

Kapitel 6: Exemplarische Anwendung am Beispiel der Stadt Lünen

Im Kapitel 6 wird das zuvor entwickelte Modell am Beispiel der Stadt Lünen exemplarisch angewendet und verifiziert.

Kapitel 7: Fazit und Ausblick

Abschließend werden die Erkenntnisse dieser Arbeit im Kapitel 7 zusammengetragen, die Forschungsfrage beantwortet und Hinweise auf zukünftige Anknüpfungspunkte für die Forschung gegeben.

2 Grundlagen der Abwasserwärmenutzung

2.1 Abwasserwärmenutzungspotential

2.1.1 Allgemeines

„Wasser besitzt eine hohe spezifische Wärmekapazität und eignet sich deshalb als Wärmeenergiespeicher sowie als Wärmetransport- und Wärmeübertragungsmittel" (Hopp 2016, S. 223). Diese Eigenschaft ermöglicht es, dem Abwasservolumenstrom unter Zuhilfenahme der entsprechenden Wärmeübertragertechnik einen gewissen Anteil der gespeicherten Wärmemenge zu entnehmen.

Soll diese Eigenschaft des Abwassers durch die Abwasserwärmenutzung genutzt werden, so ist zunächst das vorliegende Potential zu bestimmen. Es ist dabei jedoch anzumerken, dass das theoretische Abwasserwärmenutzungspotential aus unterschiedlichsten Gründen meist nicht vollständig verwendet werden kann; Man differenziert daher zwischen dem theoretischen, technischen und wirtschaftlichen Potential.

2.1.2 Theoretisches Wärmepotential

In der Regel wird zunächst das theoretische Potential bei einer Potentialanalyse ermittelt, d. h. die Wärmeenergie, die sich aus dem größtmöglichen Wärmeentzug bis zu einer vordefinierten Grenzabwassertemperatur ergibt. Das theoretische Potential resultiert somit aus dem physikalischen Wärmeangebot des Abwasservolumenstroms. Aufgrund administrativer, struktureller, technischer und ökologischer Restriktionen kann das Potential erfahrungsgemäß nicht vollständig ausgeschöpft werden.

Mithilfe von Informationen über den vorliegenden Abwasservolumenstrom, der Abwassertemperatur, der spezifischen Wärmekapazität und der Dichte des Wassers ist es möglich, dessen theoretisches Wärmeentzugspotential zu errechnen. Dabei kann die spezifische Wärmekapazität des Abwassers „bei Temperaturen von 0 °C bis 20 °C als konstant 4,19 kJ/kgK angenommen werden“ (DWA 2020, S. 49). Auch die Dichte des Abwassers kann als konstanter Wert von 1000 kg/m³, bei Temperaturen von 0 °C bis 20 °C angenommen werden (Buri et al. 2005; DWA 2020). Folglich sind insbesondere der vorliegende Abwasservolumenstrom und die Abwassertemperatur für das vorliegende theoretische Potential maßgebend.

Auf Grundlage dieser Kennwerte lässt sich über die folgende Gleichung (2-1) schließlich die theoretische Wärmeübertragungsleistung des Wärmeübertragers ermitteln.

$$W_{WT} = \Delta T * c * \rho * Q \tag{2-1}$$

W_{WT}	*Wärmeübertragerleistung [kW]*
ΔT	*Temperaturdifferenz [K]*
C	*spezifische Wärmekapazität des Abwassers [kJ/(kgK)]*
ρ	*Dichte des Abwassers [kg/m³]*
Q	*Abwasservolumenstrom [m³/s]*

2.1.3 Technisches Wärmepotential

Das technische Wärmepotential ergibt sich aus dem theoretischen Potential unter Berücksichtigung der dem Stand der Technik entsprechenden technischen Möglichkeiten zur Nutzbarmachung. Dabei fließen technische und örtliche Restriktionen in die Bewertung des Potentials ein, wie z. B. Kanaldurchmesser, Gefälle und Abwasservolumenstrom.

2.1.4 Wirtschaftliches Wärmepotential

Das wirtschaftliche Potential ist die Teilmenge des technischen Potentials, das unter den derzeit existierenden energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen ökonomisch sinnvoll genutzt werden kann. Dieses Potential wird unmittelbar von den Preisen konventioneller Energieträger mitbestimmt, weshalb es beim Vergleich mit anderen konkurrierenden erneuerbaren Energieträgern oder Energiesystemen herangezogen wird. Grundsätzlich gilt bei der Errichtung von Abwassernutzungsanlagen: je geringer die benötigten Vorlauftemperaturen sind und je geringer der Abstand zwischen Wärmequelle (Abwasserkanal) und Heizzentrale, desto wirtschaftlicher und auch umweltfreundlicher kann eine Anlage im Wesentlichen bestehend aus Wärmeübertragern und Wärmepumpe betrieben werden. Insbesondere die vorliegende Abwassertemperatur und der Volumenstrom wirken sich auf die Wirtschaftlichkeit einer Abwasserwärme-nutzungsanlage aus. Je höher die vorliegende Abwassertemperatur bzw. der vorliegende Abwasservolumenstrom, desto größer ist zum einen das theoretische Potential und letztlich auch das wirtschaftliche Potential. Dies liegt u.a. an den geringeren Investitionskosten, da für die gleiche Wärmeentzugsleistung in der Regel weniger Wärmeübertragerfläche erforderlich ist. Einen weiteren positiven Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit einer Abwasserwärmenutzungsanlage hat die Wärmepumpe, wenn diese im Sommer zusätzlich zur Kühlung eingesetzt werden kann. Um den immer individuell vorliegenden Rahmenbedingungen Rechnung zu tragen und damit die Effizienz und Wirtschaftlichkeit einer solchen Abwasserwärmenutzungsanlage zu garantieren, ist eine entsprechende Abwasserwärmenutzungsanlage immer auf den

Einzelfall anzupassen. Der Wärmebedarf des potentiellen Wärmenutzers muss nicht zwingend mit dem vorliegenden Abwärmepotential übereinstimmen. Ist das Wärmeangebot größer als die Nachfrage, so kann die nicht genutzte Energie anderweitig genutzt bzw. weiteren Nutzern zur Verfügung gestellt oder im Abwasser belassen werden, solange eine negative Beeinflussung der Kläranlage ausgeschlossen ist.

Wird jedoch mehr Energie benötigt, als über die Abwasserwärmenutzung zur Verfügung gestellt werden kann, ist zwingend eine zusätzliche Energiequelle, d. h. eine bivalente Wärmversorgungsanlage vorzusehen. Dabei ist aus Gründen der Betriebssicherheit stets ein bivalentes Heizungssystem zu empfehlen, das bei möglichen Störungen der Abwasserwärmenutzungsanlage bzw. bei besonders hohen Energiebedarfsspitzen die Wärmebereitstellung gewährleistet. Auch aus wirtschaftlicher Sicht ist eine bivalente Heizungsanlage sinnvoll, da so die erforderlichen Komponenten einer Abwasserwärmenutzungsanlage (Wärmepumpe und -übertrager) in der Regel um das Fünf- bis Zehnfache kleiner dimensioniert werden können. Dies ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass die maximale Heizleistung nur an wenigen Stunden im Jahr erforderlich wird (Abdeckung der Spitzenlast). Wird die Grundlast (ca. ein Drittel des gesamten Wärmeleistungsbedarfs) über die Wärmepumpe der Abwasserwärmenutzungsanlage geliefert, dann kann davon ausgegangen werden, dass sie ca. drei Viertel des benötigten Raumwärmebedarfs abdeckt (DWA 2020).

Zusätzlich zu den Investitionskosten müssen auch die zu erwartenden betriebsgebundenen Kosten berücksichtigt werden. Es ist generell zu empfehlen, zunächst eine Kostenvergleichsrechnung durchzuführen. Über die Projektkostenbarwerte (PKB), die neben den Energiekosten die Wartungs- und Instandhaltungskosten beinhalten, ist ein betriebswirtschaftlicher Vergleich über die Nutzungsdauer der zu installierenden Heizungsanlage mit weiteren Heizungsalternativen möglich.

2.2 Technologie der Abwasserwärmenutzung

2.2.1 Allgemeines

Bisher wurde das System, welches die im Abwasser befindliche Wärme nutzt, meist als Abwasserwärmerückgewinnung betitelt. Diese Bezeichnung der Abwasserwärmerückgewinnung ist aber oftmals nicht korrekt, da es sich hierbei erfahrungsgemäß um keine Rückgewinnung und Nutzung der Abwärme vorheriger Prozesse, wie beispielsweise der direkten Rückgewinnung von Duschwasser handelt. Vielmehr ist damit die Bereitstellung der eigenen Abwärme für einen anderen Nutzer stromabwärts gemeint (Lang 2011). Bei der Abwasserwärmenutzung wird bisher die im Abwasser vorhandene Wärmeenergie

mittels geeigneter technischer Einrichtungen, während des Abwassertransportes gewonnen und dem Nutzer als Wärmequelle zur Verfügung gestellt. Daher sollten nachfolgend die Begriffe *Abwasserwärmenutzung* bzw. *Abwasserwärmegewinnung* verwendet werden.

Das dafür benötigte System der Abwasserwärmenutzung besteht aus den Komponenten **Wärmeübertrager (bzw. Wärmetauscher)**, **Wärmepumpe** und **Wärmespeicher** sowie den entsprechenden **Verbindungsleitungen**. Wie in Abbildung 2-1 dargestellt, entspricht der Wärmeübertrager der Wärmegewinnungsanlage.

Die Wärmeübertragung funktioniert prinzipiell über ein flächiges Wärmeübertragungselement, welches idealerweise eine hohe Wärmeleitfähigkeit besitzt. Im Betrieb wird dieses Element vom vorliegenden Medium, hier Abwasser, überströmt und die Wärmeenergie wird auf einen Zwischenkreislauf übertragen. In der Regel wird als Medium im Zwischenkreislauf Wasser gewählt; nur in Ausnahmefällen wird auf ein Wasser-Glykol-Gemisch ausgewichen. Dabei lassen sich die Wärmeübertragersysteme nochmals unterscheiden in Wärmeübertrager, welche beim Kanalneubau in die Kanalwandung eingebracht werden und jene, bei denen ein nachträglicher Einbau in den bestehenden Kanal möglich ist. Zudem sind Systeme erhältlich, welche als Bypass extern betrieben werden können, und andere, die im Gebäude selbst montiert werden (Hamann 2015). Aufgrund der genannten verschiedenen Wärmeübertragerarten und der baulichen Anpassung an die örtlichen Gegebenheiten ist es möglich, eine Wärmenutzungsanlage für die unterschiedlichsten Querschnittsgeometrien zu realisieren.

Die Abwasserwärmenutzungsanlage setzt sich zusammen aus der Wärmepumpe, dem Wärmespeicher und ggf. weiteren Systemkomponenten der Heizzentrale, welche letztlich zusammen mit der Wärmegewinnungsanlage die Abwasserwärmenutzungsanlage bilden (Abbildung 2-1). Die einzelnen Komponenten entsprechen dem aktuellen Stand der Technik und werden seit mehr als 40 Jahren eingesetzt und kontinuierlich weiterentwickelt. „Herzstück jeder Anlage zur Abwasserwärmenutzung ist die Wärmepumpe. Sie macht die aus dem Abwasser gewonnene Niedertemperaturabwärme für die Wassererwärmung und die Raumheizung verfügbar“ (Deutsche Bundesstiftung Umwelt 2009, S. 26). Die Effizienz einer solchen Wärmepumpe ist abhängig von der Temperatur der Wärmequelle, sprich je geringer die Temperaturdifferenz von Wärmequelle zu Wärmebedarf, desto wirtschaftlicher läuft die eingesetzte Wärmepumpe. „Dabei ist die für den Betrieb der Wärmepumpe benötigte Antriebsenergie deutlich geringer als die schließlich in Form von Wärme durch die Wärmepumpe bereitgestellte Energie. Die Wärmepumpe kann gleichzeitig als Kältemaschine eingesetzt werden, so dass mit dieser auch gekühlt werden kann“ (DWA 2020, S. 25).

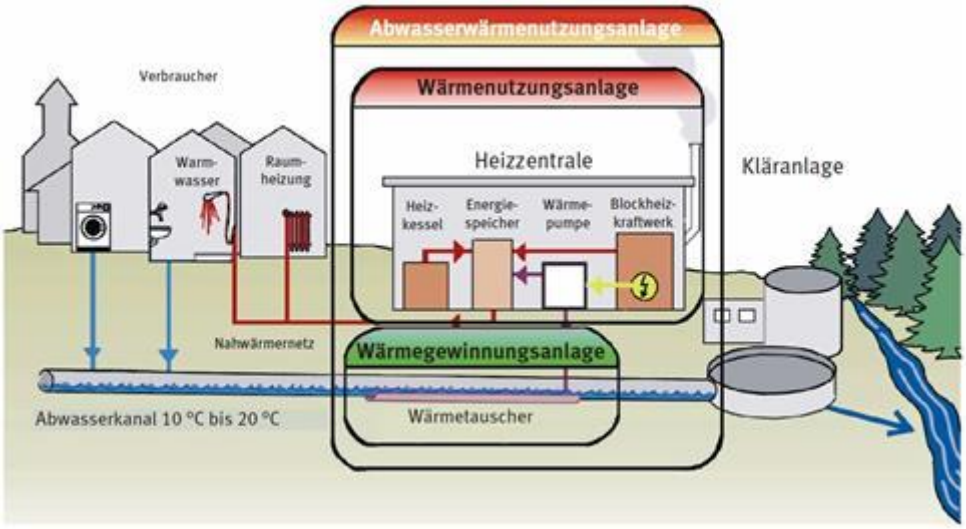


Abbildung 2-1: Schematische Darstellung der Abwasserwärmenutzung (DWA 2020)

2.2.2 Technische Randbedingungen

Abwasserwärmenutzungsanlagen können sowohl in bestehenden Gebäuden als auch in Neubauten eingesetzt werden. Der Vorteil von Neubauten besteht insbesondere im vorliegenden Freiheitsgrad im Planungsprozess. Entsprechend können die Abwasserwärmenutzungsanlage und die erforderlichen Leitungen in der Regel kostengünstiger umgesetzt werden als bei Bestandsgebäuden. Diese bieten jedoch den Vorteil, dass sie vorwiegend innerhalb eines Siedlungsgebiets liegen und somit von einem höheren Abwasservolumenstrom auszugehen ist (DWA 2009). Ob und in welchem Maße ein Einsatz der Abwasserwärmenutzung letztlich sinnvoll ist, muss immer im Einzelfall geprüft werden. Generell gibt es einige technische Randbedingungen, mit deren Hilfe eine grobe Potentialabschätzung möglich ist.

Das DWA Merkblatt 114 (2020) empfiehlt einen Mindesttrockenwetterabfluss (Mittelwert) von rund 10 l/s bis 15 l/s. Es wird an dieser Stelle jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass es auch realisierte Anlagen gibt, die ab 5 l/s wirtschaftlich darstellbar sind (DWA 2020). Generell verschlechtert sich die Relation von der nutzbaren Wärmeenergie und den Bau- und Betriebskosten bei geringeren Abwasservolumenströmen. Entsprechend positiv wirkt sich eine oberseitige Abwassereinleitung eines Entwässerungsteilnetzes oder von Großeinleitern aus Industrie und Gewerbe auf das vorliegende Potential aus (DWA 2009).

Neben dem Parameter der Abwassermenge ist insbesondere die vorliegende Abwassertemperatur ein weiterer Bestandteil einer wirtschaftlichen Abwasserwärmenutzungsanlage. Je höher die Abwassertemperatur, desto effektiver kann die nachgeschaltete

Wärmepumpe arbeiten. Darüber hinaus steigt auch die maximal zu entnehmende Wärmemenge in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur, ohne dass das Temperaturniveau des Abwassers die nachfolgenden Abwasserreinigungsprozesse negativ beeinflussen wird.

Zusätzlich zu den eben genannten Kriterien sind im folgenden weitere Randbedingungen zusammengefasst, die bei der Planung einer Abwasserwärmenutzungsanlage berücksichtigt werden sollten bzw. die Anwendung begünstigen:

- Hohe erforderliche Heizleistung (mindestens 100 kW)
- Nähe zum Kanal
- Hohe Bebauungsdichte
- Niedertemperatur-Heizsysteme
- Ganzjähriger Wärme- bzw. Kühlbedarf
- Anstehende Heizungssanierung
- Kombination von Abwasser-Wärmepumpe mit Gasmotor-Blockheizkraftwerk
- Größe und Lage des Kanals
- Zugänglichkeit
- Verbindung zum Objekt
- Kanalzustand

(Deutsche Bundesstiftung Umwelt 2009)

- Kanalgefälle zwischen 1 und 10 Promille
- Fließgeschwindigkeit zwischen 0,2 und 0,8 Meter je Sekunde
- Hydraulische Auslastung des Kanals zwischen 5 und 40 Prozent

(Schinnerl et al. 2007).

Weiterhin ist auch zu unterscheiden, ob das vorliegende Abwassersystem per Trenn-, oder Mischsystem entwässert, da in der Regel unterschiedliche Temperaturen anzunehmen sind. Das Abwasser im Schmutzwasserkanal der Trennkanalisation wird im Gegensatz zum Mischwasserkanal infolge von Regenereignissen nicht so stark verdünnt und erfährt somit eine geringere Abkühlung.

Grundsätzlich sollte im Rahmen einer Kanalsanierungsmaßnahme respektive eines Kanalneubaus eine Potentialanalyse unter Berücksichtigung der zuvor genannten Randbedingungen durchgeführt werden. Infolge der anstehenden baulichen Veränderungen können mögliche Synergieeffekt genutzt werden. Die Nutzung dieser Synergieeffekte kann zu einer Kosteneinsparung führen – wie Erfahrungen aus der Schweiz zeigen (Schmid 2007).

Neben dem reinen Entwässerungskanal können auch andere Bauwerke des Entwässerungssystems, wie beispielsweise Stauraumkanäle, Schächte oder Pumpwerke mit entsprechenden Wärmeübertragern versehen werden, sodass diese auch für

eine Wärmenutzung infrage kommen und prinzipiell bei einer Potentialermittlung zu berücksichtigen sind (Hamann 2015).

Bei der Planung und Auslegung der einzubauenden Abwasserwärmeübertrager, müssen gewisse siedlungswasserwirtschaftliche Anforderungen befolgt werden. So müssen Wärmeübertrager gewählt werden, die die folgenden Forderungen erfüllen:

- Hydraulische Funktionsfähigkeit
- Betriebssicherheit
- Geringe Verschmutzungsanfälligkeit (Sielhaut[4])
- Zugänglichkeit
- Korrosionsbeständigkeit
- Hochdruckspülfestigkeit
- Sanierbarkeit
- Wartungsmöglichkeit
- Keine Beschädigungen durch Einbauverfahren

(Biesalski 2015; DWA 2009)

Zu berücksichtigen bei der Abwasserwärmenutzung sind außerdem gewisse Bedingungen von Seiten der Kläranlage. Vor allem die biologische Reinigung des Abwassers, insbesondere die Nitrifikation und Denitrifikation, wird bei sinkenden Abwassertemperaturen negativ beeinflusst (vgl. Kapitel 4.9). Insofern muss bei der Planung eines Abwasserwärmenutzungssystems zuvor eine Abschätzung hinsichtlich der Auswirkungen der Wärmeentnahme im Kanal auf den Zulauf der Kläranlage erfolgen (DWA 2020). Dabei spielt es eine Rolle, wo im bestehenden Kanalnetz die Wärme entnommen wird. Je länger der anschließende Fließweg zur Kläranlage noch ist, desto unproblematischer ist in der Regel die Entnahme, da durch weitere Zuströme der besehende Volumenstrom vermischt wird und sich die Temperatur im weiteren Verlauf an die Umgebungstemperatur, d. h. die des Erdreiches anpasst.

Generell gilt, dass „durch einen zusätzlichen Wärmeentzug in der Haltung […] die Abwassertemperatur am Eintritt Klärwerk max. 0,5 K tiefer liegen [darf], als im Normalbetrieb üblich (Bagatellgrenze). Dabei ist zu beachten, dass die gesamten Abwasserkanäle inkl. Druckrohrleitungen praktisch Abwasserwärmeübertrager sind. Da diese Bauwerke nicht mit einer Wärmedämmung versehen sind, geben sie die Abwasserwärme an das umgebende Erdreich ab. Vom Gebäudeaustritt (25 °C) bis zum Klärwerk (10-12 °C) verliert dadurch das Abwasser seine Wärmeenergie maximal bis zur Temperatur des Erdreiches. Eine Wärmeentnahme in der Haltung wirkt sich daher nicht

[4] Als Sielhaut wird ein Biofilm beschrieben, der sich in Abwasserkanälen bzw. -bauwerken auf den inneren Oberflächen bildet (DWA 2020; Böhm 1989; DWA 2019).

zwangsweise bis zum Klärwerk aus, lediglich der Wärmeverlust ins Erdreich wird geringer“ (Lang 2011, 7/05).

2.2.3 Wärmeübertragerarten

Das System der Abwasserwärmenutzung kann aufgrund der unterschiedlichen am Markt etablierten Wärmeübertragerarten an verschiedenen Stellen innerhalb der Abwasserinfrastruktur eingesetzt werden (Abbildung 2-2). So ist es möglich, hausinterne Systeme zu nutzen, die direkt auf der Liegenschaft installiert werden. Zudem werden Systeme angeboten, die im oder in unmittelbarer Nähe zum Abwasserkanal genutzt werden können. Zusätzlich besteht die Installationsmöglichkeit der Wärmeübertrager auf bzw. nach der Kläranlage.

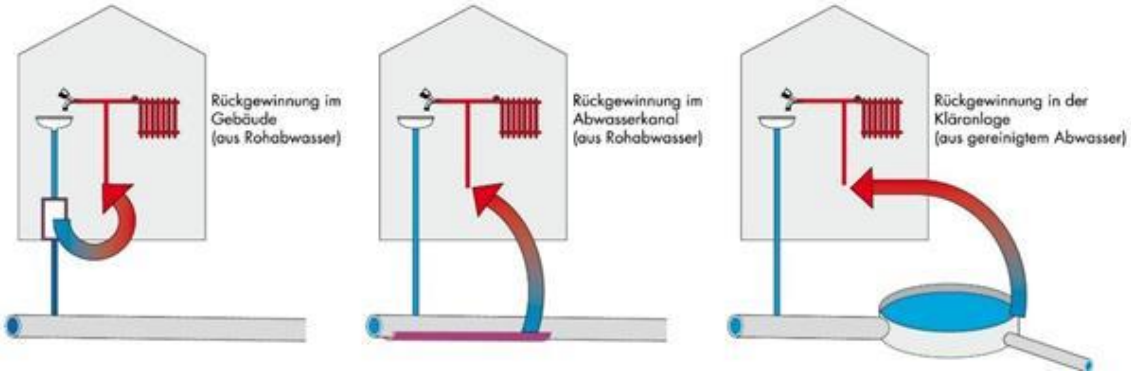


Abbildung 2-2: Standorte zur Wärmegewinnung aus Abwasser (DWA 2009)

Einige Vor- und Nachteile der eben genannten Standorte sind in der folgenden Tabelle 2-1 dargestellt, bevor in den nächsten Unterkapiteln einige Wärmeübertragerbeispiele für die entsprechenden Orte der Wärmegewinnung beschrieben sind.

Tabelle 2-1: Vor- und Nachteile verschiedener Standorte der Wärmegewinnung (DWA 2020)

Ort der Wärmegewinnung	Vorteile	Nachteile
im Gebäude	- relativ hohe Abwassertemperaturen - sehr kurzer Wärmetransportweg - Betreiber = Wärmeverbraucher - netzunabhängiger Betrieb - kein Einfluss durch Niederschlagswasser	- geringer Abfluss mit tageszeitlich großen Schwankungen - störende Abwasserinhaltstoffe - dezentrale Anlagen mit hohem Betriebsaufwand

Im Entwässerungssystem	- größere Abwassermengen - Abwasserinhaltsstoffe teilweise homogenisiert - kurze bis mittlere Wärme-transportwege - Erdreich als Zwischen-energiespeicher	- Abhängigkeit von Netzbetreiber - Einbauten bedingen Überwachung - Einfluss auf Abwasserreini-gung (in Abhängigkeit von der Entzugsmenge)
Auf bzw. nach der Kläranlage	- kein Einfluss auf Abwasserreini-gung (wenn WGA nach der bio-logischen Stufe der Kläranlage) - größte Abwassermenge und damit größtes Wärmeangebot - benutztes Abwasser ist gereinigt	- oft keine Abnehmer in der Nähe - dadurch oft sehr langer Wärmetransportweg

2.2.4 Wärmeübertrager für die Wärmeentnahme innerhalb von Gebäuden

Zunächst muss unterschieden werden zwischen Wärmeübertragern, innerhalb der Gebäude und Wärmeübertragern, die auf der entsprechenden Liegenschaft installiert sind. Unterschiede gibt es auch hinsichtlich der hausinternen Wärmebereitstellung, da zum einen die Möglichkeit der Direktübertragung auf die Warmwassernutzung besteht und zum anderen unter Zuhilfenahme einer entsprechenden Wärmepumpe (Hamann 2015). Ein mögliches Beispiel für die direkte Wärmerückgewinnung im Gebäude ohne Unterstützung einer Wärmepumpe sind Duschrinnenwärmetauscher, welche meist in Form eines Doppelrohrwärmetauschers zum Einsatz kommen. Der Wärmeübertrager kann dabei sowohl in einer entsprechenden Duschwanne als auch im Rohrleitungs-system eingebaut werden, falls eine Grauwassertrennung vorhanden ist (Hamann 2015). Die zurückgewonnene Wärme kann schließlich als „Unterstützung des Heiz-systems dem Heizungsvorlauf oder direkt wieder der Dusche und somit der Warmwas-serversorgung zugeführt werden“ (Hamann 2015, S. 70).

Als weitere Beispiele für hausinterne Wärmeübertrager sind Halbschalen-Absorber, Druckrohrwärmeübertrager, flexible Wärmeübertrager und Wärmeübertrager für offene Strömungen zu nennen. Im Zuge des Wandels von herkömmlichen Sanitärsystemen zu neuartigen besteht auch die Chance, die dabei anfallende Wärme direkt mit zu nutzen. Zusätzliche Optionen zur Wärmeentnahme innerhalb der Liegenschaften bieten Schacht-Wärmeübertrager oder sogenannte Energie-Trichter. Diese Systeme eignen sich besonders bei einem diskontinuierlich anfallenden Abwasservolumenstrom, da sie diesen sammeln und somit ein kontinuierliches Wärmedargebot liefern können.

2.2.5 Wärmeentnahme im Entwässerungssystem

2.2.5.1 Interne Wärmeübertrager

Zur Wärmeentnahme im Entwässerungssystem kann aktuell auf verschiedene Wärmeübertragersysteme zurückgegriffen werden. Generell kann man dabei zwischen internen und externen Wärmeübertragungssystemen im Kanal unterscheiden. Ein Beispiel für die interne Nutzung stellen die **in der Kanalrohrsohle integrierten Wärmeübertrager** dar, die direkt während der Fertigung eingebaut werden. Die Wärmeübertrager werden werkseitig so in den Beton- bzw. Stahlbetonrohren angeordnet, dass ein strömungsgünstiger Wärmeübertrag zwischen dem Abwasser und dem Wärmeträgermedium im Wärmeübertrager erfolgen kann. Bei Kanälen mit einer hohen hydraulischen Auslastung begünstigt eine wendelförmige Positionierung der Wärmeübertragerrohre über den kompletten Wandquerschnitt die Wärmeübertragung zusätzlich (Körkemeyer 2013).

Die Vorteile dieses werkseitig eingebauten Rohrwärmeübertragers sind zum einen, dass keine Verjüngung des Kanalquerschnitts erfolgt und zum anderen, dass kein direkter Kontakt zwischen Abwasser und Wärmeübertrager ermöglicht wird. Demgegenüber stehen Einbaufehler und Probleme mit Setzungen, die in der Folge erhebliche Betriebsstörungen hervorrufen können. Auch ist der Wärmeübertrager nach dem Verbau nicht mehr zugänglich, weder für Instandhaltungsmaßnahmen, den Rückbau oder Erweiterungsmaßnahmen (Müller et al. 2013). Vorausgesetzt der Einbau erfolgte ordnungsgemäß, so stellt diese Möglichkeit insbesondere bei neu zu erstellenden Abwasserkanälen eine wirtschaftliche Lösung dar, die vielerorts schon erfolgreich umgesetzt wurde.

Den aktuell am häufigsten eingebauten Wärmeübertrager im Entwässerungssystem stellt der **Rinnenwärmeübertrager** aus Edelstahl dar. Dabei wird zwischen Wärmeübertragern für Freispiegelkanäle und Druckrohrleitungen unterschieden. Beim Einsatz im Freispiegelkanal ist es möglich, die entsprechenden Rinnenwärmeübertrager in den Kanal nachträglich einzuziehen. In Abhängigkeit von der vorliegenden Abflussmenge können unterschiedliche Wärmeübertragerformen eingesetzt werden. Entsprechende Beispiele sind u. a. Müller et al. (2013) und Müller et al. (2019b) zu entnehmen. Bei geringen vorliegenden Abwasservolumenströmen bieten sich beispielsweise Wärmeübertrager mit entsprechender Trockenwetterrinne an. Vorteilhaft ist die Überströmung der Trockenwetterrinnenfläche mit entsprechenden Wärmeentzug auch bei einem geringen Wasserstand. Generell muss „der einzubauende Wärmetauscher […] beim Abfluss der maßgebenden Abwassermenge in der Kanalisation (mittlerer Trockenwetterabfluss) ganz im Abwasser eingetaucht sein“ (Rometsch et al. 2004, S. 72). Aus diesem Grund

ist es zu empfehlen, den Wärmeübertrager für den Trockenwetterabfluss in den Winter-Nachtstunden auszulegen, um eine Überflutung des Wärmeübertragers auch in dem Fall des minimalen Abwasseraufkommens zu gewährleisten und eine ausreichende Wärmemenge zur Verfügung stellen zu können (Schmid 2007). Der Einsatz dieser Systeme ist jedoch mit einer gewissen Querschnittsreduzierung verbunden, was zu einer verminderten hydraulischen Leistungsfähigkeit führen kann, weshalb vorab eine Berechnung der Kanalhydraulik erfolgen muss (Biesalski 2015). „Bei hydraulischer Aus- bzw. Überlastung der betreffenden Kanalnetzabschnitte können diese Systeme nicht eingesetzt werden. Vor diesem Hintergrund wurden sehr flache Systeme speziell für den hydraulisch (fast) ausgelasteten Wärmetauscher entwickelt […]" (Müller et al. 2013, S. 17).

In der Regel werden die internen Wärmeübertrager aus Edelstahl angeboten, da Edelstahl gute Verarbeitungsmöglichkeiten und gute Wärmeübertragungseigenschaften bietet. Für jedes Projekt wird letztlich ein speziell auf dieses angepasster Wärmeübertrager angefertigt. Die in den Kanal einzubauenden Wärmeübertrager gelten dabei als sehr betriebssicher und nahezu wartungsfrei (Biesalski 2015). Beim nachträglichen Einbau werden die vorgefertigten Module (inklusive der benötigten Vor- und Rücklaufleitungen) über die bestehenden Kanalschächte in das Abwassersystem eingelassen und anschließend modular aneinandergereiht. Diese modulare Bauweise bietet somit die Möglichkeit, auch im Nachgang einzelne Module auszutauschen, notfalls für notwendige Sanierungsmaßnahmen auszubauen oder das System um weitere Wärmeübertragermodule zu erweitern.

2.2.5.2 Externe Wärmeübertrager

Als Alternative zu den zuvor genannten internen Wärmeübertragern besteht auch die Möglichkeit, ein sogenanntes externes **Bypass-System** zu wählen. Dieses System kann unabhängig von Größe und Profil des Abwasserkanals eingesetzt werden. Das System besteht dabei aus einem Bypass mit Siebanlage, einer Abwasserpumpe und einem Wärmeübertrager, der meist zusammen mit der entsprechenden Wärmepumpe in der Heizzentrale steht. Die Wärmegewinnung erfolgt durch die Entnahme eines Teilstroms, welcher in der Regel über eine Siebstufe in einen neu zu bauenden Entnahmeschacht fließt. Von dort wird das Abwasser zum Wärmeübertrager gepumpt und erwärmt dort den Wärmeträger, der zur Wärmepumpe weitergeleitet wird. Das abgekühlte Abwasser fließt anschließend über eine entsprechende Freispiegelleitung zurück in den bestehenden Abwasserkanal (Stodtmeister 2015). Entsprechende Beispiele sind u. a. Müller et al. (2013), Müller et al. (2019b) und DWA (2020) zu entnehmen.

„Vorteile dieser Systeme sind, dass hydraulisch nicht in das Entwässerungssystem eingegriffen wird, der bauliche Eingriff (Anschlussstutzen) gering ist und die vergleichsweise kompakten Wärmetauscher aufgrund der Verwendung von vorgereinigtem Abwasser und ggf. einer Reinigungseinrichtung zur Sielhautentfernung sehr effizient sind“ (Müller et al. 2013, S. 20). Als Wärmeübertrager kommen dabei insbesondere Doppelrohr-, Platten- und Rohrbündelwärmeübertrager in Frage (DWA 2009).

Die eingesetzten Wärmeübertrager besitzen in der Regel einen eigenen, automatisierten Reinigungsmechanismus, der die Auswirkungen des Biofilms vermindert und zeitgleich die Wärmeentzugsleistung erhöht. Dabei werden über spezielle Reinigungseinheiten die Wärmeaustauschrohre des Wärmeübertragers gereinigt und der hierbei anfallende Feststoff gesammelt und anschließend automatisiert abgeführt. Durch den externen Entnahmeschacht entsteht ein zusätzlicher Platzbedarf, welcher bei der Planung und Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zu beachten ist. Zusätzlich zu dem eben genannten oberirdischen Platzbedarf ist auch von weiteren Betriebskosten auszugehen, da zum einen die Abwasserpumpe und die Reinigungstechnik einen gewissen Energiebedarf haben und in regelmäßigen Abständen Wartungs- und Unterhaltskosten anfallen (Biesalski 2015).

Aufgrund der durchzuführenden Baumaßnahmen sind die Investitionskosten im Vergleich zu kanalinternen Wärmeübertragern höher, die Kosten je Kilowatt Entzugsleistung jedoch geringer. Dies ist mit der geringeren Verschmutzung des genutzten Abwasserteilvolumenstroms (Vorsiebung), dem automatisierten Reinigungsvorgang und insbesondere den effizienteren, externen Wärmeübertragern zu erklären. Je größer die geforderte Entzugsleistung, desto konkurrenzfähiger bzw. wirtschaftlicher ist ein solches System im Vergleich zu den kanalinternen Wärmeübertragern. Ein weiterer Vorteil stellt die gute Zugänglichkeit des Wärmeübertragers dar, was eine optimale Wartung ermöglicht. Aufgrund der automatisierten Reinigungsmöglichkeit insbesondere in Bezug auf die Sielhaut muss der externe Wärmeübertrager im Gegensatz zu den im Kanal angebrachten Wärmeübertragern nicht überdimensioniert werden (Döbler 2015).

Eine weitere Möglichkeit, dem Abwasser Wärme zu entziehen, bietet ein spezieller **Inliner**, der auf der Schlauchlinertechnologie basiert, die bisher zur Sanierung schadhafter Abwasserkanäle genutzt wurden. Als Einsatzbereiche kommen für den Kunststoffwärmeübertrager Kanaldurchmesser von DN 300 – 1600 in Frage. Das Verfahren ermöglicht es somit auch, nicht begehbare Kanalabschnitte mit dieser Technologie zu versehen. Der modifizierte Liner kann sowohl in schadhaften als auch in schadensfreien Haltungen eingebracht werden. Je nach örtlichen Gegebenheiten kann der äußere glasfaserverstärkte Kunststoff-Liner (GFK-Liner) lediglich als Schutzschicht

zwischen der Wärmeübertragermatte und der Rohrwandung dienen oder im Schadensfall die Funktionsfähigkeit wiederherstellen. Um den projektspezifischen Anforderungen zu entsprechen, ist es möglich, den GFK-Liner in unterschiedlichen Dicken einzusetzen. Neben dem äußeren Liner wird mittig in der Kanalsohle „eine Röhren durchgezogene Kunststoffmatte eingebracht, mittels welcher dann über den Inliner dem Abwasser die Wärme entzogen werden kann […]“ (Müller et al. 2013, S. 25). Zum Schutze der eingezogenen Wärmeübertragermatte, wird ein zusätzlicher dünner Schutzliner eingezogen, der den Wärmeübertrager und das Abwasser voneinander trennt. Der eingesetzte GFK-Liner weist eine deutlich geringere Wärmeleitzahl auf als ein vergleichbarer Wärmeübertrager aus Edelstahl. Dies hat zum einen Auswirkungen auf die Entnahmeleistung pro Meter Kanal, da im Vergleich zu einem Edelstahlwärmeübertrager mehr Fläche benötigt wird, und zum anderen reagiert das System aufgrund der Materialeigenschaft verzögert auf sich ändernde Abwassertemperaturen. Somit sind in der Regel nur geringe Schwankungen bei der Wärmeübertragung festzustellen. Der Vorteil dieses Systems liegt darin, dass bei einer anstehenden Kanalsanierung dieser spezielle Wärmeübertrager direkt mit eingebaut werden kann, wodurch entsprechende Synergien genutzt werden können. Des Weiteren ist aufgrund der Materialeigenschaften dieses Wärmeübertragersystems von einer gewissen Wärmedämmung gegenüber dem umgebenden Boden auszugehen. Durch den Einsatz des erprobten Schlauchlinerverfahrens werden darüber hinaus weder hydraulische Beeinträchtigungen noch ein Mehraufwand für Reinigung und Wartung des Kanals verursacht.

2.2.6 Wärmeentnahme im Ablauf der Kläranlage

„Wärmenutzung auf der Kläranlage erfolgt optimaler Weise nach der biologischen Reinigungsstufe. Nach diesem Schritt findet keine Beeinflussung des Abwasserreinigungsprozesses durch zu geringe Temperatur mehr statt. Auf der Kläranlage steht Abwasser meist in großen Mengen zur Verfügung, sodass hier große Mengen Energie zurückgewonnen werden können“ (Döbler 2015, S. 73). Dieses große Energiepotential resultiert auch daraus, dass es keine Begrenzungen hinsichtlich der Abkühlung des Abwassers gibt, das die Kläranlage verlässt. Somit besteht die Möglichkeit, den im Ablauf der Kläranlage vorliegenden Volumenstrom stärker abzukühlen als im Abwassersystem vor der Kläranlage. Eine Abkühlung des Abwassers ist für das aufnehmende Gewässer aus Gewässergütegründen sogar vorteilhaft. Durch die Nutzung des gereinigten Abwassers können i. d. R. auch effizientere Wärmeübertrager zum Einsatz kommen, wie beispielsweise entsprechende Rohrbündelwärmeübertrager (Müller et al. 2013). Als Nachteil sind die fehlenden potentiellen Wärmeabnehmer in unmittelbarer Nähe zu nennen. Aufgrund der typischen geografischen Lage einer Kläranlage

(außerorts) stehen neben der Kläranlage selbst meist wenige bis keine potentiellen Wärmeabnehmer zur Verfügung.

2.2.7 Sonstige Wärmeentnahmesysteme

Auch im Fall von **Druckrohrleitungen** sind geeignete Wärmeübertragersysteme am Markt verfügbar, die aus Einzelkomponenten bestehen und vor Ort zu einem Doppelrohrwärmeübertrager zusammengebaut werden (Rhode et al. 2015). Der montierte Wärmeübertrager besteht schließlich „aus einem inneren Mediumgussrohr […] sowie einem äußeren Mantel-Gussrohr […] (Rhode et al. 2015, S. 105). Das als Wärmequelle dienende Abwasser durchfließt im Betrieb das innere Mediumrohr. Im Ringspalt zwischen den beiden Rohren zirkuliert Wasser im Gegenstromprinzip und entzieht dem Abwasser die entsprechende Wärmemenge, die auf den Wasserkreislauf übertragen wird (Rhode et al. 2015). Denkbar ist auch ein Einsatz dieses Systems im Trinkwasserbereich, um die dort bisher ungenutzten Potentiale zu heben.

Ein weiteres System der Abwasserwärmenutzung stellt die **Kombination aus Abwasser- und Erdwärme** dar. Dabei nutzt ein industriell gefertigter Doppelrohrwärmeübertrager aus Kunststoff neben der Abwasserwärme auch die vorliegende Erdwärme (Müller et al. 2013, Müller et al. 2019b, DWA 2020). Durch die außenliegenden Stützschläuche der Abwasserwickelrohre strömt dabei ein Wärmeträgermedium, welches dem Abwasser und Erdreich entsprechend Wärme entzieht, bevor dieses anschließend an die Wärmepumpe weitergeleitet wird (Läufle 2015). „Man entzieht ca. 20 Prozent Wärmeenergie aus dem Abwasser direkt und 80 Prozent aus dem vom Abwasser erwärmten Erdreich. Das Erdreich mit seiner Speicherfunktion ist gerade in den Fällen wichtig, wenn diskontinuierlich Abwasser mit unterschiedlichen Temperaturhöhen anfällt. Man kann über die Pufferwirkung eine relativ gleichbleibende und verlässliche Wärmeentzugsleistung erzielen. [...] [Im Prinzip stellt dieses System] eine optimierte waagerechte Geothermiesonde“ (Läufle 2015, 93 f.) dar. Dadurch, dass die vorliegende Wärmequelle höhere Temperaturen liefert als die klassische Geothermie, können die nachgeschalteten Wärmepumpen effizienter arbeiten (Läufle 2015).

2.2.8 Wärmepumpe

Neben den zuvor dargestellten Wärmeübertragern, die dem Abwasser die Wärme entziehen, stellt die Wärmepumpe die zweite wichtige Komponente einer Abwasserwärmenutzungsanlage dar. Die Wärmepumpe hebt dabei die Wärme, die von den Ab-

wasserwärmeübertragern zur Verfügung gestellt wird, auf ein höheres Temperaturniveau an, welches letztlich für die Warmwasserbereitung bzw. Heizzwecke ausreichend ist (DWA 2020).

Dabei erfolgt die Anhebung des Temperaturniveaus in der Regel über zwei Wärmeübertrager. So ist der erste Abwasserwärmeübertrager über einen Zwischenkreislauf, der mit einem entsprechenden Wärmeübertragungsmedium gefüllt ist, mit dem Verdampfer der Wärmepumpe verbunden. Der durch den Verdampfer fließende Zwischenkreislauf weist dabei eine höhere Temperatur auf, als das bei geringem Druck flüssige Kältemittel. Durch diese Temperaturdifferenz wird eine Wärmeübertragung vom Zwischenkreislauf (Wärmequellkreislauf) auf das Kältemittel erzeugt, was zum Sieden und Verdampfen des Kältemittels führt. Im Verdichter wird der Kältemitteldampf verdichtet, wodurch der Druck und die Temperatur des Kältemittels zunehmen. Das Verdichten erfolgt dabei in der Regel durch einen Kompressor, der elektrisch oder über einen Gasmotor betrieben wird. Das den zweiten Wärmeübertrager (Verflüssiger) durchströmende Heizwasser weist eine geringere Temperatur auf als die Verflüssigungstemperatur des Kältemittels. Somit erfolgt eine Abkühlung und letztlich eine Verflüssigung des Kältemitteldampfes. Dabei wird die zuvor im Verdampfer aufgenommene Energie zusammen mit der zusätzlich im Verdichter eingebrachten Energie auf den kühleren Heizwasserstrom übertragen. Anschließend wird das Kältemittel über ein entsprechendes Entspannungsventil in den Verdampfer zurückgeführt. Dabei erfolgt ein Druckverlust, so dass letztlich im Verdampfer wieder die ursprüngliche Ausgangssituation vorliegt (DWA 2020). Das Schema eines solchen Wärmepumpenkreislaufes ist in Abbildung 2-3 dargestellt.

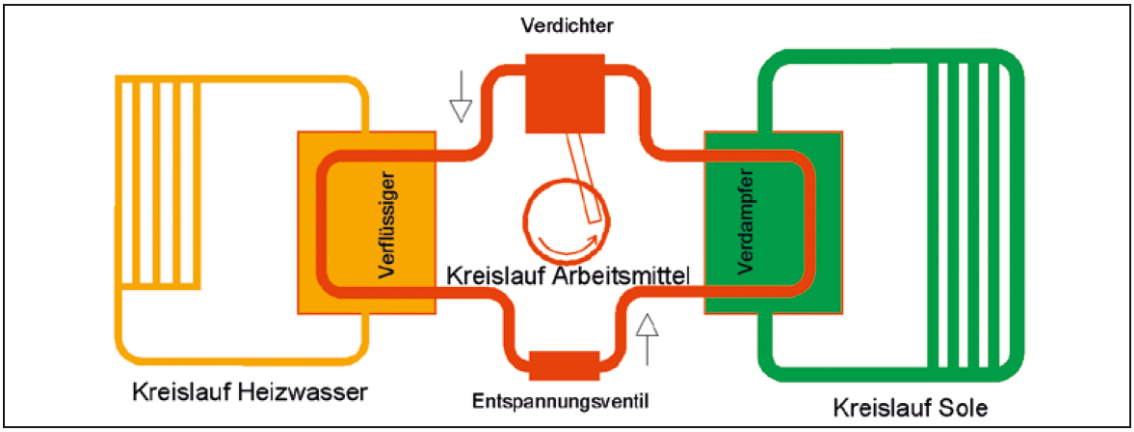


Abbildung 2-3: Schema Wärmepumpenkreisläufe (Hamann 2015)

Grundsätzlich kann zwischen Sorptions- und Kompressionswärmepumpen unterschieden werden, die sich im Vorgang des Verdichtens unterscheiden. Sind bei Sorptionswärmepumpen chemisch-physikalische Vorgänge für das Verdichten des Kältemittels

verantwortlich, so sind bei Kompressionswärmepumpen mechanische Verdichter im Einsatz, die z. B. durch einen Elektromotor angetrieben werden (DWA 2020).

Die dem Abnehmer zur Verfügung gestellte Nutzwärme ergibt sich somit aus der immanenten und angereicherten Abwasserwärme und einem entsprechenden Anteil elektrischer Energie. Der Wirkungsgrad der verwendeten Wärmepumpenanlage wird über die Leistungszahl (LZ) des Carnot-Prozesses (ε_c) dargestellt, die auch als COP (*coefficient of performance*) bekannt ist und wird definiert „als Quotient aus abgegebener Wärmeenergie […] zu hineingesteckter mechanischer Arbeit […]“ (Demtröder 2018, S. 299). Dabei gilt: Je größer die LZ (ε_c), desto effizienter und wirtschaftlicher die Wärmepumpe. Im Vergleich zur Leistungszahl, die in der Regel an einem Versuchsstand ermittelt wird, stellt die Jahresarbeitszahl (JAZ) die Effizienz einer Wärmepumpenanlage im praktischen Betrieb dar (Häfner et al. 2015).

Aktuell sind Wärmepumpen mit einer Leistungszahl von größer 4 als effizient anzusehen. Aus Abbildung 2-4 geht hervor, dass die Leistungszahl der Wärmepumpe in direkter Abhängigkeit zur vorliegenden Temperaturdifferenz zwischen Quelltemperatur (z. B. Abwassertemperatur) und Vorlauftemperatur der Heizungsanlage steht. Die dem Diagramm zugrundeliegenden Daten basieren auf einer vereinfachten Berechnung der theoretisch größten Leistungszahl über den Carnot-Prozess (2-2). Dieser Wert ist in der Praxis nicht zu erzielen, da Faktoren wie beispielsweise der Temperaturabfall zwischen dem Verdampfer und Verflüssiger beim Übergang auf das Heizungswasser in der Berechnung nicht berücksichtigt werden. Aus diesem Grund sind die dargestellten Leistungszahlen mit einem Korrekturfaktor von 0,45 bis 0,5 zu verrechnen (Grote et al. 2015; Wolf et al. 2014).

$$\varepsilon_c = \frac{T_V}{T_V - T_Q} \tag{2-2}$$

ε_c	*Leistungszahl*
T_V	*Vorlauftemperatur [K]*
T_Q	*Wärmequelltemperatur [K]*

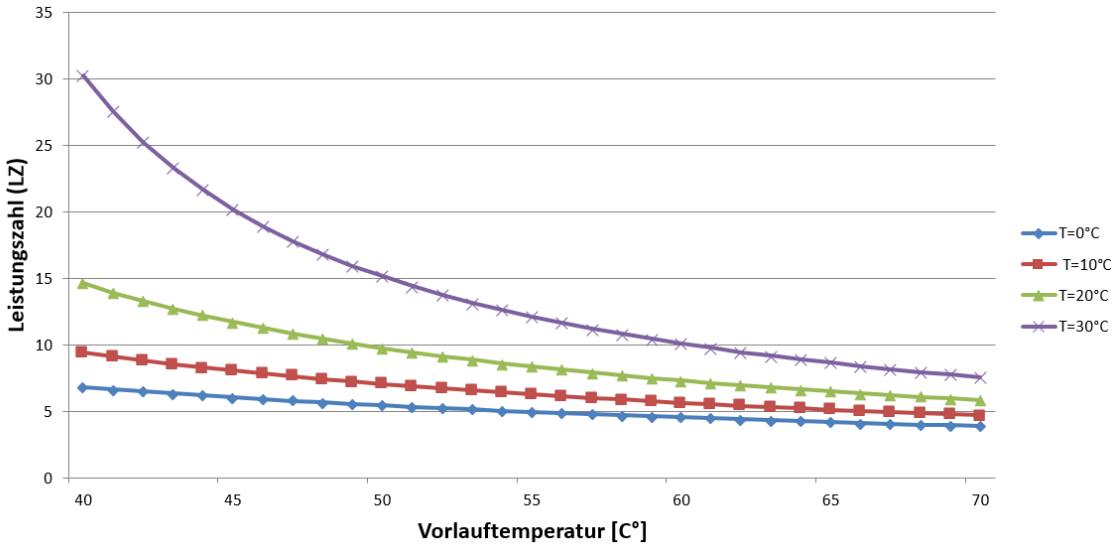


Abbildung 2-4: Abhängigkeit der Leistungszahl von der geforderten Vorlauftemperatur und der vorliegenden Quelltemperatur nach Gleichung (2-2) (Glöckner 2017)

2.2.9 Wärmeverluste im Kanal

Der Wärmeenergiegehalt des Abwassers wird mit dem Abwasservolumenstrom transportiert und ist abhängig von der Abwassertemperatur, dem Volumenstrom und den Wärmeverlusten. Generell treten im Kanal Wärmeverluste als Folge von Wärmeaustausch zwischen Abwasser und Umgebung auf, da das Abwasser in der Regel wärmer ist als die Umgebung. Die entsprechenden Wärmetauschprozesse im Abwasserkanal sind Abbildung 2-5 zu entnehmen.

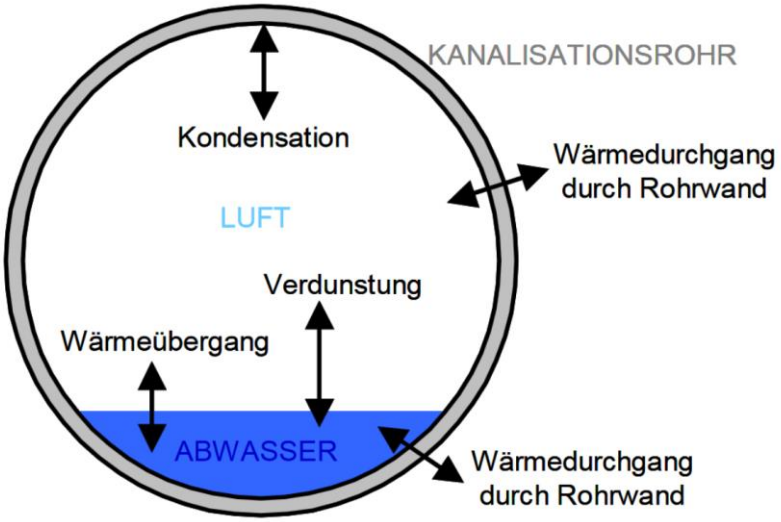


Abbildung 2-5: Wärmeübertragungsprozesse im Abwasserkanal (Buri et al. 2005)

Modell zu Wärmeübertragungsprozessen von Bischofsberger und Seyfried (1984)
Das von Bischofsberger et al. (1984) entwickelte mathematische Modell berücksichtigt neben der Änderung des Volumenstroms (in Abhängigkeit von der Zeit) auch den Wärmedurchgang durch die Rohrwand in das Erdreich und das Grundwasser, den Wärmeübergang an die Kanalluft, die Erwärmung des Abwassers durch Wandreibung und innere Reibung, die an der Abwasseroberfläche stattfindende Verdunstung und den Wärmetransport im Abwasserstrom (Bischofsberger et al. 1984). Die Erwärmung des vorliegenden Abwassersvolumenstroms durch die Wandreibung und innere Reibung sowie die Wärmelängsleitung im Abwasser erwiesen sich dabei als vernachlässigbar. Folglich dominieren der Wärmedurchgang vom Abwasser durch die Rohrwand, die Abwasserverdunstung sowie der Wärmeübergang vom Abwasser in die Kanalatmosphäre (Bischofsberger et al. 1984).

Die Untersuchungen von Bischofsberger et al. (1984) haben gezeigt, dass insbesondere bei Hausanschlussleitungen und Nebensammlern große Temperaturverluste auftreten. Dies sei vornehmlich auf den geringen Abwasservolumenstrom und die geringen Rohrwandstärken (geringe Isolierung) zurückzuführen. Bei einem Abwasservolumenstrom von mehr als 100 l/s seien hingegen keine signifikanten Temperaturveränderungen mehr festzustellen (Bischofsberger et al. 1984).

Modell zu Wärmeübertragungsprozessen von Wanner (2004)
Das von Wanner (2004) ausgearbeitete mathematische Modell ermöglicht die Berechnung einer örtlichen und zeitlichen Änderung der Abwassertemperatur im Abwasserkanal und basiert auf dem o. g. Ansatz von Bischofsberger et al. (1984). Die Modifizierung besteht darin, dass die Lufttemperatur und die relative Luftfeuchtigkeit als Variablen und nicht als feste Parameter im Modell Berücksichtigung finden.

Den Berechnungen von Wanner (2004) zufolge haben die Abwassertemperatur, die Temperatur der Luft, die relative Luftfeuchtigkeit sowie die Abwassermenge den größten Einfluss auf die Wärmeverluste. Eine Abkühlung des vorliegenden Abwasservolumenstroms auf unter 8 °C führe infolge der Wärmetauschprozesse mit der Umgebung zu einem Wärmegewinn des Abwassers. Weder auf kurze noch auf lange Fließstrecken mit einer großen Aufenthaltszeit des Abwassers hat die Außenlufttemperatur einen signifikanten Einfluss. Hingegen wird bei langen Fließstrecken mit kurzen Aufenthaltszeiten ein markanter Einfluss auf die Abwassertemperatur deutlich (Wanner 2004).

Modell zu Wärmeübertragungsprozessen von Dürrenmatt (2006), Dürrenmatt & Wanner (2008)

Dürrenmatt (2006) entwickelte ein mathematisches Modell mit dem Ziel, ohne komplexe Messreihen eine Aussage zu auftretenden Wärmeverlusten im Längsverlauf der Abwasserkanäle treffen zu können. Das Modell baut auf dem stationären Modell nach Bischofsberger et al. (1984) auf und berücksichtigt ebenfalls die Erkenntnisse von Wanner (2004). Folglich liegt ein Modell vor, das „die zeitliche und räumliche Veränderung der Temperaturen von Abwasser und Kanalluft sowie der Wasserdampfbeladung in einem Kanalisationssystem beschreiben kann“ (Dürrenmatt 2006, S. i). Im Vergleich zu den erst genannten Modellen werden insbesondere zwei Aspekte ergänzt: zusätzliche Kondensationsschicht an der Kanalwand und Berechnung der Luftströmung mithilfe physikalischer Ansätze (Dürrenmatt 2006).

Im Detail werden für die Wärmeverlustberechnung im Abwasserkanal die Menge und Temperatur des Abwassers, die Temperatur des umliegenden Erdreichs, der im Kanal vorliegende Luftstrom, die Luftfeuchtigkeit sowie die Lufttemperatur im Kanal benötigt. Zusätzlich gehen geometrische und hydraulische Variablen sowie materialspezifische Parameter der Kanalisation in die Berechnung mit ein. In Abbildung 2-6 sind die Stoff- und Wärmeströme im Abwasserkanal schematisch dargestellt.

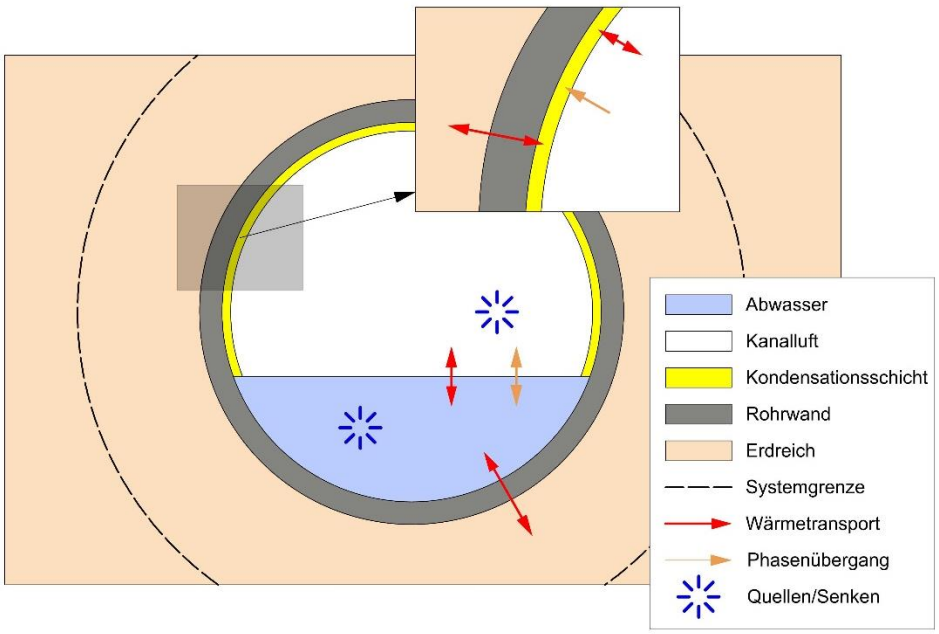


Abbildung 2-6: Schematische Darstellung der betrachteten Stoff- und Wärmeströme im Abwasserkanal (nach Dürrenmatt 2006)

Das mathematische Modell wurde in eine Software (*TEMPEST*) überführt, mit der eine dynamische Simulation der Abwassertemperatur ermöglicht wird. Anhand von Realdaten aus der Schweiz konnte die Software kalibriert und validiert werden (2008;

Dürrenmatt et al. 2014). Daraus ging hervor, dass insbesondere die vorliegende Abwassertemperatur sowie die Temperatur und die Wärmeleitfähigkeit des Bodens ausschlaggebende Parameter sind. Zu nennen ist darüber hinaus der Wärmeaustausch des Abwassers mit der Kanalatmosphäre, während die Temperaturveränderung infolge biologischer Prozesse zu vernachlässigen ist (2008; Dürrenmatt et al. 2014).

In einem späteren Forschungsprojekt (Steinmetz et al. 2013) wurde die aus dem Modell entwickelte Software auch an baden-württembergische Verhältnisse angepasst. Dabei wiesen die Simulationsergebnisse bei Transportkanälen eine sehr hohe Genauigkeit mit den in diesem Projekt tatsächlich gemessenen Werten auf. Im Gegensatz dazu seien die Simulationsergebnisse bei Sammelkanälen nicht zufriedenstellend gewesen. Der Grund für diese Abweichungen zwischen den Mess- und Simulationsdaten, könne auf die zuvor abgeschätzten Zuflüsse zurückzuführen sein. Die alternativ für jeden Zustrom benötigten Messreihen stellen an dieser Stelle keine wirtschaftlich vertretbare Option dar. Auffallend sei, dass eine tiefere Wärmeeinwirkung in den Boden stattfindet als bisher angenommen (Steinmetz et al. 2013).

Modell zu Wärmeübertragungsprozessen von Abdel-Aal (2015)

Neben dem zuvor beschriebenen Modell von Dürrenmatt und Wanner (2008) steht noch ein weiteres Modell zur Simulation von Wärmetauschprozessen im Abwasserkanal zur Verfügung. Ziel des von Abdel-Aal (Abdel-Aal 2015; Abdel-Aal et al. 2014) entwickelten mathematischen Modells ist es, ein benutzerfreundliches und auf die bedeutendsten Parameter bezogenes Modell zu entwickeln. Dabei sollen sowohl die Eingangsparameter als auch die Rechenzeit möglichst geringgehalten werden. Somit ergibt sich ein Modell, dass lediglich die Wärmetauschprozesse zwischen Abwasser und Kanalluft sowie Abwasser und Erdreich berücksichtigt. Diese Parameter können im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse als vorrangige Einflussparameter neben der Ausgangstemperatur des Abwassers ausgemacht werden (Abdel-Aal et al. 2014). Zusätzlich zu den genannten Parametern zur Ermittlung der Wärmeverluste über die Wärmetauschprozesse werden hydraulische Parameter, wie beispielsweise Füllhöhe und Fließgeschwindigkeit des Abwassers berücksichtigt (Abdel-Aal 2015). Die einzelnen Wärmetauschprozesse sowie die zugrundeliegenden Gleichungen werden in Kapitel 5.2.4 näher beschrieben.

Das auf Energiebilanzgleichungen beruhende Modell solle ein Hilfsmittel darstellen, um die Rentabilität und maximale Entzugsleistung einer Abwasserwärmenutzungsanlage im Kanalnetz bewerten zu können, ohne dabei eine Mindesttemperatur im Zulauf der Kläranlage zu unterschreiten (Abdel-Aal 2015; Abdel-Aal et al. 2014). Zur Kalibrierung und Validierung dieses Modells wurden von Abdel-Aal et al. (2014) und Abdel-Aal (2015) u. a. Messdaten zu Abwasser-, Kanalluft- und Bodentemperaturen an unterschiedlichen

Orten in einem Kanalnetz in Belgien erhoben. Die Auswertung dieser Daten hat gezeigt, dass die gemessene Bodentemperatur immer geringer als die Abwassertemperatur ist, die Lufttemperatur hingegen zeitweise auch höher. In allen Fällen erfolge eine Abkühlung des Abwassers, was darauf schließen lasse, dass der Einfluss des Bodens größer ist als der Einfluss der Kanalatmosphäre (Abdel-Aal 2015; Abdel-Aal et al. 2014). Letztlich bestätigten sich – so Abdel-Aal (2015) – die theoretischen Wärmetauschprozesse zwischen Abwasser und Kanalatmosphäre bzw. Abwasser und umgebenden Erdreich. Auch zeigte sich ein Zusammenhang zwischen Abwassermenge und Wärmeverlust insofern, als Kanäle mit geringerem Abwasservolumenstrom höhere Verluste aufweisen als solche mit hohem Abwasseraufkommen (Abdel-Aal 2015; Abdel-Aal et al. 2015; Abdel-Aal et al. 2018). Lange Restfließstrecken bis zur Kläranlage würden sich somit auch besonders gut für eine Abwasserwärmenutzung eignen, da sich das zuvor durch eine Abwasserwärmegewinnungsanlage gezielt abgekühlte Abwasser über den Fließweg in der Regel wieder auf ein bestimmtes Niveau erwärme (Abdel-Aal et al. 2014; Wanner 2004). Dies sei insbesondere auf den zuvor genannten Einfluss des Bodens auf die Wärmetauschprozesse im Kanal zurückzuführen. Wie den Simulationsergebnissen in Abbildung 2-7 zu entnehmen, verschiebe das Maß der Abwassertemperaturabkühlung lediglich den Zeitpunkt, an dem die Abwassertemperatur sich wieder einem üblichen Temperaturniveau angeglichen habe (Abdel-Aal et al. 2014). Neben dem genannten Einfluss des Bodens sind auch die seitlichen Zuflüsse und weitere Einleitungen in den Kanal für eine Erwärmung des Abwassers über den Fließweg verantwortlich (DWA-Themen 2010; Kretschmer et al. 2016; Steinmetz et al. 2013).

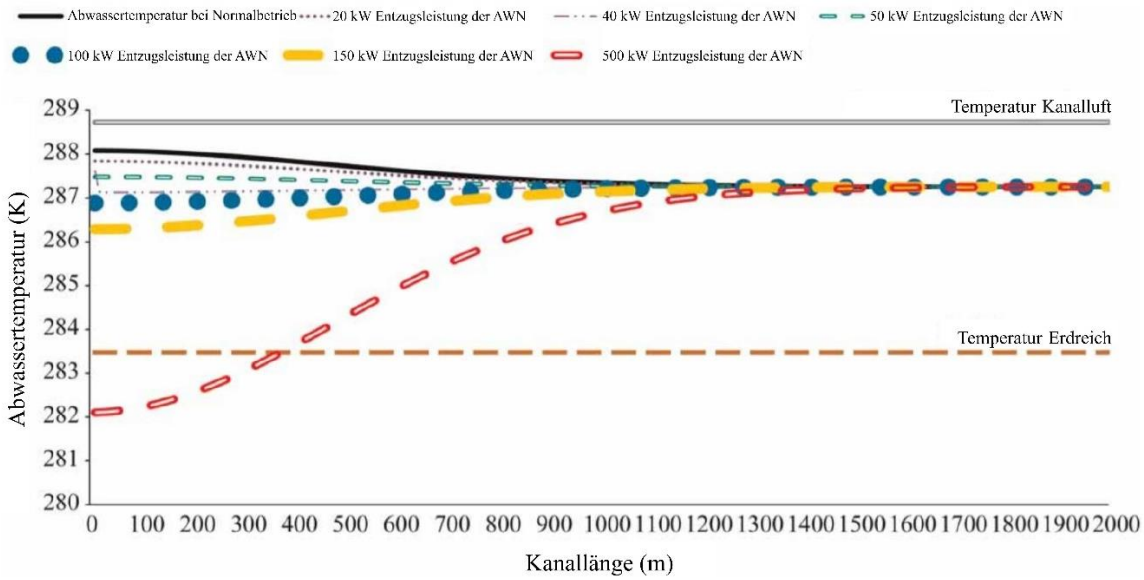


Abbildung 2-7: Anwendungsbeispiel der Temperaturentwicklung über eine Fließstrecke von 2 km bei unterschiedlich großen Abwasserwärmenutzungsanlagen (AWN) mithilfe des Modells (nach Abdel-Aal et al. 2014)

Die Simulationsergebnisse des Modells seien dabei stark abhängig von der Genauigkeit der benötigten Parameter (Abdel-Aal 2015; Abdel-Aal et al. 2015).

Abdel-Aal et al. (2015) überführte das bestehende Modell in ein Netzwerkmodell und trainiert dies mit zusätzlichen Daten. Infolge dieses „Trainings“ konnte aufgezeigt werden, dass die vorliegende Abwassertemperatur und die Lufttemperatur im Kanal ausreichen, um mithilfe dieses Netzwerkmodells eine Aussage über die Entwicklung der Abwassertemperatur vorzunehmen (Abdel-Aal et al. 2015).

Abdel-Aal et al. (2018) entwickeln das rechnergestützte Netzwerk-Wärmeübertragermodell mit dem Ziel weiter, das maximale Abwasserwärmenutzungspotential für ein gesamtes Kanalnetz zu ermitteln. Hierbei werden die zulässige Abwassertemperatur im Zulauf der Kläranlage und eine Mindesttemperatur des Abwassers berücksichtigt. Das Modell erlaubt die Abwasserwärmenutzung an verschiedenen Stellen im Kanalnetz gleichzeitig zu simulieren und die maximal mögliche Wärmeentzugsleistung, unter Berücksichtigung der Abwassermindesttemperatur, zu ermitteln (Abdel-Aal et al. 2018).

Mit Blick auf die möglichen Risiken für die biologischen Reinigungsprozesse auf der Kläranlage als Folge einer zu geringen Abwassertemperatur im Zulauf der Kläranlage stellt sich die Frage, ob eine kritische Temperaturabsenkung durch die Abwasserwärmenutzung erfolgt (vgl. Kapitel 4.9). Zur Beantwortung dieser Frage kann neben dem von Abdel-Aal (2015) entwickelten Modell, nach Dürrenmatt et al. (2014) und Steinmetz et al. (2013) auch TEMPEST eingesetzt werden, um die maximale Wärmeentnahme

bzw. die Auswirkungen der Abwasserwärmenutzung auf den Kläranlagenzulauf zu simulieren.

Das von Abdel-Aal (2015) entwickelte Modell stellt im Vergleich zu TEMPEST ein auf die wesentlichen Wärmeübertragungsprozesse reduziertes Modell dar und wird im weiteren die Grundlage für die im Kapitel 5 berücksichtigten Wärmeverluste bilden. Soll im Zuge einer hydrodynamischen Modellierung eines Abwassernetzes die Temperaturentwicklung berücksichtigt werden, wird an dieser Stelle auf die Masterarbeit von Schlagbauer (2018) an der TU Graz verwiesen, der auf Grundlage des Modells von Abdel-Aal (2015) ein Temperaturmodell in die Abwassermodellierungssoftware „EPA's Storm Water management Model (SWMM) implementiert hat.

3 Modifizierte Abwasserwärmenutzung

3.1 Ausgangslage

Abwärme[5] kann als jene Wärme verstanden werden, die nicht das Zielprodukt eines Prozesses war, aber das System verlässt (Brückner 2016). Dieser Prozess ist in der folgenden Abbildung 3-1 schematisch dargestellt.

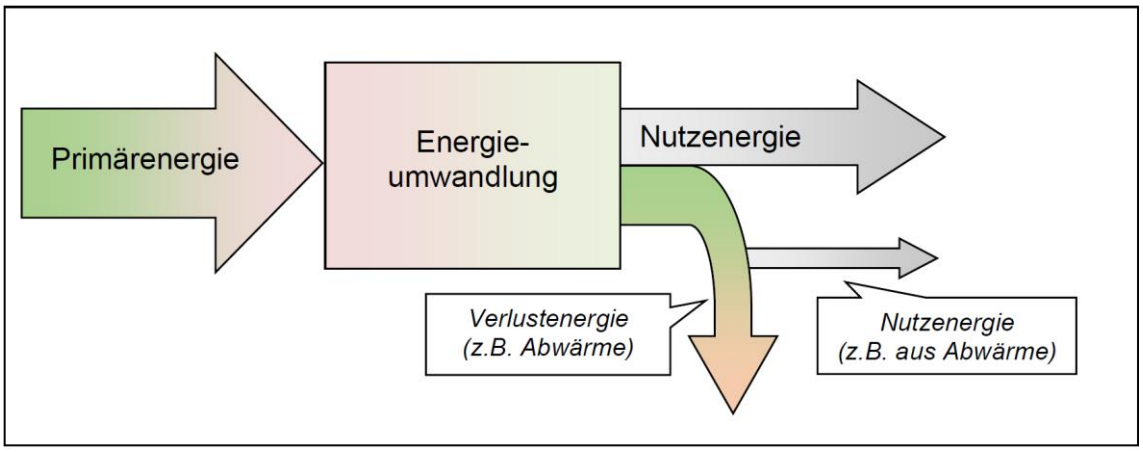


Abbildung 3-1: Schematische Darstellung der Energieumwandlung (IZES gGmbH, zitiert nach Grote et al. 2015)

Bei industriellen und gewerblichen Prozessen ist der Anfall von Abwärme unvermeidbar (Grote et al. 2015; Hirzel et al. 2013; Pehnt et al. 2010; Pehnt 2010). Die anfallende (Ab)Wärme kann aufgrund des 2. Hauptsatzes der Thermodynamik (Entropiesatz) nicht ohne Verluste (d. h. vollständig) in mechanische Energie umgewandelt werden (Atkins et al. 2020; Baehr et al. 2016; Langeheinecke et al. 2017). Auch eine Übertragung von Energie in Form von Wärme ohne Verluste ist nicht möglich. Die Verluste können aber durch gezielte Maßnahmen reduziert werden (Herwig 2019; Langeheinecke et al. 2017).

Im Idealfall wird diese anfallende Abwärme innerbetrieblich genutzt (Blesl et al. 2018). Dies ist jedoch nicht immer möglich, weshalb die anfallende Abwärme gezielt an die Umwelt abgegeben bzw. vernichtet wird (Grote et al. 2015). Im Hinblick auf die vereinbarten Treibhausgas-Emissionsreduktionsziele spielt die Rückgewinnung industrieller und gewerblicher Abwärme zukünftig eine wichtige Rolle (Heyden 2015). Nach dem Klimaschutzbericht 2018 kann allein durch Vermeidung und Nutzung industrielle Abwärme ca. 125 TWh eingespart werden (BMU 2019b). In einer früheren Studie von Grote et al. (2015) konnte ein theoretisches Abwärmepotential von 225 TWh ermittelt werden. Dieses theoretische Abwärmepotential beinhaltet laut den Autoren allerdings einige Unsicherheiten: „Abwärmepotentiale werden in der Regel (national und

[5] Weitergehende Definitionen und Abgrenzungen von Abwärme: z.B. VDI 4661; Pehnt 2010.

international) über Primär- oder Endenergiedaten ermittelt. Aufgrund der Heterogenität der Branchen und Unterbranchen verbunden mit den jeweiligen vielfältigen Produktionsprozessen, ist die Ermittlung eines belastbaren technischen Potentials nicht möglich“ (Grote et al. 2015). Weitere frühere Untersuchungen von Pehnt et al. (2010) und Persson et al. (2014) weisen ebenfalls auf ein großes theoretisches Abwärmenutzungspotential im industriellen Bereich in Deutschland hin. Je nach Untersuchung beläuft sich dies auf 157 TWh (Persson et al. 2014) bzw. 132 TWh (Pehnt et al. 2010). Die genannten Untersuchungen zeigen, dass ein großes theoretisches Abwärmenutzungspotential im Industriesektor vorliegt. Die Attraktivität des vorliegenden Abwärmenutzungspotentials im Einzelfall ist dabei u. a. vom zeitlichen Anfall, der Menge und dem Temperaturniveau abhängig (Hirzel et al. 2013). Auch die Befragungen im Rahmen der Untersuchungen von Blömer et al. (2019) „zeigen, dass 87 % der Unternehmen über einen Überschuss an Abwärme mit einem Temperaturniveau von mindestens 65 °C verfügen der ungenutzt bleibt und damit grundsätzlich für eine externe Nutzung in Frage kommt. Dieses Potenzial heben jedoch nur die wenigsten Unternehmen. Gerade einmal 16 % speisen aktuell ihre Überschussabwärme in externe Wärmenetze ein. Die Untersuchung der Ursachen für diese geringe Einspeisequote hat zwei wesentliche Aspekte zum Vorschein gebracht: zum einen haben sich erst 37 % der Studienteilnehmer konkret mit einer möglichen Einspeisung von Überschussabwärme in externe Nah- oder Fernwärmenetze beschäftigt. Zum anderen halten 53 % der Befragten die mangelnde Wirtschaftlichkeit solcher Projekte für ein Hindernis auf dem Weg zu einer stärkeren externen Abwärmeeinspeisung“ (Blömer et al. 2019, S. 137).

Primäres Ziel sollte generell das Vermeiden von Abwärme sein. Ist dies nicht möglich, sollte die Abwärme nicht gezielt vernichtet, sondern vielmehr einem weiteren Nutzen zugeführt werden (Pehnt et al. 2010; Pehnt 2010). Besteht keine Möglichkeit die anfallende und bislang ungenutzte Abwärme innerbetrieblich zu verwerten, stellt sich zwingend die Frage nach Verteilungsmöglichkeiten bzw. weiteren Wärmesenken außerhalb des eigenen Betriebs (Blesl et al. 2018; Pehnt 2010).

3.2 Technisches Konzept

Im Vergleich zur konventionellen Abwasserwärmenutzung steht bei der modifizierten Abwasserwärmenutzung nicht nur die Nutzung der immanenten Wärmeenergie des Abwassers im Vordergrund, sondern zusätzlich die Aufnahme und Verteilung von bislang ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die bestehende Abwasserinfrastruktur. Das ein bislang ungenutztes industrielles Abwärmenutzungspotential in Deutschland vorliegt, konnte bereits in verschiedenen Untersuchungen aufgezeigt werden (BMU 2019b; Grote et al. 2015; Pehnt et al. 2010; Persson et al. 2014).

Die Erschließung dieses bislang ungenutzten Abwärmepotentials kann erfolgen, indem die Abwassertemperatur des vorliegenden Abwasservolumenstroms durch den Eintrag dieser Abwärme gezielt erhöht wird, ohne dabei den Volumenstrom mengenmäßig zu verändern (Abbildung 3-2). Folglich wird eine Möglichkeit geschaffen, industrielle bzw. gewerbliche Prozesse zu kühlen, indem die überschüssige (Ab)Wärme gezielt auf den bestehenden Abwasservolumenstrom übertragen und über die vorliegende Abwasserinfrastruktur verteilt wird. Die zuvor zusätzlich eingetragene (Ab)Wärme wird so über das Abwasser in Fließrichtung transportiert, bevor es über eine konventionelle Abwasserwärmenutzungsanlage zurückgewonnen werden kann (Müller et al. 2019b; Schratz et al. 2019).

Dies hat zur Folge, dass sich aufwendige und energieintensive Kühlprozesse reduzieren lassen bzw. ganz entfallen. Die gezielte Kühlung industrieller bzw. gewerblicher Abwärme über das Abwasser bietet im Vergleich zu gängigen Kälteanlagen insbesondere folgende Vorteile: Verzicht eines konventionellen Rückkühlwerks; kostengünstigere und effizientere Kältebereitstellung, da insbesondere in den Sommermonaten das Abwasser in der Regel kühler ist als die Außenluft (DWA 2020; DWA-Themen 2010). Darüber hinaus kann das gezielt erwärmte Abwasser für vielfältige Zwecke genutzt werden: Wärmequelle zur Beheizung von Gebäuden und Freizeiteinrichtungen (z. B. Schwimmbäder); Wärme als Energiequelle, welche für weitere Zwecke genutzt werden kann; Wärmequelle zur Effizienzsteigerung der Kläranlage in den Wintermonaten. Für die genannten Nutzungsmöglichkeiten stellt die zeitliche Verteilung des Abwärmeanfalls ein Entscheidungskriterium dar (Pehnt 2010). Dabei gilt: „Je kontinuierlicher ein Abwärmestrom anfällt, desto günstiger ist dies für eine wirtschaftliche Nutzung“ (Pehnt 2010). Da der bestehende Abwasservolumenstrom auch ohne einen gezielten Abwärmeeintrag ein gewisses Temperaturniveau aufweist (Mittelwerte im Winter 10-15 °C (DWA 2020)) kann bei geeigneten Randbedingungen über die ohnehin erforderliche Abwasserwärmenutzungsanlage weiterhin eine gewisse Wärmemenge bereitgestellt werden.

Wie in Abbildung 3-2 dargestellt, sind prinzipiell zwei Möglichkeiten des gezielten Abwärmeeintrags der Industrie bzw. des Gewerbes gegeben:

- direkte Temperaturerhöhung: Temperaturerhöhung des betriebseigenen Abwasservolumenstroms durch gezielten Abwärmeeintrag oder durch das Aussetzen der vorgesehenen betriebsinternen Abwasserkühlung vor Einleitung in den öffentlichen Kanal (Abbildung 3-2 links).
- indirekte Temperaturerhöhung: Temperaturerhöhung des bestehenden Abwasservolumenstroms im Kanal des Abwasserbeseitigungspflichtigen durch den Einsatz entsprechender Wärmeübertrager im Betrieb (Abwärmeauskopplung)

und anschließender Wärmeübertragung durch einen weiteren Wärmeübertrager im bzw. am Kanal (Abbildung 3-2 rechts).

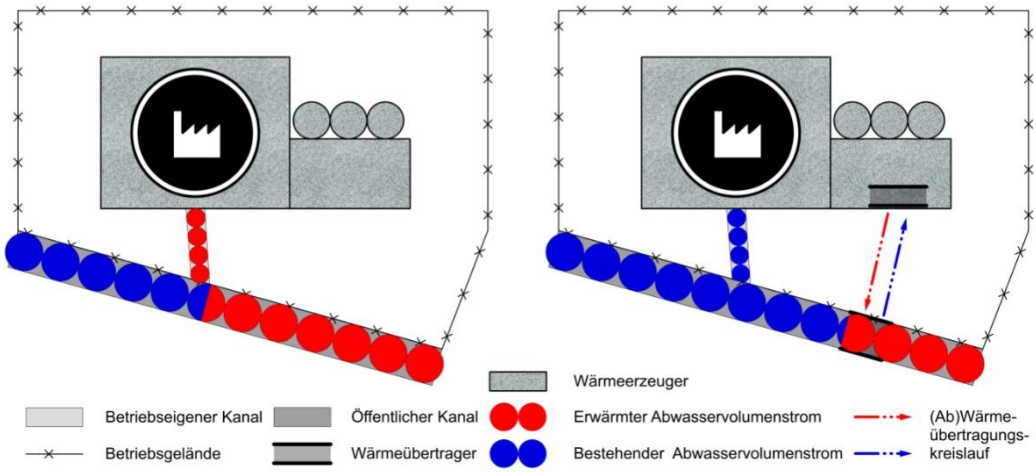


Abbildung 3-2: Möglichkeiten des industriellen bzw. gewerblichen Abwärmeeintrags

Die somit eingetragene Wärme wird anschließend mit dem Abwasservolumenstrom über die vorhandene Abwasserinfrastruktur in Fließrichtung transportiert, bis ein Nutzer die zuvor gezielt eingetragene Wärme wieder entnimmt. Hierbei ist sowohl eine dezentrale als auch zentrale Wärmenutzung möglich (vgl. Abbildung 3-3). Die Entnahme und Wärmebereitstellung wird dabei über etablierte Technik ermöglicht (vgl. Kapitel 2.2). Nach dem Überströmen der Wärmeübertrager beim Nutzer sollte der bestehende Abwasservolumenstrom wieder das Temperaturniveau erreichen, welches vor dem gezielten Abwärmeeintrag vorlag. Folglich wird nur der Teil der Abwasserinfrastruktur für den Wärmetransport genutzt, der zwischen der Wärmequelle und -senke liegt. Idealerweise erfolgt die Abwärmeeinspeisung auch nur dann, wenn Bedarf beim Nutzer besteht.

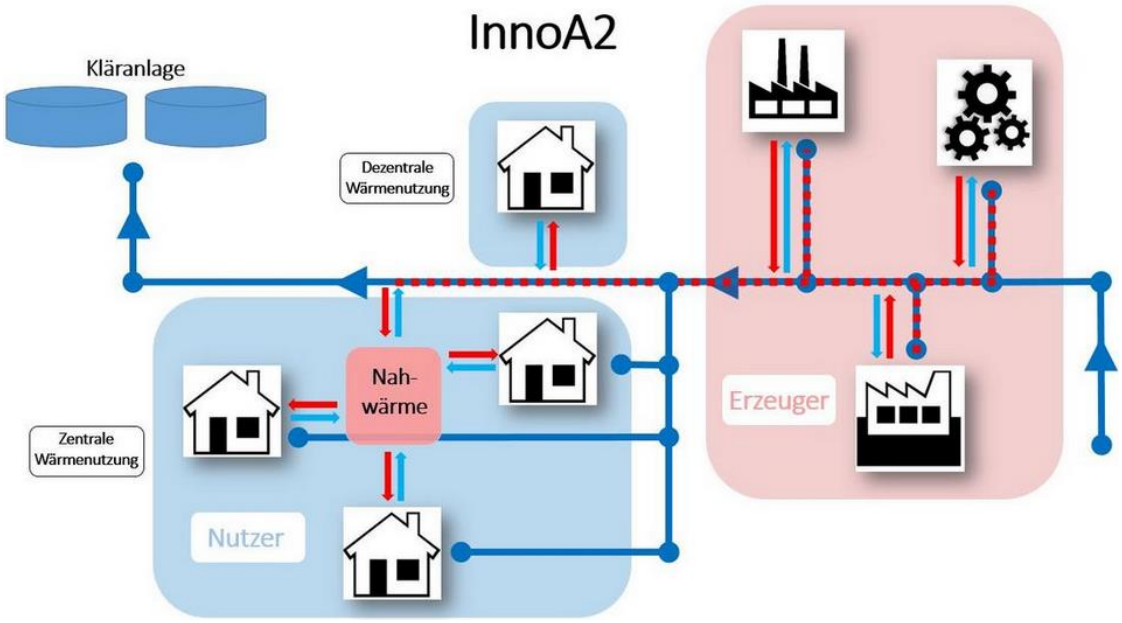


Abbildung 3-3: Funktionsweise der modifizierten Abwasserwärmenutzung (InnoA2)

Dass die mit dem InnoA2 Ansatz modifizierte Abwasserwärmenutzung einen Beitrag zur Ressourcenschonung leisten kann, konnte auch im Forschungsprojekt KuLaRuhr (Keser et al. 2014) gezeigt werden: Unter bestimmten Randbedingungen (z. B. kurze Fließstrecken, geregelter Wärmeeintrag) eignet sich die Abwasserinfrastruktur als Nahwärmenetz. Dabei kann schon eine geringe Temperaturerhöhung deutliche Kosten- und CO_2-Einsparungen bewirken (Keser et al. 2014). Auch Abdel-Aal (2015) weist auf das große Potential hin, welches durch die Integration von industrieller Abwärme entsteht. Dennoch ist immer zu berücksichtigen, dass die Hauptaufgabe der Abwasserinfrastruktur – Transport des anfallenden Abwassers zur Kläranlage – nicht beeinträchtigt wird.

3.3 Methodik zum Abgleich von Abwärmeangebot und Wärmenachfrage

3.3.1 Allgemeines

Es existieren unterschiedliche Methoden und Vorgehensweisen zur Unterstützung bei der Entscheidungsfindung für die Umsetzung einer konventionellen Abwasserwärmenutzungsanlage (DWA 2020; Hamann 2015; Kretschmer et al. 2016; Müller et al. 2013). Die zusätzlichen Aspekte, die bei einer gezielten Abwassertemperaturerhöhung durch die Integration von industrieller bzw. gewerblicher Abwärme zu beachten sind, wurden bislang nicht erfasst. Aus diesem Grund sind die existierenden Methoden und Vorgehensweisen um die zusätzlich erforderlichen Aspekte ergänzt worden (Abbildung 3-4 und Abbildung 3-5).

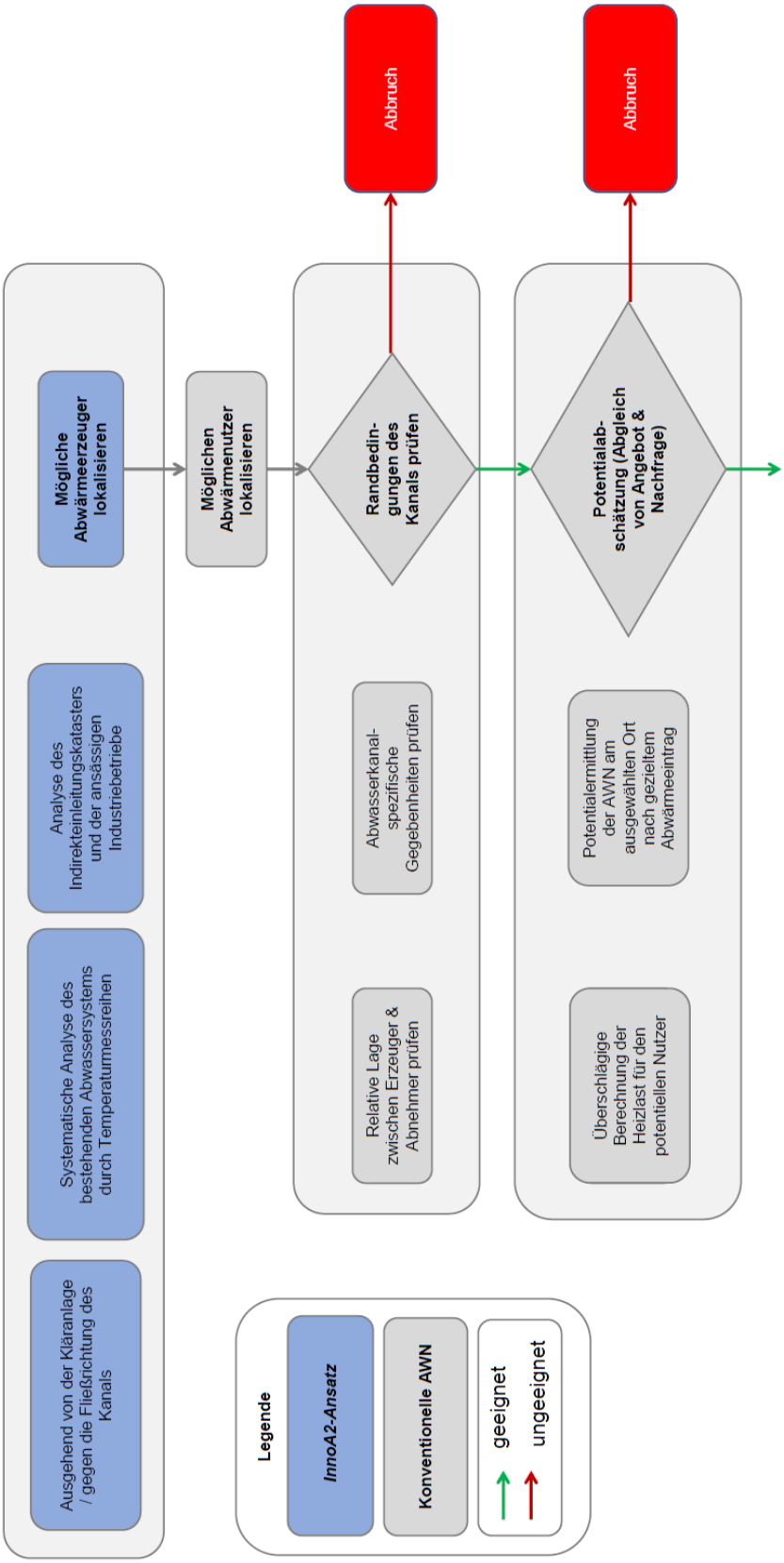


Abbildung 3-4: Die um den InnoA2-Ansatz erweiterte Methodik der AWN (Teil 1)

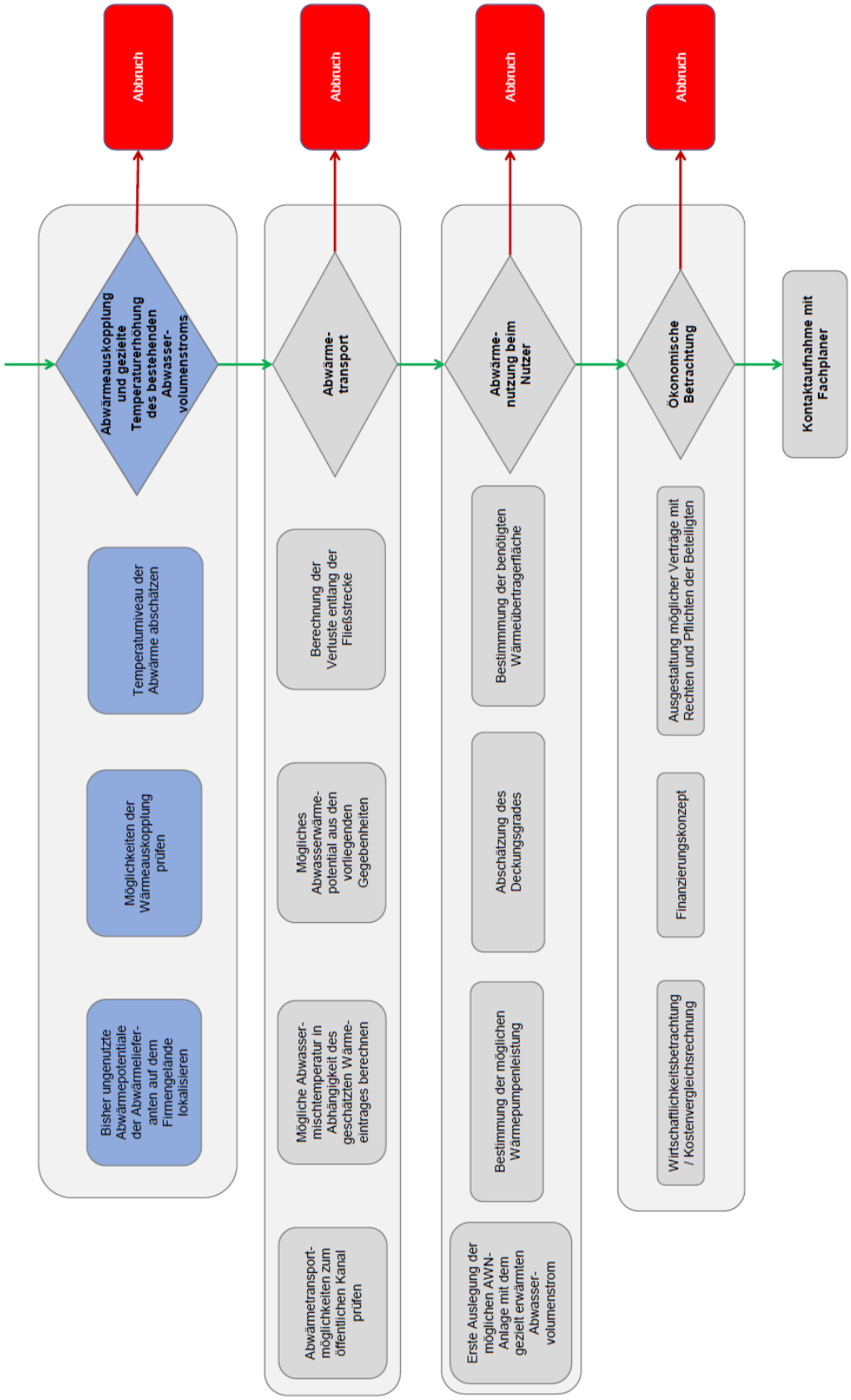


Abbildung 3-5: Die um den InnoA2-Ansatz erweiterte Methodik der AWN (Teil 2)

3.3.2 Lokalisierung einer Abwärmequelle (Abwärmelieferant)

3.3.2.1 Allgemeines

Im Gegensatz zum Vorgehen bei der Umsetzungsplanung von konventionellen Abwasserwärmenutzungsanlagen, ist bei der modifizierten Abwasserwärmenutzung zunächst eine Abwärmequelle zu lokalisieren. Dabei kann die Suche nach einer Abwärmequelle mithilfe unterschiedlicher Kriterien[6] erfolgen:

- Menge des vorliegenden Abwasservolumenstroms (Kapitel 3.3.2.2),
- Temperatur des vorliegenden Abwasservolumenstroms (Kapitel 3.3.2.3),
- Industrielles bzw. gewerbliches Abwärmepotential (Kapitel 3.3.2.4).

3.3.2.2 Kriterium: Menge des vorliegenden Abwasservolumenstroms

Von der Kläranlage ausgehend, wird gegen die Fließrichtung des Kanals die Umgebung des Kanalverlaufs hinsichtlich möglicher Abwärmeerzeuger untersucht. Der Vorteil bei dieser Herangehensweise besteht darin, dass der vorliegende Abwasservolumenstrom im Zulauf der Kläranlage am größten ist und somit die größte Wärmetransportkapazität aufweist. Mit zunehmender Distanz zur Kläranlage (gegen die Fließrichtung) nimmt in der Regel auch die Menge des Abwassers in dem jeweils betrachteten Kanalabschnitt ab. Dies ist auf den Aufbau üblicher Entwässerungsnetze zurückzuführen, in dem die einzelnen Teilnetze ihr Abwasser den entsprechenden Hauptsammlern zuführen, über die es schließlich zur Kläranlage gelangt (Korda et al. 2005; Stein et al. 2014). Alternativ bietet sich auch die Umsetzung eines umfassenden Messkonzepts an, um Haltungen mit großen Abwasservolumenströmen zu lokalisieren.

Durch die gezielte Temperaturerhöhung des vorhandenen Abwasservolumenstroms wird auch das zweite Kriterium (Abwassertemperatur) positiv beeinflusst. Es gilt bei dieser Variante zu bedenken, dass – je nach Projektgebiet – auf dem Weg zur Kläranlage wenig bis keine (das Abwasser abkühlende) Zuströme nach einer möglichen Abwasserwärmenutzungsanlage vorliegen. Ist der Abwärmenutzer nicht in der Lage, die vereinbarte Energiemenge aus dem Abwasservolumenstrom abzunehmen, fließt das Abwasser ungekühlt in Richtung Kläranlage (mögliche Auswirkungen auf die Kläranlage vgl. Kapitel 4.9). Befinden sich auf der Fließstrecke zur Kläranlage jedoch Zuströme, so kommt es zu einem Verdünnungseffekt im Abwasser, was letztlich mit einer Abkühlung des vorliegenden und zuvor erwärmten Abwasservolumenstroms einhergeht. Außerdem

[6] Jedes Kriterium für sich kann als Ausgangspunkt bei der Suche nach einer Abwärmequelle fungieren. Die Kombination der unterschiedlichen Kriterien erlaubt dabei eine bessere Einschätzung, inwiefern die lokalisierte Abwärmequelle für die modifizierte Abwasserwärmenutzung geeignet ist.

treten auf dem Fließweg in Richtung Kläranlage Temperaturverluste auf, sodass sich die Abwassertemperatur über die Fließstrecke an die umgebende Bodentemperatur anpasst (vgl. Kapitel 2.2.9). Als vorwiegende Gründe für die Temperaturverluste kann der Wärmeaustausch zwischen Abwasser und Erdreich sowie Kanalatmosphäre genannt werden (Abdel-Aal et al. 2014).

3.3.2.3 Kriterium: Temperatur des vorliegenden Abwasservolumenstroms

Eine zweite Möglichkeit stellt eine systematische Analyse des bestehenden Abwassersystems mit entsprechenden Messreihen dar, bei der neben der Abwassertemperatur auch der Abwasservolumenstrom aufgezeichnet wird. Mit den erhobenen Messwerten ist es möglich, die bestehenden Kanalinformationsdaten entsprechend zu ergänzen und bisher ungenutzte Abwasserwärmenutzungspotentiale aufzuzeigen und Einleiter mit erhöhten Abwassertemperaturen ausfindig zu machen. Diese erhöhten Einleittemperaturen lassen häufig Rückschlüsse auf weitere, bisher ungenutzte Potentiale zu. Da die Analyse der gesamten Abwasserinfrastruktur in der Regel nur unter großem zeitlichem und finanziellem Aufwand zu realisieren ist, bietet sich eine stichpunktartige Vorauswahl an. Liegt die Abwassertemperatur einzelner Stichproben deutlich über den restlichen, sollten in diesem Bereich insbesondere die eingeleiteten Abwasservolumenströme der ansässigen industriellen und gewerblichen Einleiter genauer untersucht werden. Hierbei sind Bereiche zu bevorzugen, die die in Kapitel 2.2.2 aufgezählten Kriterien erfüllen. Darüber hinaus besteht bei den regelmäßig durchzuführenden Kanalinspektionen die Möglichkeit, auch die Temperatur zu messen. Somit wird ein erster flächendeckender Überblick über die Temperaturen zu gewissen Zeitpunkten im Abwassernetz ermöglicht.

3.3.2.4 Kriterium: Industrielles bzw. gewerbliches Abwärmepotential

Neben den zuvor beschriebenen Kriterien kann die Lokalisierung einer Abwärmequelle auch über das dritte Kriterium *Industrielles bzw. gewerbliches Abwärmepotential* erfolgen. Dabei ist das Abwärmepotential der ansässigen Industrie bzw. des Gewerbes zu prüfen. In der folgenden Abbildung 3-6 ist die Verteilung des Abwärmeaufkommens in Deutschland nach Sektoren abgebildet. Dabei wird deutlich, dass die Sektoren Metallerzeugung und -bearbeitung, Herstellung von Keramik, Steinen und Erden und Glas sowie die Herstellung chemischer Erzeugnisse für über 70 % des gesamten Abwärmeaufkommens verantwortlich sind (Brückner 2016). Neben den in Abbildung 3-6 einzeln genannten Branchen, bieten nach Grote et al. (2015) auch der Kohlebergbau sowie die Kokerei und Mineralölverarbeitung große und meist ungenutzte Abwärmepotentiale.

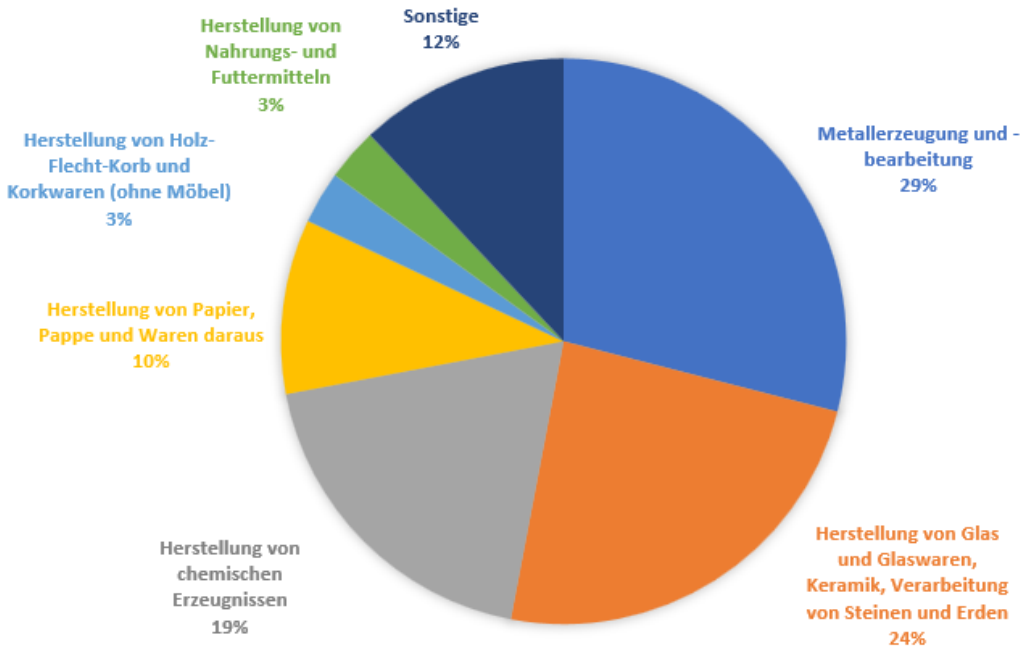


Abbildung 3-6: Verteilung des Abwärmeaufkommens in Deutschland nach Sektoren (nach Brückner 2016)

Als Abwärmequellen innerhalb der Industrie bzw. des Gewerbes kommen beispielsweise „Produktionsmaschinen […], die Verlustwärme an die Umgebung abstrahlen, Öfen, Abwässer aus Kühlungsprozessen, aber auch Kühlanlagen, Motoren oder die in Produktionshallen anfallende Abluft“ (Pehnt 2010, S.292) in Frage. In der Regel sind die Unternehmen bestrebt ihre Effizienz zu steigern, indem sie die anfallende Abwärme für betriebsinterne Zwecke nutzen (Blesl et al. 2018). Dennoch ist aus unterschiedlichsten Gründen eine innerbetriebliche Nutzung nicht immer möglich. Die Gründe können beispielsweise ein ungeeignetes Abwärmetemperaturniveau, der zeitliche Anfall der Abwärme oder die Abwärmemenge sein (Hirzel et al. 2013). An dieser Stelle bietet sich nun die Möglichkeit, die industriellen Prozesse gezielt zu Kühlen, indem die anfallende Abwärme auf den vorliegenden Abwasservolumenstrom übertragen und über die bestehende Abwasserinfrastruktur verteilt wird.

3.3.2.5 Analyse des vorliegenden Abwärmepotentials bei der lokalisierten Abwärmequelle

Wie zuvor in Kapitel 3.3.2.4 genannt, kommen als Abwärmequellen in den Unternehmen beispielsweise Kühlanlagen, Motoren, anfallende Abluft, Öfen, an die Umgebung Verlustwärme abstrahlende Maschinen und Prozessabwässer in Frage (Pehnt 2010). Neben den ebenfalls in Kapitel 3.3.2.4 genannten energieintensiven Branchen, fällt auch

bei weniger energieintensiven Unternehmen Abwärme an (Hirzel et al. 2013). Als Beispiel ist hier die Nahrungsmittelindustrie zu nennen (Aydemir et al. 2019; Blesl et al. 2018). Bei der Analyse des vorliegenden Abwärmepotentials des zu betrachtenden Unternehmens (Wärmequelle) müssen die einzelnen Prozesse untersucht werden (Aydemir et al. 2019). Vereinfacht kann nach Aydemir et al. (2019) davon ausgegangen werden, dass die aus Verbrennungsabgasen entstehende Abwärme ein Temperaturniveau von mehr als 150 °C aufweist. Darüber hinaus lässt sich die Abwärmetemperatur aus Wasser-Dampfsystemen (100-150 °C), aus Druckluftsystemen und Trocknungsprozessen (40-100 °C) und aus Abluft raumlufttechnischer Anlagen (20-40 °C) abschätzen (Aydemir et al. 2019).

Zur Einschätzung des vorliegenden Potentials sind neben dem anzunehmenden Abwärmetemperaturniveau u.a. auch der zeitliche Anfall, der Massestrom und die Wärmetransportmöglichkeiten von besonderer Bedeutung (Blesl et al. 2018; Pehnt 2010). Diese Aspekte sind bei der Potentialanalyse entsprechend zu berücksichtigen. Für den (Ab)Wärmetransport – vom Ort der (Ab)Wärmegewinnung auf dem Gelände der Abwärmequelle zur öffentlichen Kanalisation – sind die Möglichkeiten des industriellen bzw. gewerblichen Abwärmeeintrags nach Abbildung 3-2 in Kapitel 3.2 zu beachten.

Letztlich ist die Nutzbarmachung bisher ungenutzter Abwärme immer im Einzelfall zu betrachten, weshalb auch weitere individuelle Lösungen denkbar sind. Folglich ist die nach dem gezielten (Ab)Wärmeeintrag vorliegende Abwassertemperatur ebenfalls von den Abwärmeeigenschaften (Temperaturniveau, Abwärmemenge, zeitlicher Anfall usw.) abhängig und individuell zu ermitteln.

3.3.3 Lokalisierung technisch geeigneter Wärmesenken

3.3.3.1 Lokalisierung

Konnte über die genannten Kriterien eine Wärmequelle lokalisiert werden, ist im Weiteren die Umgebung der Abwärmequelle nach einer potentiellen Wärmesenke zu untersuchen. Aufgrund des großen und meist ganzjährigen Wärmebedarfs bieten sich hierfür insbesondere große Wohngebäude, Schwimmbäder, Schulen, Hotelanlagen, Verwaltungsgebäude und Gewerbegebiete sowie Krankenhäuser an (DWA 2009). Durch die energetischen Anforderungen an Neubauten und die damit üblicherweise einhergehenden niedrigen Vorlauftemperaturen der Heizungsanlagen bieten diese gute Voraussetzungen, um eine Abwasserwärmenutzungsanlage wirtschaftlich zu betreiben (DWA 2009). Die von Hamann (2012) durchgeführten Untersuchungen hinsichtlich der Verteilung realisierter Abwasserwärmenutzungsprojekte in Deutschland ergab, dass 70 % der realisierten Projekte öffentlichen bzw. kirchlichen Einrichtungen zuzuordnen

sind. Darüber hinaus sind öffentliche Wohnungsgesellschaften (ca. 13 %), privater Handel/Wohnen (10 %) und öffentliche Schwimmbäder (ca. 7 %) zu nennen (Hamann 2012). Dass meist Projekte bei öffentlichen Einrichtungen realisiert werden begründet Hamann (2015) mit der Vernetzung der verantwortlichen Akteure. So wird insbesondere die Vertragsgestaltung zwischen einem kommunalen Entwässerungsbetrieb und der städtischen Liegenschaft vereinfacht (Hamann 2015).

Ist neben einer potentiellen Abwärmequelle auch eine entsprechende (Ab)Wärmesenke lokalisiert, sind die örtlichen Gegebenheiten zu prüfen. Dabei stellt die Distanz zwischen Abwärmequelle und Senke (Wärmeübertrager) im Hinblick auf auftretende Wärmeverluste im Kanal sowie die Entfernung zwischen Wärmeübertrager und Wärmepumpe aus monetären Gründen für den Bau der erforderlichen Verbindungsleitungen einen wichtigen Faktor dar (DWA 2020; Müller et al. 2013). Häufig werden die wirtschaftlich darstellbaren Entfernungen unterschätzt, besonders wenn eine Wärmesenke mit hohem Wärmebedarf integriert werden kann (DWA 2020). Das DWA Merkblatt 114 (2020) gibt als Richtwert bei zugänglichem Gelände eine Entfernung von einem Kilometer pro MW Wärmeabnahme an (DWA 2020). Generell gilt, dass geringe Distanzen und zugängliche Gelände sich positiv auf die Wirtschaftlichkeit einer Abwasserwärmenutzungsanlage auswirken (Müller et al. 2013) (vgl. Kapitel 3.3.4). Nach den Untersuchungen von Müller et al. (2013) können keine genauen Distanzen vorgegeben werden, sondern lediglich Distanzbereiche, in denen eine Wirtschaftlichkeit erreicht werden kann. Dies ist auf die unterschiedlichen Randbedingungen (z. B. bebaut bzw. unbebautes Gebiet, geografische Hindernisse wie Gewässer, Bodenbeschaffenheit) und möglichen Kosteneinsparungen bei der Nutzung von Synergieeffekten (z. B. bei anstehenden bzw. laufenden Leitungsverlegungen) zurückzuführen (Müller et al. 2013). Weitere technische Randbedingungen können dem Kapitel 2.2.2 entnommen werden.

3.3.3.2 Betrachtung der Heizlast der Wärmesenke

Zum Ausgleich der witterungsbedingten Wärmeverluste in beheizten Gebäuden muss ein entsprechender Wärmezustrom erfolgen, um die festgelegte Norm-Innentemperatur bei Norm-Außenbedingungen zu gewährleisten (Bohne 2019; DIN EN 12831-1). Die sich daraus ergebende Norm-Heizlast gleicht die Transmissions- und Lüftungswärmeverluste aus (Bohne 2019; DIN EN 12831-1). Zur Berechnung der Heizlast der Wärmesenke wird an dieser Stelle auf die Berechnung der Norm-Heizlast nach DIN EN 12831-1 verwiesen. Darüber hinaus ist eine Abschätzung des Heizbedarfs für Bestandsgebäude über Loga et al. (2015) möglich. Außerdem bietet sich bei Bestandsgebäuden eine Heizlastabschätzung über den gemessenen Jahresenergieverbrauch in Verbindung mit den Vollbenutzungsstunden der Heizung des Gebäudes an (DWA 2020). Generell ist bei der

Betrachtung des Raumwärmeenergieverbrauchs eine Unterscheidung zwischen Wohngebäuden und beheizten Nichtwohngebäuden vorzunehmen (Hamann 2014).

3.3.3.3 Betrachtung des AWN-Potentials am identifizierten Ort

Zur Abschätzung des vorliegenden Potentials sind insbesondere der vorliegende Abwasservolumenstrom und die Temperatur des Abwassers zu betrachten.

$$W_{WT} = c \cdot \rho \cdot Q \cdot \Delta T \qquad (2\text{-}1)$$

W_{WT}	*Wärmeübertragerleistung [kW]*
c	*spezifische Wärmekapazität [kJ/(kgK)]*
Q	*Volumenstrom [m³/s]*
ρ	*Dichte [kg/m³]*
ΔT	*Temperaturdifferenz [°C]*

Mithilfe dieser Gleichung lässt sich die maximal zur Verfügung stehende Wärmeübertragerleistung berechnen. Dabei kann in der Regel die Wärmekapazität von 4,19 kJ/kg/K und die Dichte von 1000 kg/m³ für übliche Abwassertemperaturen angenommen werden (Buri et al. 2005; DWA 2020). Die Menge des Abwasservolumenstroms muss genauso wie die geplante Abkühlung (Temperaturdifferenz des Abwasservolumenstroms durch den Wärmeentzug) des bestehenden Abwasservolumenstroms berücksichtigt werden. Für eine erste Potentialabschätzung bei üblichen Abwassertemperaturen kann eine Temperaturdifferenz von 3 °C bis 4 °C angenommen werden (DWA 2020).

Die durch den InnoA2-Ansatz gezielte Abwassertemperaturerhöhung ermöglicht folglich einen größeren Wärmeentzug aus dem Abwasser (herkömmlichen Abwasserwärmenutzung zzgl. Abwärmeeintrag nach Abzug möglicher Wärmeverluste). Dies wirkt sich somit direkt auf das vorliegende Potential aus und steigert dieses im Vergleich zur herkömmlichen Abwasserwärmenutzung deutlich. Inwieweit bzw. wie stark sich letztlich der bestehende Abwasservolumenstrom erwärmen lässt, kann nicht pauschal beantwortet werden, da dies insbesondere von den vorliegenden Rahmenbedingungen (insbesondere Möglichkeiten der Abwärmeauskopplung und Transport zum Kanal vgl. Abbildung 3-2) auf Seiten der Abwärmequelle abhängig ist. Um diesen Mehrwert quantifizieren zu können, ist eine Gegenüberstellung der herkömmlichen Abwasserwärmenutzung und der modifizierten Abwasserwärmenutzung mit mehreren Abwassertemperaturszenarien erforderlich.

In Abhängigkeit von der Jahresarbeitszahl (JAZ) der Heizungsanlage kann mit dem Ergebnis aus Gleichung (2-1) die mögliche Wärmepumpenleistung (P_{WP}) sowohl für die herkömmliche als auf für die modifizierte Abwasserwärmenutzung berechnet werden.

$$P_{WP} = W_{WT} * \left(\frac{JAZ}{JAZ - 1}\right) \tag{3-1}$$

Mithilfe der möglichen Wärmepumpenleistung und der benötigten Heizleistung lässt sich letztlich auch der Deckungsgrad, für den betrachteten Fall bestimmen:

$$DE = \frac{P_{WP}}{\phi_{HL}} * 100 \tag{3-2}$$

DE	*Deckungsgrad [%]*
P_{WP}	*Wärmepumpenleistung [kW]*
ϕ_{HL}	*Heizleistung [kW]*

Anhand des Deckungsgrades kann der prinzipielle Einsatz einer monovalenten[7] Heizungsanlage bestätigt oder ausgeschlossen werden. Reicht der Deckungsgrad nicht aus, ist zwangsläufig ein zweiter Wärmeerzeuger, d.h. eine bivalente[8] Anlage zu installieren. Darüber hinaus kann auch eine Wärmepumpe mit monoenergetischem[9] Betrieb gewählt werden. Anhand des gewählten Wärmepumpenbetriebs (monovalent, bivalent, monoenergetisch) erfolgt die Berechnung der Wärmeübertragerfläche nach Gleichung (3-3):

$$A_{WT} = \frac{P_{WT}}{k_{WT} * \Delta T} \tag{3-3}$$

A_{WT}	*wirksame Wärmeübertrageroberfläche [m²]*
P_{WT}	*Wärmeübertragungsleistung des Wärmetauschers [kW]*
k	*Wärmedurchgangskoeffizient [W/(m²*K)]*
ΔT	*Temperaturdifferenz zwischen Abwasser und Wärmeübertragermedium [K]*

Infolge der Sielhautbildung (vgl. Kapitel 4.4.6) kommt es zu einer verminderten Wärmeleistung der Wärmeübertrager (Buri et al. 2005; DWA 2020; Wanner 2009). Nach Wanner (2009) kann die Sielhaut eine Reduzierung der Wärmeleistung um bis zu 50 % verursachen. Selbst bei intensiver und regelmäßiger Spülung der Wärmeübertrager ist von einer Leistungsminderung von ca. 20 % auszugehen (DWA 2020).

[7] Monovalente Auslegung: Wärmepumpe ist für die vollständige Wärmeversorgung bis zur Norm-Außentemperatur zuständig (DWA 2020; Sobotta 2018)

[8] Bivalente Auslegung: Wärmepumpe liefert in der Regel die Grundlast und eine zweite Wärmequelle (z.B. Gas-Brennwertkessel) liefert die Bedarfsspitzen (DWA 2020; Sobotta 2018)

[9] Monoenergetische Auslegung: Die von der Wärmepumpe nicht abgedeckten Bedarfsspitzen werden bspw. über einen elektischen Heizstab zur Verfügung gestellt (Sobotta 2018)

3.3.4 Ökonomische Beurteilung

3.3.4.1 Einführung

Auch wenn die technische Machbarkeit der konventionellen Abwasserwärmenutzung gezeigt werden kann, hängt ihre tatsächliche Umsetzung in der Regel vom Nachweis der Wirtschaftlichkeit ab. Die herkömmliche Abwasserwärmenutzung ist mittlerweile betriebswirtschaftlich wettbewerbsfähig und soll durch den InnoA2-Ansatz weiter positiv beeinflusst werden. Letztlich bietet sich dadurch die Chance, auch bei nicht optimalen Randbedingungen ein wettbewerbsfähiges Heizungssystem zu liefern. Generell gilt, je früher die Abwasserwärmenutzung im Planungsprozess integriert wird, desto größer ist der zu erwartende monetäre Nutzen (DWA 2020).

Große Anlagen führen in der Regel ebenfalls zu wirtschaftlich besseren Ergebnissen, da bei ihnen niedrigere Fixkosten pro kW Entzugsleistung anfallen. Bei Anlagen mit einer Entzugsleistung von mehr als 150 kW sind auch Entfernungen zwischen dem Kanal und der Heizungsanlage von mehr als 300 m wirtschaftlich darstellbar. Bei geeigneten Randbedingungen können auch Anlagen von weniger als 50 kW wirtschaftlich gute Ergebnisse erzielen (DWA 2020).

Die Investitionsentscheidung und anschließende Realisierung sollte nicht nur auf der Erstinvestition basieren, sondern verschiedene Entscheidungskriterien berücksichtigen. Da in der Regel jedoch das Kosten-Nutzen-Verhältnis über die Umsetzung entscheidet, ist es zu empfehlen, auch jene Kosten zu berücksichtigen, die während der Nutzungsdauer zu erwarten sind. Neben statischen Verfahren der Investitionsrechnungen bieten sich hierfür insbesondere dynamische Verfahren an. Der Vorteil der dynamischen Verfahren (bspw. Kapitalwertmethode oder Annuitätenmethode) liegt darin, dass der Zeitpunkt des jeweiligen Kostenanfalls durch entsprechende Auf- bzw. Abzinsungen Berücksichtigung findet. Da eine Abwasserwärmenutzungsanlage nicht allein dem Themenfeld der Siedlungswasserwirtschaft oder den gebäudetechnischen Anlagen zuzuschreiben ist, kommen prinzipiell auch verschiedene Richtlinien zur Abschätzung der Wirtschaftlichkeit in Betracht. Je nach Projekt liegt der Fokus mehr auf den gebäudetechnischen Anlagen (nachträglicher Einbau einer Abwasserwärmenutzungsanlage) bzw. der Kanalsanierung oder dem Kanalneubau (gleichzeitiger Einbau einer Abwasserwärmenutzungsanlage). Somit kommen neben der Richtlinie VDI 2067 (2012) „*Wirtschaftlichkeit gebäudetechnischer Anlagen – Grundlagen und Kostenberechnung*“ auch die von der DWA herausgegebenen „*Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen* (KVR-Leitlinien)“ (DWA 2012b) für die wasserwirtschaftliche Infrastruktur in Frage. Die dynamischen Kostenvergleichsrechnungen der KVR-Leitlinien entsprechen dabei der Barwertmethode und wurden in einer früheren Fassung

(2003) schon auf ein Abwasserwärmenutzungsbeispiel bezogen. Die VDI 2067 hingegen bedient sich der Annuitätsmethode. Da Letztere eine Variante der Barwertmethode ist, sind bei korrekter Anwendung keine Abweichungen der Aussagen zur Wirtschaftlichkeit zu erwarten. Im Folgenden werden deshalb lediglich die KVR-Leitlinien näher betrachtet und auf das Beispiel der Abwasserwärmenutzung bezogen.

3.3.4.2 Grundlagen der Kostenvergleichsrechnung (KVR-Leitlinien)

Die dynamische Kostenvergleichsrechnung ist ein rein monetärer Vergleich, der alle Zahlungsströme in einem festgelegten Zeitraum betrachtet und die Nutzengleichheit der Alternativen voraussetzt. Sollten ein relativer Wirtschaftlichkeitsnachweis nicht ausreichen und die zu vergleichenden Alternativen nicht gleichwertig sein, dann ist die methodische Eignung nicht gegeben (DWA 2012b). Wie in Abbildung 3-7 dargestellt, sind im Vorfeld der Kostenvergleichsrechnung zunächst drei Bedingungen zu prüfen.

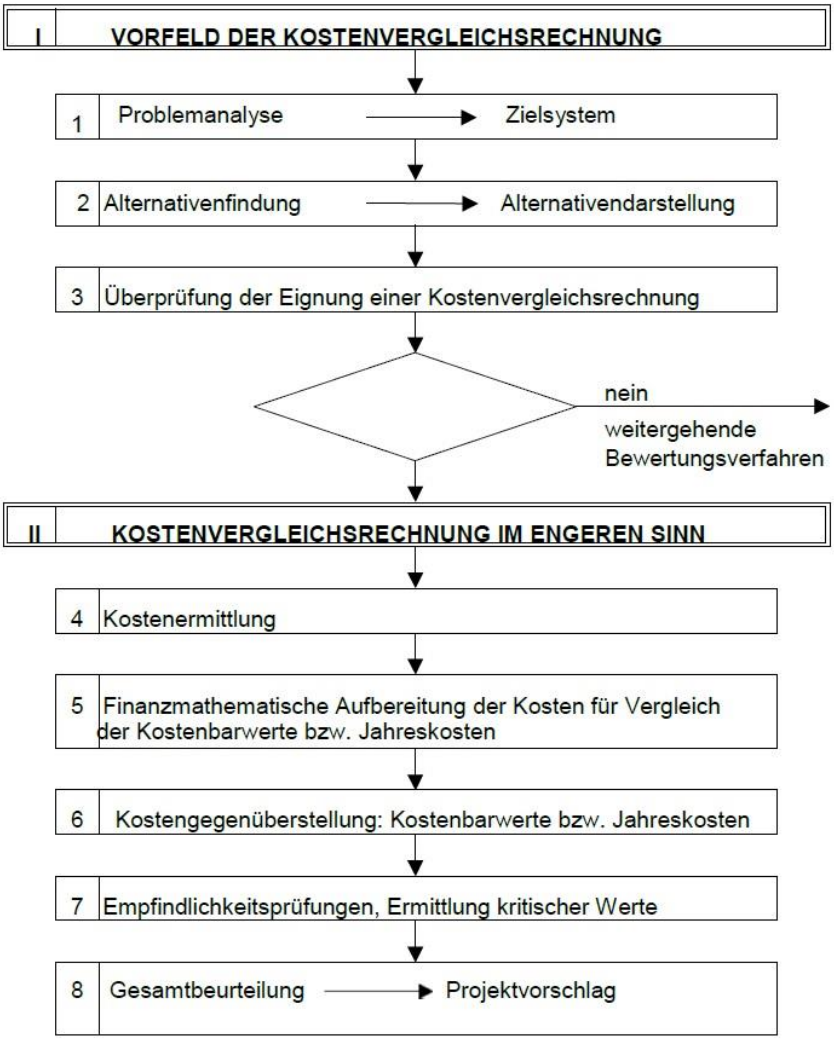


Abbildung 3-7: Ablaufschema einer Kostenvergleichsrechnung (DWA 2012b)

Prüfung der Bedingungen im Vorfeld der Kostenvergleichsrechnung am Beispiel der Abwasserwärmenutzung:

Normative Zielvorgabe

Die Bereitstellung einer gewissen Heizleistung ist für alle potentiellen Heizungssysteme zwingend notwendig. Durch den Einsatz eines bivalenten Abwasserwärmenutzungssystems, kann in der Regel die geforderte Heizleistung erbracht werden. Je größer der vorliegende Abwasservolumenstrom und die vorliegende Abwassertemperatur sind, desto unabhängiger von einer weiteren Wärmequelle kann das Abwasserwärmenutzungssystem die geforderte Heizleistung erbringen. Somit kann die Zielvorgabe auch mittels der Abwasserwärmenutzung eingehalten werden.

Nutzengleichheit

Da bei üblichen Abwasserwärmenutzungsprojekten das Abwasserwärmenutzungssystem mit einem anderen Heizungssystem verglichen wird, kann von einer Nutzengleichheit ausgegangen werden. Sämtliche Systeme verfolgen das Ziel, dem Nutzer Wärme zur Verfügung zu stellen. Auch ein mit dem InnoA2-Ansatz modifiziertes Abwasserwärmenutzungssystem ist als nutzengleich anzusehen. Daher wurden die ggf. entstehenden Erlöse nicht betrachtet.

Sozialkosten

Sozialkosten sind „[…] [in] Geldeinheiten nicht bewertbare negative Konsequenzen (z.B. intangible Sozialkosten). […] Sofern solche Effekte für die Entscheidungsfindung ohne Bedeutung sind oder sie bei den Alternativen in gleicher Größenordnung auftreten, entsteht natürlich kein zusätzlicher Abwägungsbedarf. Treten allerdings diesbezügliche Unterschiede auf, so lassen sie sich verbal-argumentativ in der Gesamtbeurteilung der Alternativen behandeln“ (DWA 2012b, S. 13). In Bezug auf die Sozialkosten stellt die Abwasserwärmenutzung ebenfalls eine äquivalente Alternative zu anderen Heizungssystemen (z.B. Gasbrennwertkessel) dar.

Davon ausgehend, dass die dynamische Kostenvergleichsrechnung zu Beginn des Planungsprozesses als erste Entscheidungshilfe für die Abwasserwärmenutzung geeignet ist, kann die Kostenvergleichsrechnung im engeren Sinne erfolgen.

3.3.4.3 Kostenvergleichsrechnung im engeren Sinne (KVR-Leitlinien)

Kostenermittlung

Für die Kostenermittlung sind sämtliche Kosten zu berücksichtigen, die als Investitionskosten, laufende Kosten oder Reinvestitionskosten in die Kostenvergleichsrechnung mit eingehen. Generell dient die Kostenermittlung als Grundlage für beispielsweise

Planungs-, Vergabe- und Ausführungsentscheidungen (DIN 276). Abhängig vom Planungsstand weisen die Kosten entsprechende Ungenauigkeiten auf und variieren folglich stark. Dabei gilt der Grundsatz: Je später die Kostenermittlung im Planungsstadium durchgeführt wird, desto geringer sind mögliche Ungenauigkeiten. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in frühen Planungsstadien noch größerer Einfluss auf das Projekt und somit auch auf die Kosten genommen wird. Entsprechende Verfahren der Kostenermittlung (Kostenschätzung bei der Vorplanung, Kostenberechnung bei der Entwurfsplanung, Kostenanschlag nach der Vergabe, Kostenfeststellung beim Nachweis der tatsächlich entstandenen Kosten), sind nach dem jeweiligen Planungsstadium der DIN 276 zu entnehmen.

Finanzmathematische Aufbereitung der Kosten

Um die Alternativen miteinander vergleichen zu können, ist es unabdingbar, die über den Lebenszyklus anfallenden Kosten finanzmathematisch aufzubereiten. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass die Kosten in der Regel nicht zu den gleichen Zeitpunkten zu entrichten sind und die Kostenstrukturen der einzelnen Alternativen stark voneinander abweichen können. So unterscheiden sich üblicherweise die laufenden Kosten und die Investitionskosten der Alternativen in Höhe und Zeitpunkt. Bei einer reinen Addition der Kosten wäre über die häufig lange Betriebsphase ein gravierender Kalkulationsfehler die Folge. Aus diesem Grund müssen sämtliche Kosten auf einen gemeinsamen Zeitpunkt bezogen werden. Dieser Wert zum Bezugszeitpunkt wird Barwert (Projektkostenbarwert) genannt. Alle Kosten, die vor dem Bezugszeitpunkt anfallen, müssen aufgezinst (akkumuliert) und alle Kosten, die nach dem Bezugszeitpunkt auftreten müssen abgezinst (diskontiert) werden (DWA 2012b).

Mithilfe des gewählten Zinssatzes und des betrachteten Untersuchungszeitraums lassen sich Umrechnungsfaktoren ermitteln, die es ermöglichen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallende Kosten miteinander zu vergleichen (DWA 2012b). Häufig verwendete finanzmathematische Umrechnungsfaktoren sind dem Anhang B zu entnehmen. Dabei begünstigen niedrige Zinssätze jene Alternativen, die hohe Investitionen erfordern. Im Gegensatz dazu wirken sich hohe Zinssätze positiv auf Alternativen mit hohen laufenden Kosten aus. Die KVR-Leitlinien empfehlen reale Zinssätze von 3 % p. a. als Standardwert (DWA 2012b). Im 2016 vom Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur herausgegebenen Bundesverkehrswegeplan 2030 wird ein Diskontierungszinssatz von 1,7 % p. a. zugrunde gelegt (BMVI 2016). Da in der Regel die betrachteten Alternativen selten die gleiche Nutzungsdauer aufweisen, ist - aufgrund der geforderten Nutzengleichheit - ein gemeinsamer Betrachtungszeitraum zu wählen. Sind innerhalb des Betrachtungszeitraums Reinvestitionen notwendig (bspw. Austausch

einzelner Komponenten), so sind diese entsprechend zu berücksichtigen (diskontieren) (DWA 2012b).

Kostengegenüberstellung

Zur Auswahl der kostengünstigsten Alternative ist ein Vergleich notwendig, der über den Vergleich der Projektkostenbarwerte oder der Jahreskosten (dynamische) erfolgen kann. Da die Vergleiche als gleichwertig anzusehen sind, ist nach einer Zweckmäßigkeitsüberlegung zu entscheiden. Generell kann der betrachtete Einzelfall dabei in einen von drei Fällen eingeordnet werden (DWA 2012b; Scheer 2013):

- *Einfacher Vergleich von Projektkostenbarwerten oder Jahreskosten*
  Voraussetzung: Gleich lange Nutzungsdauern der Alternativen bei gleichem Betriebsbeginn. Die Investitionskosten fallen punktförmig an und die laufenden Kosten sind über die gleiche Nutzungsdauer konstant.
- *Vergleich äquivalenter Projektkostenbarwerte*
  Voraussetzung: Unterschiedlich lange Nutzungsdauern der Alternativen bei gleichem Betriebsbeginn. Als Untersuchungszeitraum ist das kleinste gemeinsame Vielfache der einzelnen Nutzungsdauern anzusetzen. Hierbei sind die Reinvestitionen der Alternative und nicht der einzelnen Anlagenteile mit einzubeziehen.
- *Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Kostenbarwerte*
  Voraussetzung: Es ergibt sich kein klar definierter Untersuchungszeitraum, da das kleinste gemeinsame Vielfache einem unrealistischen Betrachtungszeitraum entspricht. Aus diesem Grund wird ein ausreichend langer Untersuchungszeitraum gewählt, der die zeitliche Entwicklung der Projektkostenbarwerte der vergleichenden Alternativen über den Zeitraum gegenübergestellt.

Empfindlichkeitsprüfungen und Ermittlung kritischer Werte

Empfindlichkeitsprüfungen sind ein wichtiges Instrument bei der Entscheidungsfindung, da durch Annahmen und Abschätzungen zwangsläufig Unsicherheiten auftreten. Durch die Betrachtung von sich ändernden Ausgangsparametern bzw. bestimmten Szenarien (z. B. Zinssatz, Nutzungsdauer, Preisänderungen der laufenden Kosten) können die daraus folgenden kostenmäßigen Auswirkungen abgebildet werden. Folglich ist das Risiko der einzelnen Unsicherheiten besser einzuschätzen und die Aussagekraft der Kostenvergleichsrechnung wird gesteigert (DWA 2012b; Scheer 2013).

Die Ermittlung dynamischer Gestehungskosten entspricht vereinfacht den durchschnittlichen Produktionskosten pro erzeugter/geleisteter Mengeneinheit und stellt eine Methode der Empfindlichkeitsprüfung dar. Insbesondere für Kostenvergleichsrechnungen mit

unsicheren Informationen (Prognosen) empfiehlt sich der Einsatz dieser Methode (DWA 2012b).

Gesamtbeurteilung

In der abschließenden Gesamtbeurteilung sind die Ergebnisse zusammenfassend darzustellen und ein entsprechender Projektvorschlag zu unterbreiten. Insbesondere die der Kostenvergleichsrechnung zugrundeliegenden Informationen, wie beispielsweise der gewählte Zinssatz, der festgelegte Untersuchungszeitraum, die Ergebnisse der Kostenermittlung und die getroffenen Annahmen über eventuelle Preissteigerungen, sind aufzuführen. Zusätzlich sollten die untersuchten Variationen der Empfindlichkeitsprüfung aufgezeigt werden (DWA 2012b).

Investitionskosten

Für eine erste Abschätzung der Investitionskosten ist zwischen der herkömmlichen Abwasserwärmenutzung und der Berücksichtigung des InnoA2-Ansatzes zu unterscheiden. Die herkömmliche Abwasserwärmenutzungsanlage kann in drei wesentliche Bestandteile (Wärmeübertrager, Verbindungsleitungen, Wärmepumpe) untergliedert werden (DWA 2020).

Der InnoA2-Ansatz beinhaltet den zusätzlichen Abwärmeeintrag auf den bestehenden Abwasservolumenstrom, weshalb hierfür ein weiterer Bestandteil zu berücksichtigen ist. Aufgrund der immer individuellen „Abwärmeauskopplung“ muss dieser Bestandteil stets einzeln geprüft und kalkuliert werden. Aus diesem Grund ist bei der mit dem InnoA2-Ansatz modifizierten Abwasserwärmenutzung in der Regel von höheren Investitionskosten auszugehen. Diese Investition fällt jedoch nur einmalig an und die daraus resultierende gezielt erhöhte Abwassertemperatur kann von mehreren Nutzern genutzt werden, womit sich die Investitionskoten auf mehrere Nutzer verteilen.

Bestandteile herkömmliche AWN nach DWA (2020):

- Wärmeübertrager (Planung, Herstellung, Anlieferung, Einbau)
- Verbindungsleitungen (Verlegung notwendiger Leitungen zwischen den eingebauten Wärmeübertragern und der Heizungsanlage)
- Wärmepumpe (Lieferung, Installation, Inbetriebnahme)

Zusätzlich benötigte Bestandteile durch InnoA2-Ansatz:

- Nutzbarmachung (Abwärmeauskopplung), Transport und Abwärmeeintrag auf den bestehenden Abwasservolumenstrom

Für die konventionelle Abwasserwärmenutzung sind der Fachliteratur entsprechende Kostenrichtwerte[10] zu entnehmen. Nach DWA (2020) sind für die Wärmeübertrager 400 € bis 1000 € pro kW Entzugsleistung zu rechnen. Für die Verbindungsleitungen zwischen dem Kanal und der Heizzentrale werden 100 € bis 200 € pro m Kanal angegeben. Liegen problematische Bodenverhältnisse vor oder sind beispielsweise aufwendigere Tiefbauarbeiten notwendig, führt dies zu entsprechend höheren Kosten. Als Richtwert für die Wärmepumpe werden ca. 325 € pro kW genannt (DWA 2020).

Im Kompendium „Abwasserwärmenutzung“ (Lang 2011) werden folgende Aussagen zur groben Orientierung der Kosten verschiedener Wärmeübertrager gemacht:

Tabelle 3-1: Geschätzte Kosten verschiedener Wärmeübertrager pro m^2 (netto) (Lang 2011)

Art des Wärmeübertragers	**Geschätzte Kosten**
Kunststoff-Wärmeübertrager	500 €/m^2 (DN 400)
Edelstahl-Rinnen-Wärmeübertrager	ca. 2.500 – 3.000 €/m^2
Doppelmantel-Wärmeübertrager aus Stahlrohr	ca. 1.800 – 2.500 €/ m^2

Grundsätzlich sind bei den angegebenen Kostenspannen die geringeren Kosten größeren Anlagen zuzuordnen (DWA 2020).

Auf Basis realisierter Projekte hat Hamann (2012) im Rahmen eigener Untersuchungen Kostenfunktionen erstellt, die die vollständige Technik einer Abwasserwärmenutzungsanlage berücksichtigen. Die Investitionskosten (inkl. Mehrwertsteuer) bei Bestandsgebäuden können sowohl mit (3-4) als auch (3-5) abgeschätzt werden. Das Bestimmtheitsmaß[11] dieser Gleichungen beträgt 0,662 und basiert auf 65 Datensätzen, die von Hamann (2012) recherchiert wurden. Gleichung (3-4) berechnet die Investitionskosten über die benötigte Wärmepumpenleistung und (3-5) über die zu beheizende Fläche.

Bestandsgebäude: $y = 4.308{,}24 * x^{0{,}7955}$ [€/kW] (3-4)

Bestandsgebäude: $y = 1{,}664{,}95 * x^{0{,}592}$ [€/m²] (3-5)

Gleichung (3-6) wurde auf lediglich 17 Datensätzen basierend entwickelt und ermöglicht eine grobe Investitionskostenabschätzung für Neubauprojekte in Abhängigkeit von der zu beheizenden Fläche bei einem Bestimmtheitsmaß von 0,42 (Hamann 2012). Nach

[10] Die genannten Beträge gelten zuzüglich der gesetzlichen Mehrwertsteuer

[11] Das Bestimmtheitsmaß (R^2) gibt die Abweichung der Funktion zu den tatsächlichen Werten wieder (R^2 ist von 0 bis 1 definiert; Je größer R^2, desto besser die Vorhersage).

Hamann (2012) ist bei der Kostenschätzung über (3-6) von einer größeren Unsicherheit zwischen den geschätzten Kosten und tatsächlichen Kosten auszugehen.

Neubau: $y = 471{,}01 * x^{0{,}7187}$ [€/m²] (3-6)

Die reinen Wärmepumpenpreise (Netto Mittelwerte) können mithilfe des Baukosteninformationszentrum BKI 2020 abgeschätzt werden:

Wärmepumpe, 10-15 kW, Wasser	12.203 €
Wärmepumpe, 15-25 KW, Wasser	14.206 €
Wärmepumpe, 25-35 kW, Wasser	17.569 €
Wärmepumpe, 35-50 kW, Wasser	22.042 €
Wärmepumpe, 10-15 kW, Sole	12.995 €
Wärmepumpe, 25-35 kW, Sole	20.444 €
Wärmepumpe, 35-50 kW, Sole	26.322 €

Die zusätzlichen Komponenten zur gezielten Temperaturerhöhung des vorliegenden Abwasservolumenstroms können je nach technischem Konzept mithilfe der zuvor genannten Kostenrichtwerte abgeschätzt werden. Somit stehen neben Kostenrichtwerten für den Abwärmeeintrag über entsprechende Wärmeübertrager auch Kostenrichtwerte für die notwendigen Verbindungsleitungen zur Verfügung. Lediglich für die Abwärmeauskopplung müssen speziell auf die vorliegenden Gegebenheiten abgestimmte Konzepte mit entsprechenden Kosten versehen werden. Generell dienen die aufgeführten Kostenrichtwerte als Orientierungshilfe und ersetzen keine objektbezogene Angebotsanforderung (Lang 2011).

Jahreskosten

In der Regel liegen die Investitionskosten einer Abwasserwärmenutzungsanlage höher als bei vergleichbaren konventionellen Wärmebereitstellungsanlagen bei jedoch deutlich geringeren Energiekosten. Auch das jeweils zugrunde gelegte Abwasserwärmenutzungspotential (Kapitel 2.1.4) wirkt sich auf die Wirtschaftlichkeit eines solchen Systems aus.

Im Rahmen des Forschungsprojektes „*Potenziale und technische Optimierung der Abwasserwärmenutzung*“ (Müller et al. 2013) konnte die Kostenaufteilung einer herkömmlichen Abwasserwärmenutzungsanlage mit einer konventionellen Heizungsanlage verglichen werden. Die in Abbildung 3-8 dargestellten Ergebnisse dieses

Projektes unterstützen diese Aussage. Im Mittel sind 39 % der gesamten Kosten Kapitalkosten, 11 % Betriebskosten und 50 % die reinen Energiekosten bei einer Abwasserwärmenutzungsanlage. Bei der konventionellen Heizungsanlage entfallen im Durchschnitt lediglich 13 % der Gesamtkosten auf die Kapitalkosten, 6 % auf die Betriebskosten und 81 % auf die Energiekosten.

Davon ausgehend, dass die Energiekosten in Zukunft steigen werden, profitiert die Abwasserwärmenutzungsanlage indirekt davon, da diese im Vergleich zu einer konventionellen Heizungsanlage einen geringeren Primärenergieeinsatz hat. So kann die ohnehin schon konkurrenzfähige Abwasserwärmenutzungsanlage in Zukunft sogar noch attraktiver werden. Aktuell liegen die Gestehungskosten der herkömmlichen Abwasserwärmenutzung meist zwischen 0,07 €/kWh und 0,11 €/kWh. (DWA 2020) Bei günstigen Randbedingungen (vgl. Kapitel 2.2.2) können jedoch auch geringere Gestehungskosten erzielt werden.

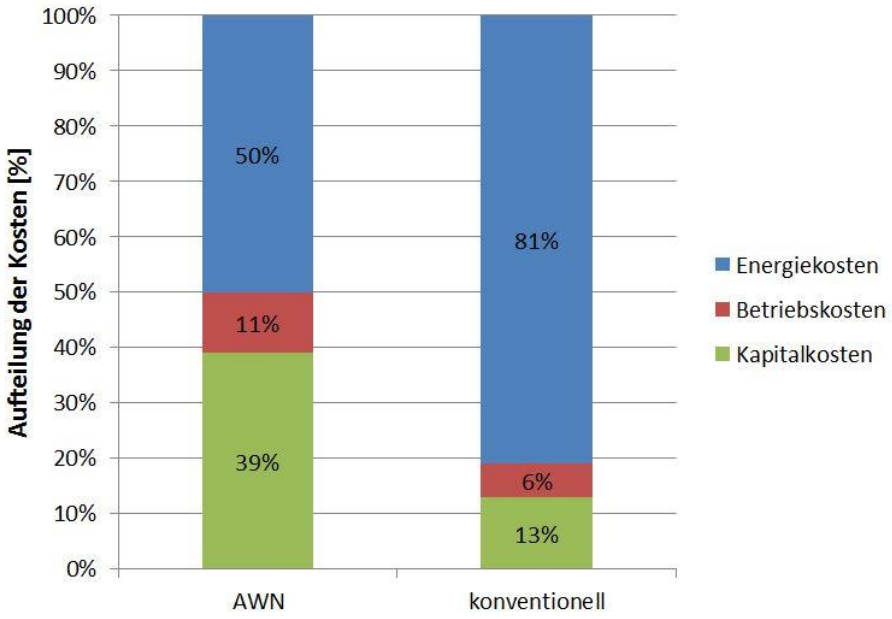


Abbildung 3-8: Vergleich der Kostenaufteilung zwischen Variante mit Abwasserwärmenutzung und einer konventionellen Anlage (Mittelwert aus Kostenschätzung für 12 projektierte Abwasserwärmenutzungsanlagen) (Müller et al. 2013)

Bei einer kostengünstigen Integration industrieller Abwärme – und der damit einhergehenden Abwassertemperaturerhöhung – ist von einer Reduzierung der Gestehungskosten im Vergleich zur konventionellen Abwasserwärmenutzung auszugehen. Dies ist insbesondere auf die Verringerung der erforderlichen Wärmeübertragerfläche und den, durch die höhere Abwassertemperatur höheren COP der Wärmepumpe zurückzuführen (DWA-Themen 2010) (vgl. Kapitel 2.1.4, 2.2.8 und 3.3.3). Zusätzliche Einsparpotentiale

bieten sich, indem die Investitionen zur Abwärmegewinnung und dem anschließenden Transport auf mehrere Nutzer verteilen werden.

3.3.5 Berechnungstool zur vereinfachten Auslegung einer Abwasserwärmenutzungsanlage

3.3.5.1 Allgemeines

Die zur Abschätzung des vorliegenden theoretischen Abwasserwärmenutzungspotentials erforderlichen Informationen und Daten können der entsprechenden Fachliteratur (Buri et al. 2004; z. B. DWA 2020; Hamann 2015) entnommen werden (siehe auch Kapitel 2.2.2 und 3.3.3.). Aufgrund der Vielzahl an benötigten Informationen und der damit einhergehenden Komplexität ist in der Regel von einem erhöhten Zeitaufwand für eine erste Potentialabschätzung auszugehen.

Das im Rahmen dieser Dissertation entwickelte webbasierende Berechnungstool[12] zur vereinfachten Auslegung einer Abwasserwärmenutzungsanlage bietet sowohl Kommunen, Kanalnetzbetreibern und Bauherren die Möglichkeit, in wenigen Schritten eine erste Potentialabschätzung vorzunehmen. Durch das Tool wird der Nutzer in die Lage versetzt, die in Abbildung 3-4 und Abbildung 3-5 dargestellte Handlungsempfehlung in weiten Teilen mit wenigen Eingaben zu durchlaufen.[13]

3.3.5.2 Abschätzung des Gesamtenergiebedarfs und der benötigten Heizleistung

In Abbildung 3-9 ist die Eingabemaske zur Abschätzung des Gesamtenergiebedarfs und der benötigten Heizleistung des potentiellen Nutzers abgebildet. Über die Eingabe der Postleitzahl kann die entsprechende Wetterstation und Norm-Außentemperatur nach DIN EN 12831-1 zugeordnet werden, die für die vereinfachte Heizungsauslegung erforderlich sind.

Der zwischen „Historisch“ und „Prognose“ auszuwählende Betrachtungszeitraum bietet die Möglichkeit, die überschlägige Heizungsauslegung auf Grundlage der vom Deutschen Wetterdienst (DWD) herausgegebenen historischen oder prognostizierten Wetterdaten zu vollziehen. Die beheizte Fläche ist vom Nutzer einzugeben und kann, sofern keine entsprechenden Daten vorliegen auch über gängige Onlinekartendienste abgeschätzt werden.

---

12 https://www.bauing.uni-kl.de/baubetrieb/innoa2/ (zuletzt abgerufen am 20.11.2020).

13 Das Tool ersetzt keine Fachplanung, sondern gibt (basierend auf den Eingaben) lediglich Hinweise, welches Abwasserwärmenutzungspotential vorliegt. Auf die zugrundeliegenden Formeln wird an dieser Stelle nicht im Detail eingegangen, sondern auf die entsprechende Literatur verwiesen.

Des Weiteren ist es notwendig, das betrachtete Gebäude des potentiellen Nutzers in die Kategorie Wohngebäude oder Nichtwohngebäude einzuordnen. Die Zuordnung erlaubt eine genauere Abschätzung des Warmwasserbedarfs.

Liegt dem Nutzer die spezifische Heizleistung pro Quadratmeter vor, so kann diese direkt im dafür vorgesehenen Feld eingegeben werden. Sind keine Informationen zur spezifischen Heizleistung des betrachteten Gebäudes bekannt, sind von den angegebenen Leitwerten ein für das Gebäude passender auszuwählen.

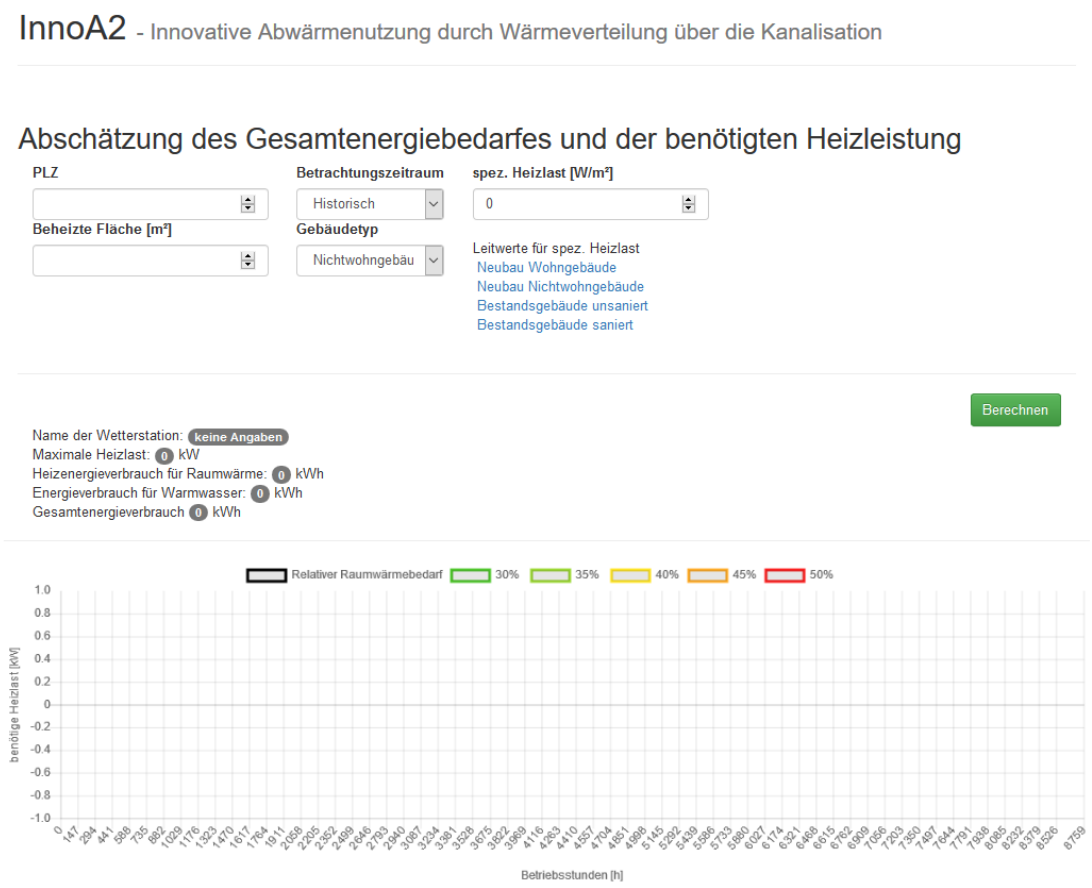


Abbildung 3-9: Auszug der Eingabemaske InnoA2-Berechnungstool zur Abschätzung des Gesamtenergiebedarfs und der benötigten Heizleistung

Anhand der zuvor beschriebenen Eingaben wird anschließend der relative Raumwärmebedarf, die zugeordnete Wetterstation, die maximal benötigte Heizleistung, der Heizenergieverbrauch für Raumwärme, der Energieverbrauch für Warmwasser und der Gesamtenergieverbrauch abgeschätzt. Die Darstellung des Raumwärmebedarfs erfolgt als geordnete Jahresdauerlinie.

3.3.5.3 Wärmebereitstellung aus Abwasser

Zur Bewertung des vorliegenden theoretischen Abwasserwärmepotentials (vgl. Kapitel 2.1) sind der vorliegende Abwasservolumenstrom, die dazugehörige Abwassertemperatur und die angestrebte Jahresarbeitszahl der Wärmepumpe einzutragen (Abbildung 3-10). Mit diesen Informationen kann das theoretische Potential der Abwasserwärmenutzung am betrachteten Ort abgeschätzt werden. Soll zusätzlich der InnoA2-Ansatz berücksichtigt bzw. der herkömmlichen Abwasserwärmenutzung gegenübergestellt werden, so ist ebenfalls die angestrebte Abwasserzieltemperatur zu hinterlegen. Zu berücksichtigen ist an dieser Stelle, dass ein Abwasservolumenstrom von mindestens 10 l/s vorliegen sollte, damit ein effizienter und wirtschaftlicher Wärmetauschprozess durch die am Markt etablierten Wärmetauscher sichergestellt wird. In Einzelfällen kann auch ein geringerer Abwasservolumenstrom wirtschaftliche Ergebnisse erzielen. Diese Fälle werden im Tool nicht abgebildet.

Da die tatsächliche Jahresarbeitszahl (JAZ) der Wärmepumpe das Verhältnis zwischen der letztlich erzeugten Wärmeenergie und der zugeführten Energie (i. d. R. Strom) im Betrieb darstellt, kann sie nicht vorab berechnet werden, sondern wird in der Nutzungsphase ermittelt. Generell sind Wärmepumpensysteme möglichst effizient, d. h. mit einer möglichst hohen JAZ zu planen. Der DIN EN 15450 können entsprechende Mindest- und Zielwerte der JAZ (für Mitteleuropa) entnommen werden. Je nach Einsatzort der Wärmepumpe (Neubau – Gebäudesanierung) reichen die Standardmindest- bzw. -zielwerte der JAZ von 3,5 bis 4,5 (DIN EN 15450, 38 f.). Als erster Richtwert eignet sich eine JAZ von 4. Eine rechnerische Alternative bietet das statische Berechnungsverfahren nach VDI 4650 Blatt 1 2019.

Die der Berechnung zugrunde gelegte Abwassertemperatur ist im Idealfall bekannt. Sollte dies nicht der Fall sein, kann für die Ersteinschätzung auch die Temperatur im Kläranlagenzulauf, ein betriebsinterner Erfahrungswert oder die in der Literatur zumeist angegebene durchschnittliche Abwassertemperatur von ca. 10-15 °C zugrunde gelegt werden (DWA 2020). Zur genaueren Abschätzung des vorliegenden Potentials sind realitätsnahe Werte (Abwasservolumenstrom und -temperatur) unabdingbar. Die dafür notwendigen Messungen sollten in der Heizperiode stattfinden (DWA 2020).

Der Potentialabschätzung liegt ein interner Abwassertemperaturgrenzwert von 12 °C zugrunde, weshalb keine Berechnungen mit Abwassertemperaturen von weniger als 12 °C möglich sind. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass in diesem Fall negative Auswirkungen im Zuge der Abwasserwärmenutzung für die Kläranlage quasi ausgeschlossen werden können. Nach dem Überströmen der Abwasserwärmenutzungsanlage würde die Abwassertemperatur somit noch 12 °C betragen. Entsprechend wird für die

Potentialabschätzung die Temperaturdifferenz zwischen der eingegebenen Abwassertemperatur und dem Abwassertemperaturgrenzwert von 12 °C zugrunde gelegt.

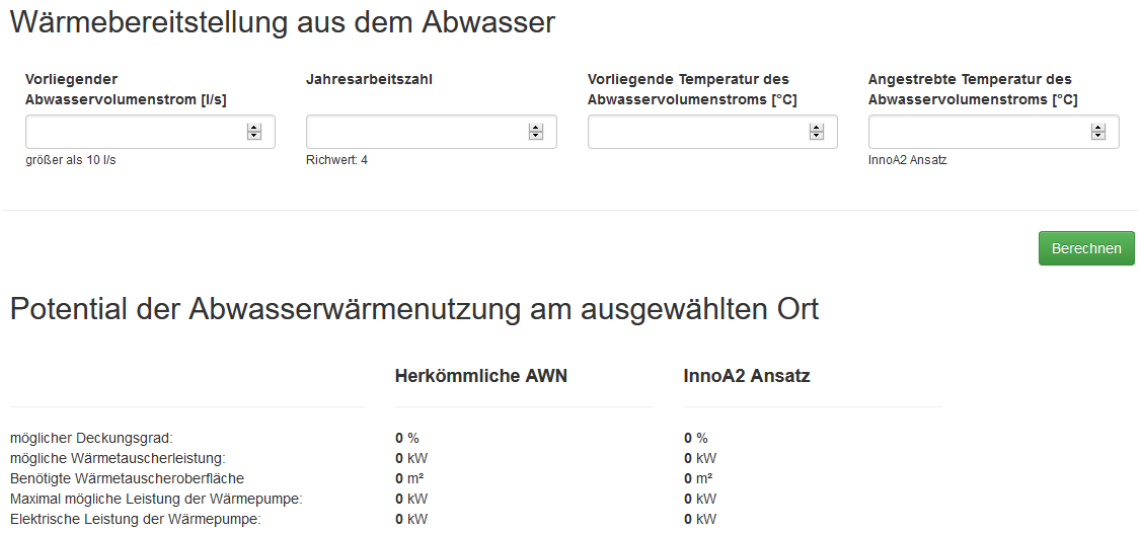
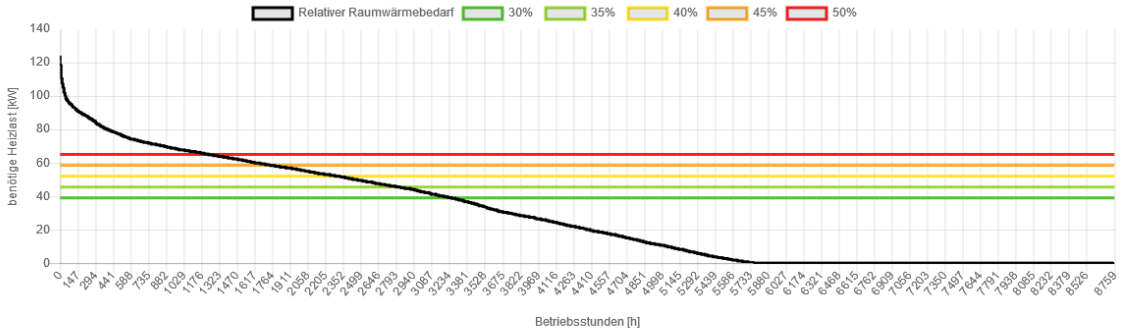


Abbildung 3-10: Auszug der Eingabemaske InnoA2-Berechnungstool zur Abschätzung der Wärmebereitstellung aus dem Abwasser

Nach Eingabe der abgefragten Informationen wird sowohl grafisch als auch zahlenmäßig die Energiebereitstellung der Abwasserwärmenutzung bei unterschiedlichen Wärmepumpenauslegungen dargestellt (Abbildung 3-11). „Als Faustformel kann davon ausgegangen werden, dass eine Wärmepumpe, die beispielsweise auf einen Drittel des gesamten Wärmeleistungsbedarfs ausgelegt wird, rund drei Viertel des gesamten jährlichen Raumwärmebedarfs abdeckt, der Spitzenkessel muss lediglich das restliche Viertel [...] abdecken“ (DWA 2020, S. 33). Wie zuvor in Kapitel 3.3.4 beschrieben, stellt die Wärmepumpe einen zentralen Kostenfaktor dar. Aus diesem Grund bietet eine bivalente Heizungsanlage neben einer erhöhten Versorgungssicherheit in der Regel auch geringere Investitionskosten, da die eingesetzte Wärmepumpe nicht die Spitzenlasten abdecken muss.



Energiebereitstellung der Abwasserwärmenutzung bei Wärmepumpenauslgenung auf

30% der maximalen Heizlast:
173 110 kWh
35% der maximalen Heizlast:
192 870 kWh
40% der maximalen Heizlast:
209 480 kWh
45% der maximalen Heizlast:
222 680 kWh
50% der maximalen Heizlast:
232 400 kWh

Abbildung 3-11: Beispielhafter Auszug verschiedener Wärmepumpenauslegungen aus dem InnoA2-Berechnungstool

3.3.5.4 Potential der Abwasserwärmenutzung am ausgewählten Ort

Neben der grafischen Ergebnisdarstellung (Abbildung 3-11) erfolgt auch eine erweiterte Potentialabschätzung für das betrachtete Projekt (Abbildung 3-12). Dabei wird der mögliche Deckungsgrad, die mögliche Wärmeübertragerleistung, die dafür benötigte Wärmeübertragerfläche, die maximal mögliche Leistung der Wärmepumpe und die elektrische Leistung der Wärmepumpe ermittelt. Ist zuvor auch eine Zielabwassertemperatur im Rahmen des InnoA2-Ansatzes festgelegt worden, wird unter diesen Randbedingungen ebenfalls die eben genannten Aspekte berechnet. Somit ist ein direkter Vergleich zwischen der herkömmlichen und der durch den InnoA2-Ansatz modifizierten Abwasserwärmenutzung möglich.

Potential der Abwasserwärmenutzung am ausgewählten Ort

	Herkömmliche AWN	InnoA2 Ansatz
möglicher Deckungsgrad:	**52.4** %	**157.1** %
mögliche Wärmetauscherleistung:	**50** kW	**151** kW
Benötigte Wärmetauscheroberfläche	**31** m²	**94** m²
Maximal mögliche Leistung der Wärmepumpe:	**67** kW	**201** kW
Elektrische Leistung der Wärmepumpe:	**17** kW	**50** kW

Abbildung 3-12: Ergebnisse einer beispielhaften Potentialabschätzung aus dem InnoA2-Berechnungstool

3.3.5.5 Vereinfachte Auslegung der möglichen Abwasserwärmenutzungsanlage

Wie in Abbildung 3-13 zu erkennen, erfolgt im weiteren Verlauf eine vereinfachte Auslegung der möglichen Abwasserwärmenutzungsanlage. Neben der zuvor ermittelten Heizleistung wird ein Hinweis gegeben, ob eine monovalente Heizungsanlage vom vorliegenden Potential her möglich ist. Stellen die vorliegenden Randbedingungen ein ausreichendes Potential dar, so wird eine monovalente Abwasserwärmenutzungsanlage für das zuvor eingegebene Beispiel vereinfacht ausgelegt. Sollte das vorliegende Potential nicht ausreichen, wird dies an dieser Stelle kenntlich gemacht. Da bei einer Abwasserwärmenutzungsanlage in der Regel der Einsatz einer bivalenten Heizungsanlage die wirtschaftlichere Variante darstellt, folgt diese vereinfachte Auslegung als letzte Option.

Die durch dieses Tool ermittelten Ergebnisse ersetzen keine Fachplanung, geben jedoch ersten Hinweis auf das vorliegende Potential, welches im Anschluss gezielt geprüft werden kann. Somit eröffnet dieses online basierte Berechnungstool vielen potentiellen Abwasserwärmenutzungsanwendern die Möglichkeit, ohne detaillierte Vorkenntnisse eine erste Potentialabschätzung durchzuführen.

Vereinfachte Auslegung der möglichen Abwasserwärmenutzungsanlage

	Herkömmliche AWN	InnoA2 Ansatz
benötigte Heizlast	128 kW	128 kW
monovalente Heizungsanlage möglich	Nein	Ja

Monovalente Auslegung	Herkömmliche AWN	InnoA2 Ansatz
Benötigte Leistung der Wärmepumpe:	**0** kW	**128** kW
Elektrische Leistung der Wärmepumpe:	**0** kW	**32** kW
Benötigte Wärmetauscherleistung:	**0** kW	**96** kW
Benötigte Wärmetauscheroberfläche	**0** m²	**60** m²

Bivalente Auslegung 35%	Herkömmliche AWN	InnoA2 Ansatz
Benötigte Leistung der Wärmepumpe:	**45** kW	**45** kW
Elektrische Leistung der Wärmepumpe:	**11** kW	**11** kW
Benötigte Wärmetauscherleistung:	**34** kW	**34** kW
Benötigte Wärmetauscheroberfläche	**63** m²	**21** m²

Abbildung 3-13: Auszug einer vereinfachten Abwasserwärmenutzungsanlagenauslegung mithilfe des InnoA2-Berechnungstools

4 Mögliche Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen

4.1 Allgemeines

Durch die gezielte Abwassertemperaturerhöhung ist es möglich, dass Effekte wie beispielsweise Geruch und Korrosion in der Kanalisation im bestehenden Entwässerungssystem auftreten, die im Normalbetrieb (ohne gezielte Temperaturerhöhung) nicht bzw. nicht so stark auftreten würden (DWA-Themen 2016; Feldhaus et al. 2005; Müller et al. 2010). Wichtig ist daher, mögliche Auswirkungen auf den Kanalbetrieb und die Kanalsubstanz infolge erhöhter Abwassertemperaturen zu lokalisieren und aufzuzeigen, um diese so zu berücksichtigen oder ggf. Gegenmaßnahmen einleiten zu können. Hierbei ist insbesondere das Thema *Schwefelwasserstoff* (H_2S) zu betrachten, da sich H_2S sowohl auf den Betrieb (Kapitel 4.4.7 Geruchsbelastung durch H_2S) als auch auf die Instandhaltung der Abwasserinfrastruktur – in Form der biogenen Schwefelsäure-Korrosion (Kapitel 4.5) – auswirkt. Die Grundvoraussetzung zur Bildung von H_2S im Abwasserkanal sind Sulfide (vgl. Kapitel 4.4). Diese entstehen unter anaeroben Bedingungen, vorwiegend aufgrund der stattfindenden Sulfatatmung (vgl. 4.4.3 Desulfurikation). Auch die Art des Kanals bzw. die Zusammensetzung des Abwassers (vgl. Kapitel 4.4.4 und 4.4.5) sowie die Fließgeschwindigkeit und die Verweilzeit haben Einfluss auf die Sulfidentwicklung (vgl. Kapitel 4.4.6). Üblicherweise sind aufgrund der sulfidrelevanten Abwasserinhaltsstoffe nur Misch- bzw. Schmutzwasserkanäle von Sulfidproblemen betroffen (Weismann et al. 2007). In reinen Regenwasserkanälen treten keine Sulfidprobleme auf, da das Niederschlagswasser sulfidfrei ist (Weismann et al. 2007).

Eine systematische Untersuchung möglicher Auswirkungen infolge gezielt erhöhter Abwassertemperaturen (> 35 °C) auf den Kanalbetrieb und die Kanalsubstanz liegt bisher nicht vor. Bislang stand der Einfluss der Temperatur auf die biologischen Abwasserreinigungsprozesse im Fokus (Cao et al. 2008; Sperling et al. 2005; Wichern et al. 2017). Im Rahmen des Forschungsprojekts *EXPOVAL* sind von Wichern et al. (2017) diesbezüglich Untersuchungen zum Stand von Wissenschaft und Technik durchgeführt worden. Dabei konnte festgestellt werden, dass auch hier Bemessungsempfehlungen für höhere Abwassertemperaturen fehlen und folglich primär Bemessungsempfehlungen für mittlere Temperaturbereiche Anwendung finden (Wichern et al. 2017). Da auch Betriebsergebnisse von Kläranlagen bei hohen Abwassertemperaturen in der Literatur nur begrenzt verfügbar sind, wurden diese im Rahmen desselben Forschungsprojektes (EXPOVAL) selbst erhoben. Das betrachtete Temperaturmaximum lag bei 30 °C. Auch

die bisher bekannten Untersuchungen zur Sulfidentwicklung in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur (Kapitel 4.4, Abbildung 4-4) beziehen sich lediglich auf 30 °C (Thistlethwayte 1972). Darüber hinaus zeigen weltweite Beispiele für unterschiedliche Abwassertemperaturen im Zulauf der Kläranlage (DWA-Themen 2016) maximale Abwassertemperaturen von 35 °C[14] (z. B. in Ägypten und Vereinigte Arabische Emirate). Die von Metcalf & Eddy (2014) aufgeführten Abwassertemperaturen im Jahresverlauf liegen sowohl an unterschiedlichen Orten in Amerika als auch in Griechenland (Thessiloniki), Japan (Tokyo) und Jordanien (Ma‘an) ebenfalls unter 35 °C. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass weltweit unterschiedliche Abwassertemperaturen auftreten, die in der Regel jedoch weniger als 35 °C betragen.

Aufgrund der fehlenden Literaturgrundlage für Abwassertemperaturen > 35 °C werden die im Folgenden betrachteten Auswirkungen infolge gezielt erhöhter Abwassertemperaturen auf den für Deutschland maximal zulässigen Abwassertemperaturgrenzwert von 35 °C (DIN 1986-3; DWA 2013; Imhoff und Imhoff 2018) bezogen. Dabei stehen insbesondere die Auswirkungen der gezielt erhöhten Abwassertemperaturen auf die Abwassereigenschaften und die im Zusammenhang mit Schwefelwasserstoff auftretenden Herausforderungen für den Betrieb und die Kanalsubstanz im Vordergrund sowie die Chancen und Risiken erhöhter Abwassertemperaturen im Zulauf der Kläranlage.

4.2 Physikalische Eigenschaften

4.2.1 Dichte des Wassers

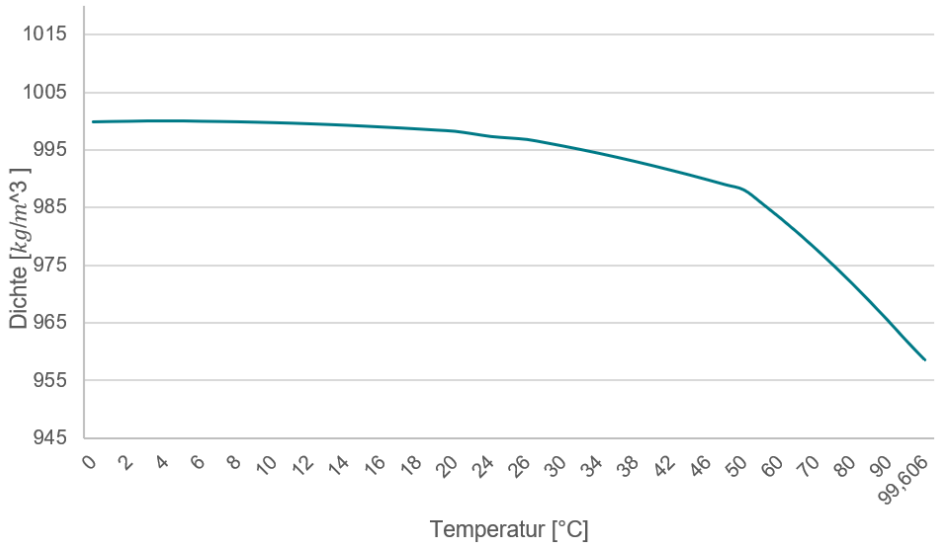


Abbildung 4-1: Änderung der Dichte reinen Wassers mit steigender Temperatur (VDI-Gesellschaft 2013)

[14] Die in DWA-Themen 2016 aufgeführten Werte sind anlagenspezifisch und dienen als Richtwerte.

Viele physikalische Eigenschaften, die das Abflussverhalten des Abwassers beeinflussen, sind abhängig von der in Abbildung 4-1 dargestellten Dichte. Bei einer Temperatur von 4 °C befindet sich das Maximum der Dichte von Wasser mit 999,97 kg/m³ und das geringste Volumen. Im Gegensatz zu fast allen Flüssigkeiten vergrößert sich somit das Volumen sowohl bei einer Temperaturerhöhung über 4 °C als auch einer Abkühlung unter 4 °C (*Anomalie des Wassers*), wodurch die Dichte abnimmt. Je höher die vorliegende Wassertemperatur, desto geringer ist die entsprechende Dichte des Wassers. Vom Maximum bis zur betrachteten Temperaturgrenze von 35 °C ändert sich die Dichte um lediglich ca. 6 kg/m³ (von 999,97 kg/m³ auf 994,03 kg/m³). Die Differenz zwischen der üblichen Jahresmitteltemperatur von 15 °C (999,10 kg/m³) und der eben genannten Dichte bei 35 °C (994,03 kg/m³) liegt bei knapp 0,5 % und ist zu vernachlässigen.

4.2.2 Viskosität

Zur Gewährleistung eines ablagerungsfreien Kanalbetriebs bzw. zur Verminderung von Ablagerungen sind Mindestfließgeschwindigkeiten des Abwassers zu gewährleisten (Gujer 2007). Als Alternative bieten sich die Berechnungsansätze zur Ermittlung der minimalen Wandschubspannung nach DWA (2006) an. In diesem Zusammenhang ist die temperaturabhängige Viskosität zu nennen, da diese Einfluss auf den Fließwiderstand und die Art der Strömung hat (Gujer 2007; Surek 2014). Mithilfe von (4-1) ist es möglich, die Wandschubspannung auch ohne die Berücksichtigung der Viskosität zu berechnen. Wegen des Einflusses der Temperatur auf die Dichte (vgl. Kapitel 4.2.1) hat eine gezielte Abwassertemperaturerhöhung auch indirekt eine Auswirkung auf die Wandschubspannung. Dennoch sollten die Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen auch auf die Viskosität nicht außer Acht gelassen werden, da diese in weiteren wichtigen Kennzahlen (z. B. Reynoldszahl[15] und Prandtl-Zahl[16]) Berücksichtigung findet.

[15] Dimensionslose Kennzahl zur Bestimmung der Strömungsart (laminar bzw. turbulent).

[16] Dimensionslose Kennzahl von Fluiden; Definiert Verhältnis zwischen Temperaturleitfähigkeit und kinematischer Viskosität.

$$\tau = \rho * g * r_{hy} * J_R \tag{4-1}$$

τ	*Schubspannung [N/m²]*
g	*Erdbeschleunigung [m/s²]*
J_R	*Reibungsgefälle [-]*
r_{hy}	*hydraulischer Radius [m]*
ρ	*Dichte [kg/m³]*

Das Abwasser wird an dieser Stelle vereinfacht als reines Wasser angenommen, da „auch gering belastetes Abwasser, wie es im kommunalen Bereich vorliegt [...] [wie reines Wasser] als Newtonsches Fluid betrachtet werden [kann]“ (Surek 2014, S. 91). Je nach Zusammensetzung des Abwassers kann sich die Viskosität allerdings von der Viskosität von gering belastetem Abwasser unterscheiden (Koppe et al. 1999).

Im Allgemeinen wird bei Newton‘schen Fluiden zwischen der dynamischen (4-2) und der kinematischen (4-3) Viskosität unterschieden, welche über die Dichte miteinander in Bezug stehen. „Die dynamische Viskosität η errechnet sich als der Quotient aus der Schubspannung und der Scherrate“ (Reichel 2015, S. 38).

$$\eta = \frac{\tau}{\dot{y}} \tag{4-2}$$

η	*dynamische Viskosität [N*s/m²]*
τ	*Schubspannung [N/m²]*
$\dot{y}$	*Scherrate [s-1]*

Die kinematische Viskosität ist der Quotient aus der dynamischen Viskosität und der Dichte (Sigloch 2008; Surek et al. 2017).

$$\nu = \frac{\eta}{\rho} \tag{4-3}$$

ν	*kinematische Viskosität [m²/s]*
η	*dynamische Viskosität [N*s/m²]*
ρ	*Dichte [kg/m³]*

Aufgrund der verringerten Kohäsion bei höheren Temperaturen nimmt die Viskosität von Wasser ab (Koppe et al. 1999; Sigloch 2008). Dies ist dem Verlauf der dynamischen (Abbildung 4-2) Viskosität (in Abhängigkeit von der Temperatur und einem konstanten Druck von einem bar) zu entnehmen. Folglich ist auch bei erhöhten Abwassertemperaturen von einer geringeren Viskosität auszugehen, außer es liegen viskositätserhöhende Stoffe wie beispielsweise Polyelektrolyte vor, die in der Abwassertechnik

eingesetzt werden und schon in geringen Mengen wirken (Koppe et al. 1999). Darüber hinaus kann sich eine geringere Viskosität auch positiv auf die Entwässerung des Klärschlammes auswirken (Kopp 2009; Moshage 2004).

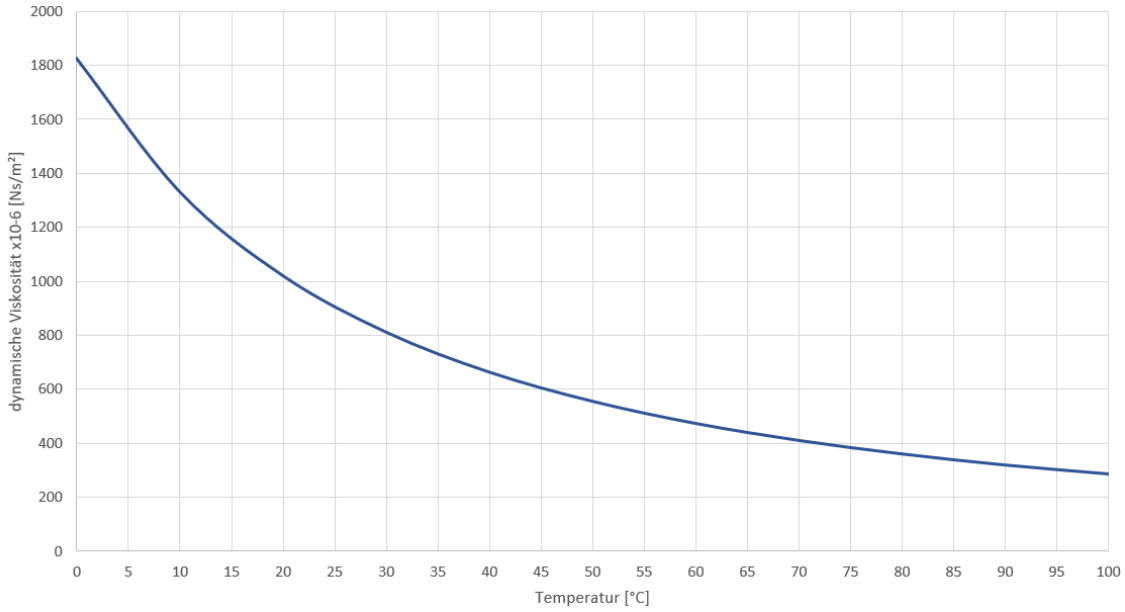


Abbildung 4-2: Dynamische Viskosität von Wasser in Abhängigkeit von der Temperatur bei einem Druck von 1 bar (Sigloch 2008)

4.3 Löslichkeit der sich im Abwasser befindenden Gase

4.3.1 Allgemein

Das sich im Entwässerungsnetz befindende Abwasser unterliegt während des Fließweges zur Kläranlage einigen biologischen und chemischen Prozessen (DWA 2012c; Frey 2008; Weismann et al. 2007). Dabei weisen das Abwasser und die Kanalatmosphäre, je nach vorliegender Temperatur, unterschiedliche Zusammensetzungen gelöster Gase auf. Dies ist auf die verringerte Löslichkeit von Gasen bei erhöhten Abwassertemperaturen zurückzuführen (Feldhaus et al. 2005; Koppe et al. 1999; Weismann et al. 2007). Aufgrund der besonderen Bedeutung für den Betrieb und die Kanalsubstanz wird die Löslichkeit von Sauerstoff, Methan, Kohlenstoffdioxid und Schwefelwasserstoff bei erhöhten Abwassertemperaturen betrachtet.

4.3.2 Sauerstoff

Höhere Abwassertemperaturen vermindern die Löslichkeit von Sauerstoff im Abwasser (DWA-Themen 2016; Feldhaus et al. 2005; Koppe et al. 1999; Matsche et al. 2005). Zusätzlich können höhere Abwassertemperaturen zu einer Steigerung der biologischen

Aktivität im Kanal führen (Feldhaus et al. 2005; Frechen 2015; Frey 2008; Matsche et al. 2005; Weismann et al. 2007). Infolge der verminderten Sauerstofflöslichkeit und dem erhöhten Sauerstoffbedarf der Bakterien ist die Bildung eines anaerobes Milieus wahrscheinlich (Feldhaus et al. 2005; Matsche et al. 2005). Mögliche negative Auswirkungen infolge eines anaeroben Milieus sind insbesondere in Kapitel 4.4.7 und 4.5 näher beschrieben.

Generell kann zwischen drei unterschiedlichen Milieus in Zusammenhang mit Sauerstoff gesprochen werden:

- anaerob – Sauerstoff liegt weder gelöst, ungelöst noch gebunden vor
- aerob – Sauerstoff liegt gelöst vor
- anoxisch – Sauerstoff liegt nur gebunden oder ungelöst vor

4.3.3 Methan

Methan ist ein klimawirksames Gas, das bei geringen Temperaturen eine hohe Löslichkeit aufweist (Theilen et al. 2016). Bei steigenden Temperaturen hingegen nimmt die Löslichkeit von Methan im Abwasser ab (Koppe et al. 1999). Neben der Temperatur ist die Konzentration von Methan in der Kanalatmosphäre u. a. auch von anaeroben und aeroben Prozessen sowie den vorliegenden Fließzeiten und dem Gefälle abhängig (Koppe et al. 1999). Folglich wird das Treibhausgas Methan bei steigenden Abwassertemperaturen ausgestrippt und gelangt aus dem Abwasser zunächst in die Kanalatmosphäre und anschließend über die Kanalbelüftung in die Atmosphäre. In Verbindung mit Sauerstoff bzw. Luft können sich außerdem explosive Gemische bilden (Koppe et al. 1999; Pinnekamp et al. 2006).

4.3.4 Kohlenstoffdioxid

Die Löslichkeit von Kohlenstoffdioxid nimmt mit steigenden Temperaturen ebenfalls ab und Kohlenstoffdioxid wird ausgestrippt (Koppe et al. 1999). Je nach CO_2 Konzentration variiert auch die Löslichkeit von im Wasser befindlichen Calciumkarbonat (Zilch et al. 2013). Die in diesem Zusammenhang stehende Karbonatisierung des Betons wird in Kapitel 4.8 genauer betrachtet. Bei einer zunehmenden Kohlenstoffdioxidkonzentration in der Kanalatmosphäre ist darüber hinaus auch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zu beachten. Dieses beeinflusst den pH-Wert des Wassers und wirkt sich auf das pH-Puffervermögen aus (Gujer 2007; Kopp 2009; Koppe et al. 1999; Wisotzky et al. 2011). Das pH-Puffervermögen wird auch als chemischer Puffer bezeichnet, da er die Auswirkungen eines Säure- oder Baseneintrags abschwächt (Gujer 2007; Koppe et al. 1999; Wisotzky et al. 2011). Die Säurekapazität (Säurebindungsvermögen) des Abwassers wird dabei insbesondere von den Hydrogenkarbonaten beeinflusst, denn in

hydrogenkarbonatarmen Wassern sinkt der pH-Wert bei Säurezugabe signifikant im Vergleich zu Wasser mit hohem Gehalt (Gujer 2007; Kopp 2009; Koppe et al. 1999; Schönherr 2009). Neben dem Gleichgewicht von Kohlenstoff und Karbonaten sind für die Ausbildung eines chemischen Puffers im Abwasser auch andere Komponenten, wie die im Abwasser vorliegende Phosphate, Citrate, Acetate sowie verschiedene Ammoniumverbindungen, essentiell (Koppe et al. 1999). Infolge der gesteigerten Abwassertemperatur ist neben dem geringeren Anteil an gelöstem Kohlenstoffdioxid auch von einer geringeren Konzentration an Kohlensäure und folglich einer erhöhten Säurekapazität auszugehen. Dies bestätigen die Untersuchungen von Kopp et al. (2006) indirekt, indem gezeigt werden konnte, dass bei sinkenden Temperaturen eine Anreicherung von Kohlenstoffdioxid stattfindet und die Säurekapazität abnimmt. Weitere Informationen zum Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht sind u. a. Kopp (2009), Kopp et al. (2006) und Schönherr (2009), Wisotzky et al. (2011) zu entnehmen.

4.3.5 Schwefelwasserstoff

Auch beim Schwefelwasserstoff (H_2S) gilt: Je höher die Temperatur, desto geringer die Löslichkeit (Frey 2008; Matsche et al. 2005). Neben der Temperatur hat insbesondere der pH-Wert Auswirkungen auf die Form des vorliegenden Schwefelwasserstoffs (Kapitel 4.4) (DWA 2010; Frey 2008; Imhoff und Imhoff 2018; Matsche et al. 2005; Weismann et al. 2007). Die geringere Löslichkeit von Schwefelwasserstoff infolge erhöhter Abwassertemperaturen kann somit zu Herausforderungen während des Betriebs und der Instandhaltung der Kanalisation führen. So sind vor allem die Geruchsbelastung und die Biogene Schwefelsäure-Korrosion zu nennen, die in den Kapiteln Kapitel 4.4.7 und Kapitel 4.5 näher betrachtet werden.

4.4 Sulfide in der Kanalisation

4.4.1 Allgemein

Im Abwasser vorhandene Sulfide sind die Voraussetzung für negative Prozesse in der Kanalisation (Weismann et al. 2007). Sulfide gelangen in der Regel endogen, d. h. durch Abbau von Schwefelverbindungen und Sulfaten (Kapitel 4.4.2 und 4.4.3) bzw. exogen durch Einleitungen (meist Prozessabwässer von Industrie- bzw. Gewerbebetrieben) in die Kanalisation (Weismann et al. 2007). Die endogene Sulfidbildung (unter anaeroben Bedingungen) kann dabei unterteilt werden in Sulfidbildung in der fließenden Abwasserwelle, in der Sielhaut und im Sediment (Frey 2008). Der exogene Sulfideintrag hingegen ist insbesondere den Industriegruppen wie beispielsweise der Lebensmittel-

industrie, der chemische Industrie, der Reinigungsindustrie, der Holz- und Papierindustrie sowie der Metallverarbeitungsindustrie mit ihren sulfidbelasteten Prozessabwässern zuzuordnen (DWA 2019; Koppe et al. 1999). Neben den Inhaltsstoffen der entsprechenden Abwässer begünstigen auch weitere Faktoren (hohe Temperaturen, lange Aufenthaltszeiten des Abwassers, hohe organische Belastungen und Betriebsweise des Kanalsystems) die Sulfidbildung (DWA 2019; Schmidt et al. 2014). Liegt eine erhöhte Sulfidkonzentration im Abwasser vor, kann sich eine Grundwasserinfiltration – durch den entsprechenden Verdünnungseffekt – positiv auf die sulfidbedingten Prozesse im Kanal auswirken (Klose 1981; Weismann et al. 2007). Im Gegensatz hierzu kann vor allem Grundwasser, welches Schwefelwasserstoff enthält (z. B. thermale Grundwässer) über Infiltration in das Entwässerungssystem gelangen und durch höhere Sulfidbelastungen die negativen Prozesse befördern (Weismann et al. 2007). Ein Sulfateintrag über das Grundwasser ist laut Weismann et al. (2007) hingegen unproblematisch.

Häufig wird *Sulfid* (eigentlich S^{2-}Ion) als allgemeiner Begriff für die drei Dissoziationsstufen (undissoziierter gelöster Schwefelwasserstoff H_2S, Hydrogensulfid HS^- und Sulfid S^{2-}) des Schwefelwasserstoffs genannt (Matsche et al. 2005; Weismann et al. 2007). Neben der Temperatur und dem Gehalt verschiedener metallischer Verbindungen im Abwasser stellt der pH-Wert eine wichtige Kenngröße dar, der die Form des Sulfids im Abwasser bestimmt (Abbildung 4-3) (DWA 2010, 2019; Weismann et al. 2007). Je geringer der pH-Wert, desto größer ist der Anteil an gelöstem Schwefelwasserstoff der ausgasen kann (Imhoff und Imhoff 2018; Weismann et al. 2007).

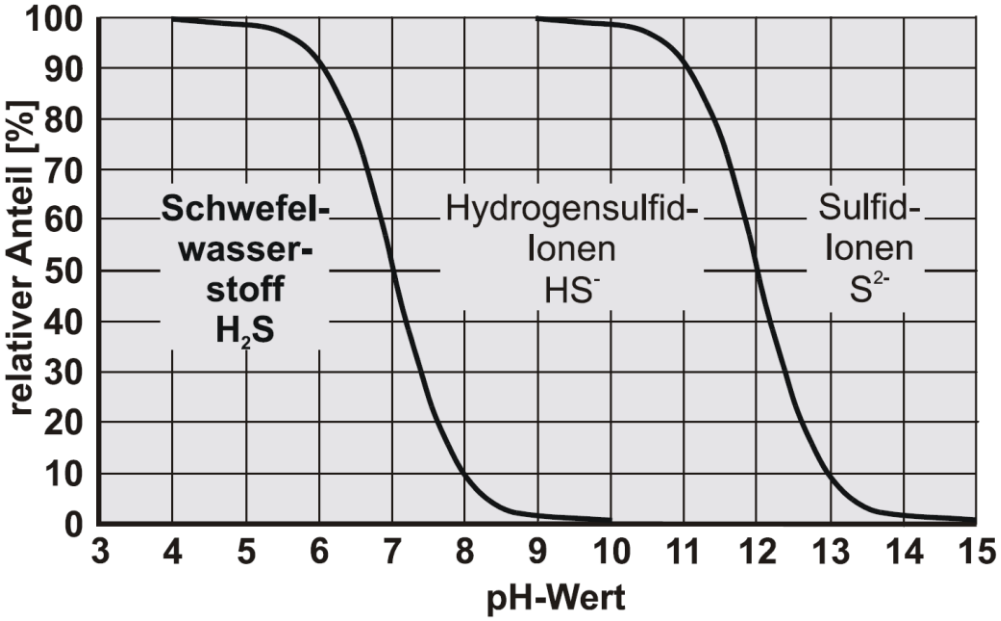


Abbildung 4-3: Einfluss des pH-Wertes auf das Dissoziationsgleichgewicht von Schwefelwasserstoff bei 20 °C (aus DWA 2019 nach Lohse 1986)

4.4.2 Desulfuration (Abbau organischer Schwefelverbindungen)

Die Sulfidbildung bei der Desulfuration erfolgt, indem organische Schwefelverbindungen unter vorwiegend anaeroben Bedingungen abgebaut werden (Frey 2008). Da die Desulfurikation im kommunalem Abwasser dominierend ist (Barjenbruch 2007; Frey 2008), wird die Desulfuration an dieser Stelle nicht weiter betrachtet. Als Grund nennt Lohse (1986) den geringeren Anteil an organischen Schwefelverbindungen im Abwasser. Weitergehende Informationen sind beispielsweise Frey (2008) und Lohse (1986) zu entnehmen.

4.4.3 Desulfurikation (Sulfatatmung)

Die Desulfurikation (Sulfatatmung) ist für den Großteil der im Abwasserkanal entstehenden Sulfide verantwortlich (Hvitved-Jacobsen et al. 2001; Lohse 1986). Unter vorwiegend anaeroben Bedingungen reduzieren Bakterien (Desulfurikanten) Sulfat zu Sulfid (Frey 2008; Weismann et al. 2007). Neben Wasserstoff werden auch andere organische Verbindungen wie beispielsweise Proteine, organische Sulfate, Thioaminosäuren und elementarer Schwefel als Substrat für die Desulfurikanten genutzt (Matsche et al. 2005; Weismann et al. 2007). Bei diesem Prozess ((4-4) und (4-5)) wird Schwefelwasserstoff freigesetzt (Matsche et al. 2005; Weismann et al. 2007).

$$SO_4^{2-} + \text{organischer Kohlenstoff} \rightarrow S^{2-} + H_2O + CO_2 \qquad (4\text{-}4)$$

$$S^{2-} + 2H^+ \rightarrow H_2S \qquad (4\text{-}5)$$

Die optimalen Lebensbedingungen der Desulfurikanten sind in Tabelle 4-1 dargestellt. Dabei wird deutlich, dass diese im Abwasser ubiquitär sind und auch in aeroben Bereichen über längere Zeit inaktiv überdauern können (Frey 2008; Weismann et al. 2007).

Tabelle 4-1: Lebensbedingungen für Desulfurikanten (Frey 2008)

	Spezifikation	**Einheit**	**Bemerkung**
Temperatur	-5 bis 75	°C	Optimum bei 45 °C
pH-Wert	5 bis 9,5	-	Optimum bei 7 bis 8
Sauerstoffkonzentration	< 1	mg O_2/l	
Redoxpotential	+115 bis -450	mV	
Sulfatlimitierung	< 15	mg $SO_4 - S$/l	
CSB-Limitierung	< 200	mg CSB/l	

Den Untersuchungen und Recherchen von Frey (2008) zufolge ist trotz vorliegender Desulfurikanten nicht mit einer Sulfidbildung in der fließenden Abwasserwelle (unter anaeroben Bedingungen) infolge der Sulfatatmung zu rechnen, sofern weder eine Sielhaut noch Ablagerungen im Kanal vorliegen. Sind eine Sielhaut bzw. Ablagerungen vorhanden, wirken sich diese auf die Desulfurikation aus. Dabei hat insbesondere die Sielhaut maßgeblichen Einfluss auf die Desulfurikation (Barjenbruch 2007; DWA 2010, 2019; Frey 2008; Koppe et al. 1999; Matsche et al. 2005; Weismann et al. 2007). Bereits ab einer Sielhautdicke von 0,1 mm kann es zu einer signifikanten Sulfidproduktion kommen (DWA 2010, 2019). Neben dem pH-Wert haben auch die Aufenthaltszeit und die organische Belastung sowie die Sulfatkonzentration Einfluss auf die Sulfidproduktion der Sielhaut (Frey 2008). Nach Barjenbruch (2007) begünstigen lange Aufenthaltszeiten des Abwassers den Übergang in einen anaeroben Zustand und haben so Einfluss auf die Sulfidbildung (Barjenbruch 2007). Als kritische Aufenthaltszeit des Abwassers in Freispiegelleitungen wird von Barjenbruch (2007) ein Zeitraum von mehr als 4 Stunden angegeben. Klose (1981) und Weismann et al. (2007) gehen von einer unbedeutenden Sulfidbildung bis zu einem Abwasseralter von rund 10 Stunden aus. „Die Sulfid-Entwicklung wird im Wesentlichen durch die Trockenwetterbedingungen bestimmt. Auch bei wärmeren Abwässern stellen sich problematische Verhältnisse im Allgemeinen erst bei größeren Fließzeiten als zehn Stunden ein“ (Weismann et al. 2007, S. 329).

Die Fließgeschwindigkeit des Abwassers hingegen hat keinen eindeutigen Einfluss auf die Sulfidbildung (Barjenbruch 2007). Eine geringe Fließgeschwindigkeit kann jedoch Ablagerungen begünstigen und zur Bildung einer dickeren Sielhaut führen, welche dann wiederrum – wie oben erläutert – Auswirkungen auf die Desulfurikation hat (Barjenbruch 2007; Schmidt et al. 2014; Weismann et al. 2007). Das Thema *Sielhaut* wird in Kapitel 4.4.6 nochmal gezielt aufgegriffen. Die Desulfurikation im Sediment verhält sich ähnlich zu der in der Sielhaut (Frey 2008). Weitergehende Informationen diesbezüglich sind Frey (2008) zu entnehmen.

Neben den genannten Einflüssen auf die Sulfidproduktion der Sielhaut bzw. des Sediments hat die Abwassertemperatur einen generellen Einfluss auf die Sulfidentwicklung (Thistlethwayte 1972). Wie in Abbildung 4-4 dargestellt, steigt mit zunehmender Abwassertemperatur die Sulfidentwicklung an (Barjenbruch 2007; Thistlethwayte 1972; Weismann et al. 2007). Der weitere Verlauf der Sulfidentwicklung bei Temperaturen kleiner 5 °C und größer 30 °C ist nicht dargestellt. Dennoch ist bekannt, dass das Temperaturoptimum bei 45 °C, das -minimum bei -5 °C und das -maximun bei 75 °C vorliegt (Tabelle 4-1). Daraus lässt sich schließen, dass die Kurve bis zum Temperaturoptimum ansteigen könnte, sofern keine hemmenden Einflüsse (z. B. limitiertes Substrat für die Desulfurikanten) vorliegen und anschließend wieder abfällt.

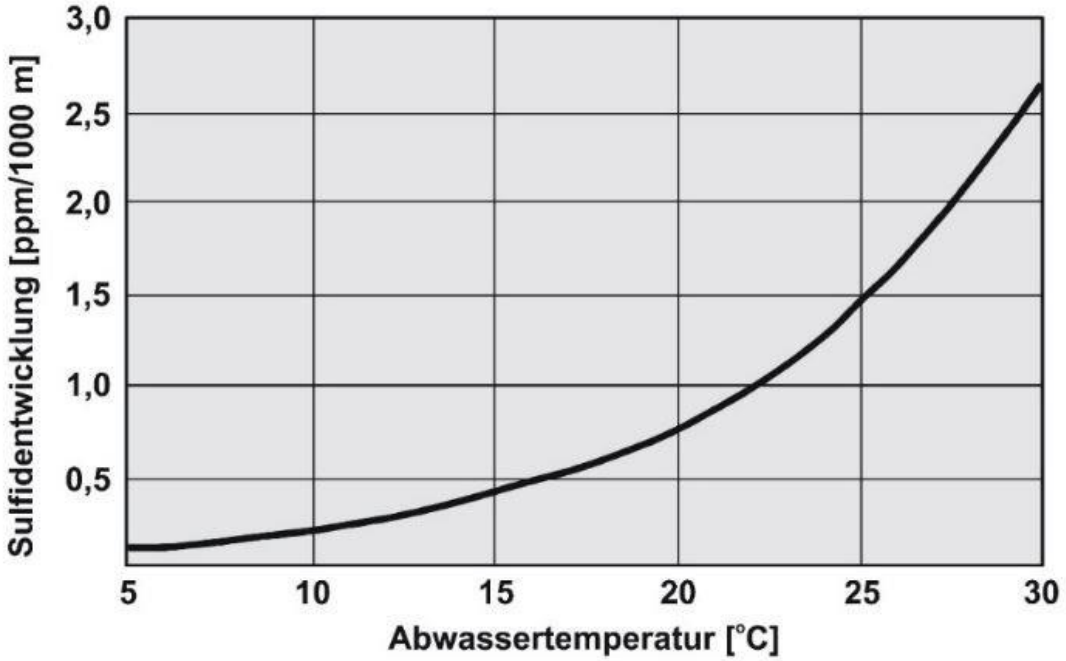


Abbildung 4-4: Sulfidentwicklung in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Abflussstrecke (aus ATV 2003 nach Thistlethwayte 1972)

Diese Vermutung der steigenden Sulfidentwicklung bis 45 °C und der anschließenden Reduzierung wird von Müller et al. (2010) in Abbildung 4-5 bestätigt. Zu erkennen ist der Anstieg der Sulfidentwicklungsrate bis zum Temperaturoptimum der Desulfurikanten bei 45 °C. Nach dem Überschreiten des Temperaturoptimums ist die Sulfidentwicklungsrate leicht rückläufig. Die zugrundeliegenden Daten sind theoretischer Natur und basieren auf dem typischen mikrobiellen Wachstum einer Bakterienkultur und sind, dem Forschungsbericht nach, zu urteilen noch nicht labortechnisch bzw. in einer Pilotanlage bestätigt (Müller et al. 2010).

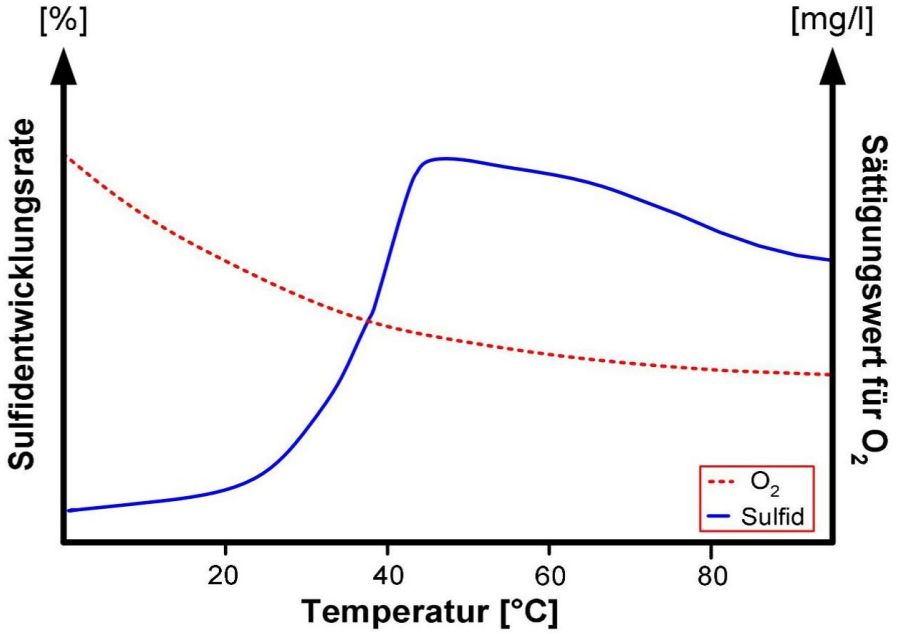


Abbildung 4-5: Temperaturabhängige Sulfidentwicklungsrate (Müller et al. 2010)

4.4.4 Sulfat

Nach Frey (2008) stellt Sulfat rund 75 % der Schwefelverbindungen im häuslichen Abwasser dar. Es gelangt vorwiegend über das Trinkwasser, Nahrungsmittel, menschlicher Harn und Waschmittelrückstände ins Abwasser (Barjenbruch et al. 2004; Feldhaus et al. 2005; Frey 2008; Koppe et al. 1999; Weismann et al. 2007). Unter anaeroben Bedingungen wird das vorliegende Sulfat zu Sulfidionen reduziert (vgl. Kapitel 4.4.3) und liegt anschließend in Abhängigkeit von dem pH-Wert in unterschiedlichen Formen vor (vgl. Abbildung 4-3) (Barjenbruch et al. 2004; Frey 2008; Koppe et al. 1999). Dabei gilt der im Sulfat gebundene Sauerstoff als Wasserstoffakzeptor und der reduzierende Prozess von Sulfat zu Sulfid setzt letztlich Schwefelwasserstoff frei (vgl. (4-4)) und (4-5), der zu negativen Folgen für den Betrieb und den Zustand der Kanalisation führen kann (Frey 2008; Koppe et al. 1999). Folglich kann es bei geringen Sulfatkonzentrationen im Abwasser zur Limitierung der Desulfurikation kommen (Barjenbruch et al. 2004; Frey 2008). Als Mindestsulfatkonzentration nennt Lohse (1986) 30 mg SO_4^{2-}/l. Die von Feldhaus et al. (2005) durchgeführten „Laborversuche zum Sediment zeigten, dass mit steigender Sulfatkonzentration im Abwasser die Sulfidproduktionsrate anstieg. Es zeigte sich zudem, dass bereits bei niedrigen Sulfatgehalten Sulfid produziert wurde, was vermutlich damit zusammenhängt, dass in die Sedimentschichten diffundiertes Sulfat dort als Sauerstoffreserven fungierten und somit auch bei niedrigen Sulfatkonzentrationen hohe Sulfidproduktionsraten hervorriefen“ (Feldhaus et al. 2005, S. 391). Auch Barjenbruch (2007) nennt den Zusammenhang von einer steigenden Sulfidentwicklung

infolge eines steigenden Sulfatgehalts. Dieser ist ebenfalls in Abbildung 4-6 dargestellt: Mit zunehmendem Sulfatgehalt steigt auch die Sulfidentwicklung.

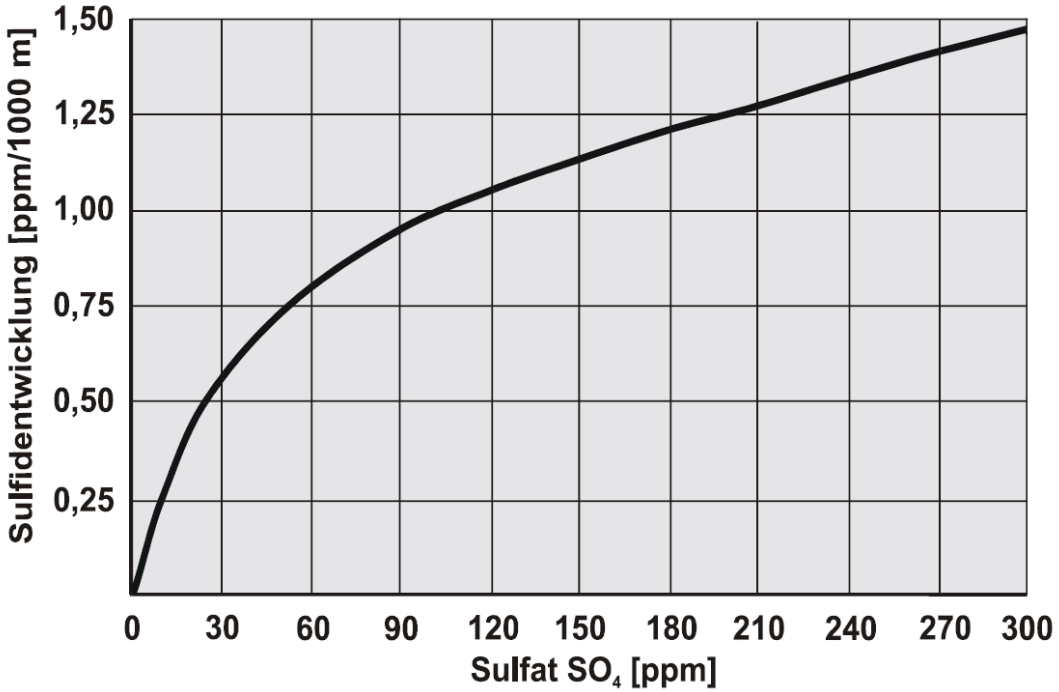


Abbildung 4-6: Wirkung unterschiedlicher Sulfatgehalte (aus ATV 2003 nach Thistlethwayte 1972)

In weiteren Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass die Sulfidproduktion ihr Maximum bei hohen Konzentrationen von BSB_5 (vgl. Kapitel 4.4.5) und Sulfat (> 460 mg BSB_5/l und > 430 mg SO_4^{2-}/l) erfährt. Liegt bei einem dieser Stoffe eine zu geringe Konzentration (< 100 mg SO_4^{2-}/l oder < 100 mg BSB_5/l) vor, so erfolgt keine weitere Sulfidentwicklung (Frey 2008). Weitergehende Informationen zum Einfluss der Sulfatkonzentration auf die Desulfurikation sind z. B. Barjenbruch et al. (2004) oder Frey (2008) zu entnehmen.

4.4.5 Sulfidentwicklung in Abhängigkeit von der organischen Belastung des Abwassers (BSB_5)

Eine erhöhte BSB_5-Konzentration im Abwasser führt infolge der Desulfurikation zu einer gesteigerten Sulfidentwicklung (vgl. Abbildung 4-7) (Bayer et al. 2004; DWA 2019; Feldhaus et al. 2005; Frey 2008; Thistlethwayte 1972).

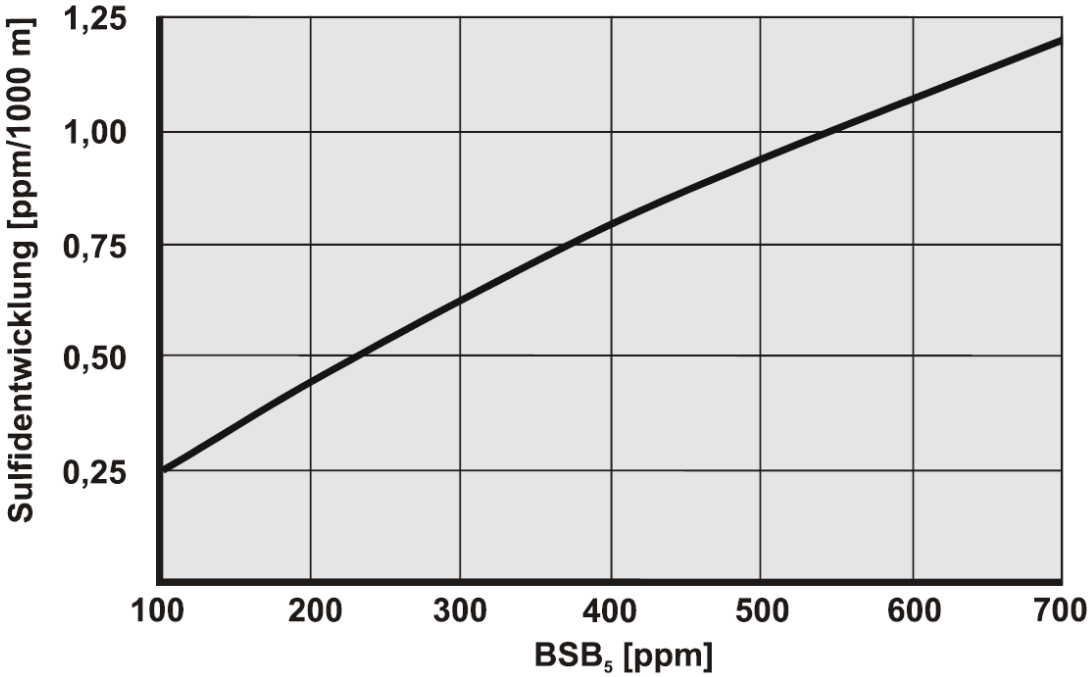


Abbildung 4-7: Sulfidentwicklung in Abhängigkeit vom BSB_5 des Abwassers und der Abflussstrecke (aus ATV 2003 nach Thistlethwayte 1972)

Frey (2008) weist auf unterschiedliche Meinungen zum Einfluss der organischen Belastung auf die Sulfidproduktionsrate hin. Neben Veröffentlichungen, die keinen Zusammenhang zwischen der Sulfidproduktionsrate und der organischen Belastung sehen (Hadjianghelou et al. 1984), wird beispielsweise in Nielsen et al. (1998) und Thistlethwayte (1972) auf diesen Zusammenhang hingewiesen.

Die von Frey (2008) durchgeführten Laborversuche zeigten sowohl bei der Sulfidbildung in der Sielhaut als auch im Sediment, dass die Sulfidproduktionsrate von der Konzentration des BSB_5 beeinflusst wird: Hohe Konzentrationen an Sulfat und BSB_5 führen demnach zu hohen Sulfidproduktionsraten. Sofern einer der genannten Stoffe nur in geringer Konzentration vorliegt, erlischt die Desulfurikation (Frey 2008).

4.4.6 Einfluss der Sielhaut auf die Sulfidentwicklung

Die Sielhaut besteht aus „anorganischen Materialien, organischen Materialien und Mikroorganismen“ (Weismann et al. 2007, S. 106) und kann in zwei verschiedene Arten unterteilt werden, die sich durch den Kontakt mit dem Abwasser bilden (Tabelle 4-2). Zum einen ist die Gasraumsielhaut zu nennen, die sich an den Kanalwänden oberhalb des Trockenwetterabflusses bildet. Die Gasraumsielhaut hat keinen Einfluss auf die Sulfidbildung in der Kanalisation und steht nur selten in direktem Kontakt mit dem Abwasser (Weismann et al. 2007). Zum anderen die submerse Sielhaut, die sich unterhalb des Abwasserspiegels bildet. Je nach Sauerstoffgehalt des Abwassers wird diese in eine aerobe und eine anaerobe/anoxische Sielhaut eingeteilt (Frey 2008; Weismann et al. 2007). Sie besitzt im Gegensatz zur Gasraumsielhaut einen direkten Einfluss auf die Sulfidkonzentration im Kanal (Weismann et al. 2007). In Druckrohrleitungen kann sie sich über den gesamten Umfang bilden und so eine größere Fläche als in Freispiegelgefällekanälen einnehmen (Weismann et al. 2007). Das größte Ausmaß besitzt sie jedoch in der Luft-Abwasser-Wechselzone (DWA 2012c).

Tabelle 4-2: Ausprägung der Sielhaut in Abhängigkeit von dem Kontakt mit Abwasser (Weismann et al. 2007)

	Abwasserzustand	**Lage der Sielhaut**	**Bezeichnung der Sielhaut**
Zeitweiser Kontakt	Vorwiegend der Kanalatmosphäre ausgesetzt	Sielhaut oberhalb des Abwasserspiegels in Kanalanlagen und Becken	Gasraumsielhaut
Ständiger Kontakt	Vorwiegend anoxisches Abwasser	Sielhaut unterhalb des Abwasserspiegels in Kanalanlagen und Becken oder in Druckleitungen vollflächig	Submerse anoxische bzw. anaerobe Sielhaut
	Vorwiegend aerobes Abwasser		Submers aerobe Sielhaut

Insbesondere die Fließgeschwindigkeit des Abwassers wirkt sich auf die Bildung der Sielhaut aus (Barjenbruch et al. 2004; Schmidt et al. 2014; Weismann et al. 2007). Bei hohen Fließgeschwindigkeiten wird infolge der hohen Wandschubspannung die Bildung von Feststoffablagerungen und einer Sielhaut vermindert (Barjenbruch et al. 2004; DWA

2012c, 2019; Schmidt et al. 2014). Nach Barjenbruch et al. (2004) sowie Barjenbruch (2007) führen hingegen geringere Fließgeschwindigkeiten zu einer dickeren Sielhaut.

Abbildung 4-8 zeigt die Sielhautentwicklung über den Kanalquerschnitt einer Druckrohrleitung und eines Freispiegelkanals. In der Regel besteht der Biofilm hauptsächlich aus Schleim, der die Mikroorganismen umhüllt. „Durch die Anheftung an Oberflächen und die daraus folgende Entstehung verschiedener Lebensräume auf kleinstem Raum werden mikrobielle Umsetzungen von anorganischen und organischen Verbindungen erleichtert, die in Suspension nicht oder viel langsamer stattfinden“ (Flemming et al. 2002, S. 30). Die Sielhaut besteht dabei aus anaeroben und aeroben Schichten die übereinander liegen und sich unterschiedlich auf die Bildung von Sulfiden auswirken (Frey 2008; Weismann et al. 2007).

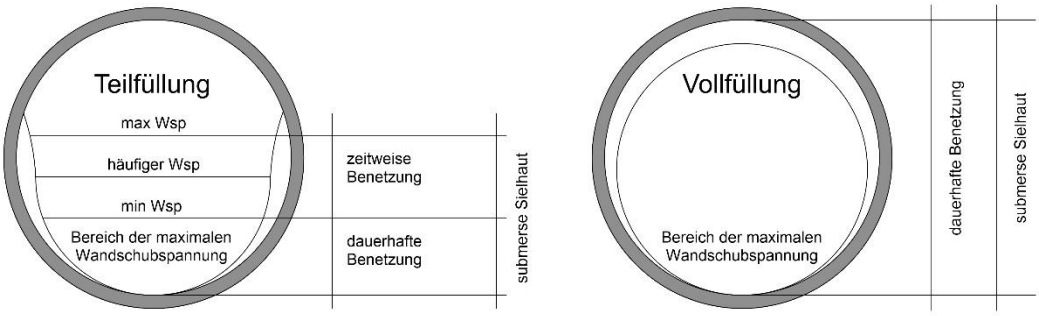


Abbildung 4-8: Sielhautausbildung in Freispiegelkanälen (links) und in Druckleitungen (rechts) (nach Weismann et al. 2007)

In Abbildung 4-9 ist der Vorgang der Sulfidentwicklung in einem Freispiegelkanal unter aeroben und anaeroben Bedingungen abgebildet. Die gleichen Prozesse finden analog dazu in Druckrohrleitungen statt, mit dem Unterschied, dass dort kein Eintrag von Sauerstoff in das fließende Abwasser stattfindet.

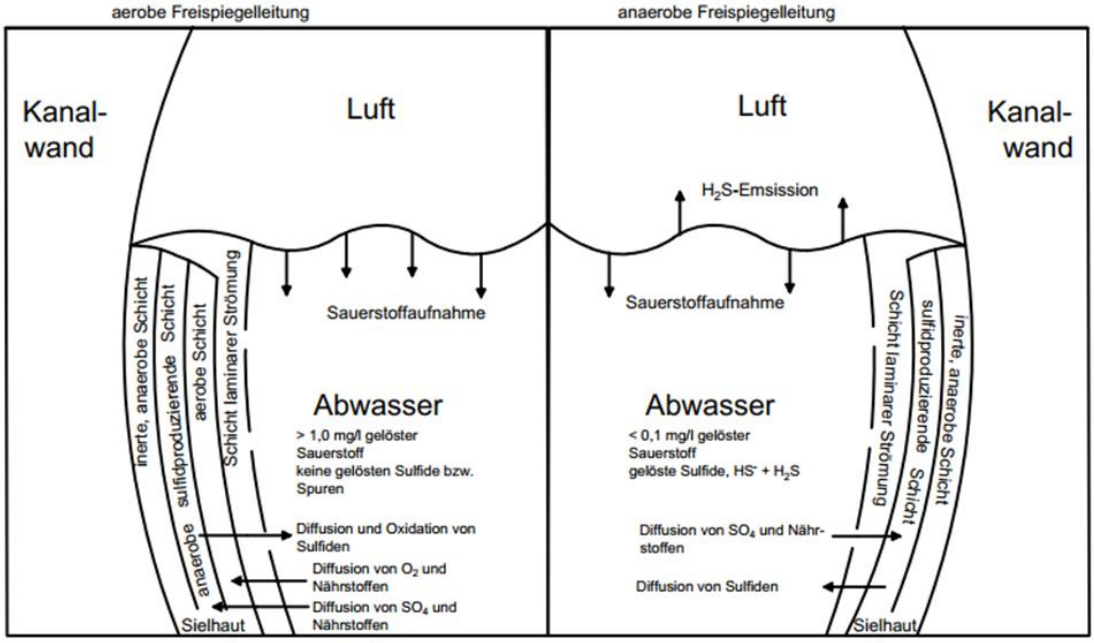


Abbildung 4-9: Vorgänge in Freispiegelleitungen unter aeroben und anaeroben Bedingungen (aus Hilbert 2018 in Anlehnung an ATV 2003; Weismann et al. 2007)

Wie in Abbildung 4-9 erkenntlich, diffundieren die in der anaeroben Sielhautschicht gebildeten Sulfide hin zum Abwasserstrom und werden in der aeroben Schicht des Biofilms oxidiert, sofern mehr als 1,0 mg gelöster Sauerstoff pro Liter Abwasser vorhanden ist (Klose 1981; Koppe et al. 1999; Müller et al. 2010). Unter aeroben Bedingungen sammeln sich demnach keine endogenen Sulfide in der Kanalisation (Bayer et al. 2004; Klose 1981). Beträgt der Anteil des gelösten Sauerstoffs im Wasser allerdings weniger als 0,1 mg/l und es liegt kein weiteres Oxidationsmittel (z. B. Nitrat) vor, können die Sulfide nicht mehr oxidiert werden (Klose 1981; Koppe et al. 1999; Müller et al. 2010). „Alle in der Sielhaut entstehenden Sulfide [diffundieren] in das Abwasser“ (Klose 1981, S. 12). Häusliches Abwasser enthält in der Regel so viel gelösten Sauerstoff, dass anaerobe Zustände erst nach mehreren Stunden Fließzeit erreicht werden. Generell ist die Bestimmung der kritischen Aufenthaltszeit in Freispiegelleitungen aufgrund der unterschiedlichen Einflussparameter schwierig (Barjenbruch 2007) bzw. nicht möglich (Barjenbruch 2007; Bayer et al. 2004; DWA 2019). Barjenbruch (2007) gibt als kritische Aufenthaltszeit eine Richtaufenthaltszeit von mehr als 4 Stunden an. Bei Abwasserkanälen mit einem großen Anteil an Ablagerungen, organischer Schutzfracht sowie Temperaturen von über 30 °C kann dieser Zustand schon nach wenigen Stunden (1 bis 2 Stunden) eintreten (Böhm 2002).

Zum Einfluss der Sielhautdicke bei der Sulfidentwicklung gibt es unterschiedliche Meinungen in der Fachliteratur. So wird einerseits die Meinung vertreten, dass die Dicke der

Sielhaut bei der Betrachtung der Sulfidentwicklung vernachlässigt werden kann, da sie keinen großen Einfluss ausübt und auch schon geringe Sielhautdicken (< 0,1 mm) zu einer Sulfidentwicklung führen (DWA 2019; Feldhaus et al. 2005; Frey 2008; Klose 1981; Lohse 1986; Thistlethwayte 1972). Andererseits weisen Nielsen et al. (1998) auf einen Zusammenhang der Sielhautdicke und der Sulfidbildung hin. Nach Barjenbruch et al. (Barjenbruch et al. 2004) sowie Barjenbruch (2007) ist die Sulfidentwicklung in Freispiegelleitungen insbesondere vom Rohrumfang abhängig, der mit einer Sielhaut benetzt ist. Eine Begrenzung des benetzten Rohrumfangs auf 15 % führt zu keiner Sulfidproblematik (Barjenbruch 2007; Barjenbruch et al. 2004; Barjenbruch et al. 2015).

Im Gegensatz zu den relativ gut erforschten hydrodynamischen Prozessen zur Bildung der Sielhaut, ist der Temperatureinfluss auf die im Biofilm stattfindenden biologischen Prozesse nicht vollends geklärt (Hosoi et al. 1986). In der Fachliteratur sind diesbezüglich widersprüchliche Aussagen zu finden. Der Meinung, dass mit steigender Temperatur auch eine Steigerung des Biofilmwachstums auftritt (Kirchheim 2005), steht gegenüber, dass bei einer Temperaturerhöhung von einer Verringerung des Wachstums und lediglich einer anfänglichen Steigerung der Wachstumsgeschwindigkeit ausgegangen werden kann (siehe Abbildung 4-10) (Reiff 1992).

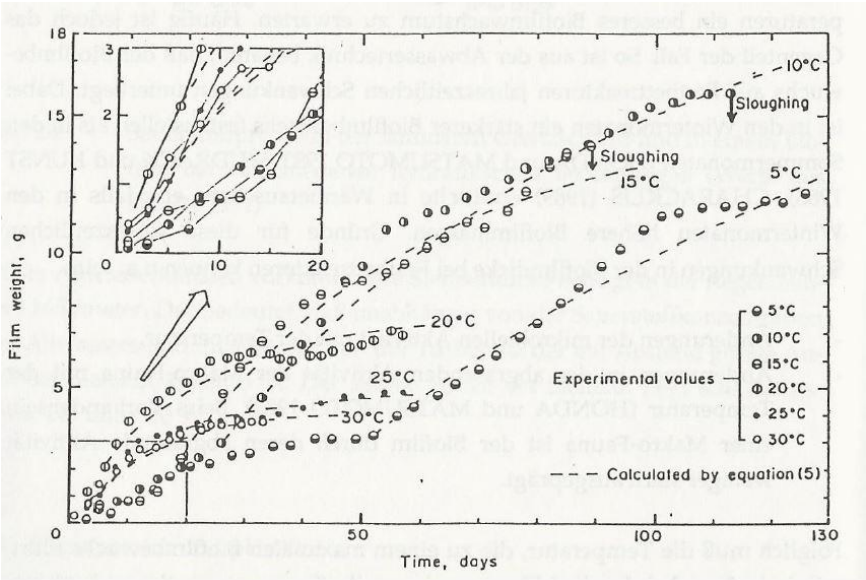


Abbildung 4-10: Entwicklung von Biofilmen in Abhängigkeit von Temperatur und Zeit (Reiff 1992)

Die in Abbildung 4-10 berücksichtigten Daten zur Entwicklung der Biofilme in Abhängigkeit von der Temperatur betrachten lediglich Temperaturen bis 30 °C (Reiff 1992). Neben diesem Datensatz konnte in der Literatur kein weiterer Datensatz gefunden werden, der die Entwicklung von Biofilmen in Abhängigkeit von der Temperatur in einem Temperaturbereich bis 30 °C und darüber hinaus betrachtet.

4.4.7 Geruchsbelastung und Gefährdung durch H_2S

Ein häufiges Problem im Betrieb des Entwässerungssystems stellt eine auftretende Geruchsbelastung dar (Barjenbruch 2007; Feldhaus et al. 2005; Frechen 2005; Klose 1981). Im Allgemeinen lassen sich die Geruchsstoffe (Osmogene) untergliedern in Geruchsstoffe, die eingeleitet werden (primäre Osmogene) und solche, die sich im Abwasser bilden (sekundäre Osmogene) (Barjenbruch 2007; DWA 2019; Feldhaus et al. 2005; Frechen 2015; Koppe et al. 1999). Im Folgenden wird lediglich der Schwefelwasserstoff als Geruchsstoff betrachtet, da dieser auch als Leitparameter für Geruchsbelastungen gilt (Barjenbruch 2007; DWA 2019; Frechen 2015; Frey 2008; Imhoff und Imhoff 2018; Klose 1981). Darüber hinaus können auch organische Säuren und organische Stickstoffverbindungen zu Geruchsbelastungen führen (DWA 2019). Generell gilt: „Gibt es kein Geruchsproblem, so gibt es auch kein Sulfid-/H_2S-Problem. […] Gibt es kein Sulfid-/H_2S-Problem, so kann es dennoch durchaus ein – durch andere Geruchsstoffe dominiertes – Geruchsproblem geben“ (Frechen 2015, S. 42). Weitere Informationen zu Geruchsstoffen von Indirekteinleitern bzw. typischer Geruchsstoffe verschiedener Branchen sind beispielsweise dem DWA Merkblatt 154-1 (2019) und Frey (2008) zu entnehmen.

Geruchsprobleme treten nach der Freisetzung von Geruchsstoffen aus dem Abwasser in die Kanalatmosphäre auf (Barjenbruch 2007; Feldhaus et al. 2005; Koppe et al. 1999). Aus diesem Grund sollte insbesondere „anaerobes Abwasser möglichst schonend transportiert werden“ (Barjenbruch et al. 2015, S. 11). Besonders begünstigt wird ein Ausgasen der Geruchsstoffe durch Turbulenzen, wie beispielsweise bei Richtungs- bzw. Gefällewechsel und nach dem Übergang von Druckrohrleitungen in Freispiegelleitungen (Barjenbruch 2007; Barjenbruch et al. 2015; DWA 2019; Klose 1981; Schmidt et al. 2014).

Aufgrund der bestehenden Be- und Entlüftung der Kanalisation infolge der vorherrschenden Temperaturunterschiede zwischen dem Abwasser und der Atmosphäre sowie des sog. Kamineffekts kann diese Geruchsproblematik nicht nur innerhalb des Kanals, sondern auch außerhalb wahrgenommen werden (Frechen 2015; Klose 1981; Lange 2013). Eine Möglichkeit, dieser Herausforderung entgegenzuwirken, stellt die Frischluftzufuhr dar, da ausreichend Sauerstoff die Geruchsprobleme vermeiden bzw. vermindern kann (Frechen 2015; Klose 1981; Koppe et al. 1999). Sofern das Abwasser noch frisch ist, können Turbulenzen zu einem Sauerstoffeintrag in das Abwasser führen und sich folglich positiv auf eine mögliche Geruchsproblematik auswirken (DWA 2019). Weitere Maßnahmen zur Vermeidung respektive Verminderung von Geruchsproblemen sind u.a. DWA (2019), Matsché (2015) und Feldhaus et al. (2005) zu entnehmen.

In der folgenden Tabelle 4-3 sind neben dem Grenzwert für die *Maximale Arbeitsplatzkonzentration* (MAK-Wert) auch weitere Symptome und Wirkungen in Abhängigkeit von der H_2S Konzentration aufgeführt.

Tabelle 4-3: Wirkungen unterschiedlicher H_2S Konzentrationen (DGUV 2010)

Konzentration von H_2S in der Luft in ppm	**Symptom/Wirkung**
ab 0,02	Geruchliche Wahrnehmbarkeit
3–10	Deutlich unangenehmer Geruch
20–30	Widerwärtiger Geruch nach faulen Eiern
5	Arbeitsplatzgrenzwert (Empfehlung der MAK-Kommission)
50–100	Reizungen des Atemtraktes, Verlust des Geruchssinns
100–200	Kopfschmerz, Schwindel, Durchfall
250–500	Toxisches Lungenödem, Zyanose, Bluthusten, Lungenentzündung, Atemnot
500	Kopfschmerzen, unkoordinierte Bewegungen, Schwindelgefühl, Stimulation der Atmung, Gedächtnisschwäche, Bewusstlosigkeit („knock-down“)
500–1000	Atemstillstand, sofortiger Kollaps, schwerste Nervenschädigungen, arhythmische Herztätigkeit, Tod

Wie in Tabelle 4-3 dargestellt, besteht – in Abhängigkeit von der Schwefelwasserstoffkonzentration in der Luft – neben einer möglichen Geruchsbelastung schon bei geringen Konzentrationen ein hohes Gesundheitsrisiko (Bielecki et al. 1987; DWA 2010; Feldhaus et al. 2005; Frey 2008; Imhoff und Imhoff 2018; Klose 1981; Koppe et al. 1999; Weismann et al. 2007). Schwefelwasserstoff gilt generell als Gefahrenstoff, der umweltgefährlich, sehr giftig und extrem entzündbar ist (Bielecki et al. 1987; DGUV 2010).

Im Merkblatt DWA-M 154 wird darauf hingewiesen, dass in der Kanalatmosphäre der Anteil des molekularen Schwefelwasserstoffs mit steigenden Temperaturen zunimmt (DWA 2019) (vgl. Kapitel 4.3 und 4.4). Die von Lange (2013) durchgeführten Untersuchungen zum Ablagerungsverhalten in realen Kanalnetzen (Mischkanalisation) umfassten auch Versuche zur Schwefelwasserstoffbildung, die diese Tendenz bestätigen und wie folgt zusammengefasst werden können: „In fast allen Versuchsreihen konnte innerhalb der ersten Woche Schwefelwasserstoff in den Versuchsrohren nachgewiesen werden. Tendenziell bildet sich bei hohen Temperaturen eher Schwefelwasserstoff. Ein eindeutiger Zusammenhang konnte jedoch in den durchgeführten Versuchen nicht nachgewiesen werden“ (Lange 2013, S. 126).

Auch der Einfluss des pH-Wertes ist zu berücksichtigen. Beim Sinken des pH-Wertes im Abwasser steigt das Potential für H_2S im Abwasser und der Kanalluft, was zu einem erhöhten Austritt von H_2S aus der Entwässerungsanlage führen kann (vgl. Abbildung 4-3 in Kapitel 4.4). Die folgende Abbildung 4-11 stellt zusammenfassend die sich gegenseitig bedingenden Schritte dar, die zu einer Geruchs-, und Gesundheitsgefahr führen können.

Abbildung 4-11: Tendenzieller Einfluss des pH-Wertes auf die Sulfurikation hinsichtlich der Geruchs- und Gesundheitsgefahr (in Anlehnung an Weismann et al. 2007)

Eine auftretende bzw. verstärkte Geruchsbelastung sowie die Freisetzung toxischer Gase kann somit bei einer gezielten Temperaturerhöhung des Abwassers nicht ausgeschlossen werden. Dennoch ist es wichtig, an dieser Stelle darauf hinzuweisen, dass die Temperatur nicht das alleinige Kriterium für eine Geruchsbelastung darstellt.

4.5 Biogene Schwefelsäure-Korrosion (BSK)

Die biogene Schwefelsäure-Korrosion (BSK), auch bekannt als Sulfidkorrosion oder biogene Säure-Korrosion, ist eine spezielle Korrosionsart in teilgefüllten Kanälen. Die Folgen der BSK treten dabei nur oberhalb des Abwasserspiegels auf, im sogenannten Gasraum des Kanals (Bielecki et al. 1987; DWA 2010; Frey 2008; Koppe et al. 1999). Für Korrosionsschäden unterhalb des Abwasserspiegels sind in der Regel aggressive Abwässer verantwortlich (DWA 2010; Stein et al. 2014).

Grundvoraussetzung für die BSK ist in die Kanalatmosphäre ausgegaster Schwefelwasserstoff (H_2S), der die Entstehung bzw. den Eintrag von Sulfiden in Abwasseranlagen erfordert (u. a. Bielecki et al. 1987; DWA 2010; Klose 1981). Die Sulfide können dabei sowohl endogen als auch exogen entstehen (vgl. Tabelle 4-4) (Bielecki et al. 1987; Weismann et al. 2007):

Tabelle 4-4: Entstehung von Sulfiden in Abwasseranlagen (Weismann et al. 2007)

Endogene Entstehung		**Exogene Entstehung**
autogen	**allogen**	
Entwicklung von Sulfiden in der Sielhaut des Abwassertransportsystems aus organischen und anorganischen Stoffen	Entwicklung von Sulfiden an anderen Stellen des Abwassertransportsystems (nicht in der Sielhaut) aus organischen und anorganischen Stoffen	Einleitung von Sulfiden mit Abwässern von industriellen Einleitern

Die Entstehung von Sulfiden in Abwasseranlagen wurde bereits in Kapitel 4.4 beschrieben. Als maßgebliche Einflussparameter sind allgemein die Abwasserbeschaffenheit, die Temperatur, die Fließzeit und die Ablagerungen zu nennen (DWA 2010, 2019; Frey 2008; Stein et al. 2014; Weismann et al. 2007). Im Detail fördern insbesondere die folgenden hydraulischen und abwasserspezifischen Parameter die anaeroben Vorgänge, die für die Schwefelwasserstoffbildung nötig sind:

<u>Hydraulische Parameter</u>

- geringe Wandschubspannungen
- geringe Abwassermengen
- geringe Fließgeschwindigkeiten
- lange Abwasseraufenthaltszeiten

Abwasserspezifische Parameter

- Abwesenheit von Nitrat und Sauerstoff
- hoher Sulfatgehalt des Abwassers
- hohe Temperaturen
- große Sielhautflächen
- niedriges Redoxpotential
- hohe Konzentration an leicht abbaubaren organischen Verbindungen (BSB_5) (Bayer et al. 2004; DWA 2010, 2019; Frey 2008)

Durch Turbulenzen und Diffusion gelangt der Schwefelwasserstoff in die Kanalatmosphäre und an die feuchte Kanalwand (DWA 2010, 2019). An der Kanalwand erfolgt eine biologische Oxidation des oberhalb des Abwasserspiegels vorliegenden Schwefelwasserstoffs zu elementarem Schwefel und Schwefelsäure (Sulfurikation) (DWA 2010; Weismann et al. 2007). Die produzierte Schwefelsäure gilt in Bezug auf den Zementstein als sehr stark angreifende Säure, die einen lösenden Angriff auslöst (DWA 2008). Als Grund für die Bildung von elementarem Schwefel und Schwefelsäure sind die in der Sielhaut lebenden und sehr pH-Wert toleranten Thiobazillen (Sulfurizierer) zu nennen, deren Stoffwechselprozesse jedoch eine ausreichende Feuchtigkeit sowie Schwefelsubstrat, Sauerstoff und Spurenstoffe voraussetzen (DWA 2010; Stein et al. 2014; Weismann et al. 2007). Die Thiobazillen lassen sich in mehrere Spezies unterteilen, die in unterschiedlichen pH-Bereichen existieren (Weismann et al. 2007). Somit kommt es im Gasraum des Kanals – in Abhängigkeit von dem pH-Wert – zu einer Besiedelung der Kanaloberfläche durch unterschiedliche Thiobazillen (DWA 2008). Neben der Existenz von Thiobazillen im hoch alkalischen Bereich, kommt bei sehr sauren pH-Werten < 1 nur noch die Spezies *T. thiooxidans* vor (Weismann et al. 2007). Nach Weismann et al. (2007) gilt diese Spezies als Leitbakterium, da andere Thiobazillen und Mikroorganismen in diesem stark sauren Bereich absterben. Wie stark die bakterielle Aktivität der Thiobazillen ist, hängt u.a. von der vorliegenden Temperatur des Gasraumes, der Feuchtigkeit und dem pH-Wert ab (Stein et al. 2014; Weismann et al. 2007).

Nach Weismann et al. (2007) hat die Abwassertemperatur neben dem Einfluss auf die Desulfurikation (vgl. Kapitel 4.4.3) auch Einfluss auf die Sulfurikation. Wie in Abbildung 4-12 zu erkennen ist, steigt die Schwefelsäureproduktion mit zunehmender Temperatur bis zum Temperaturoptimum von ca. 30 °C. Als Gründe sind die verstärkt ablaufende Desulfurikation sowie die gesteigerte Sulfurikation zu nennen (Weismann et al. 2007). Zusätzlich sinkt mit steigenden Abwassertemperaturen die Löslichkeit von Gasen im Abwasser, wodurch es zu einem begünstigten Ausgasen von Schwefelwasserstoff aus dem Abwasser in die Kanalatmosphäre kommt (vgl. Kapitel 4.3) und folglich den Thiobazillen für ihre Stoffwechselprozesse zur Verfügung steht.

Neben entsprechender Temperatur, ausreichendem Schwefelsubstrat, Sauerstoff und Spurenstoffen ist auch eine gewisse Feuchtigkeit für die Aktivität der Thiobazillen nötig. Sobald einer der genannten Aspekte nicht ausreichend vorliegt, werden die Stoffwechselvorgänge unterbrochen (Weismann et al. 2007).

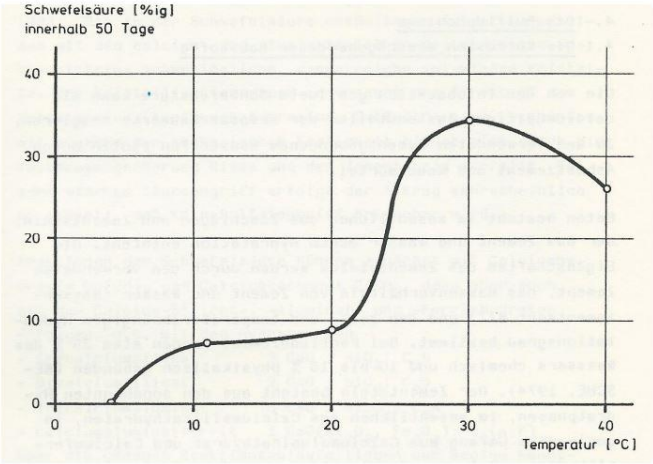


Abbildung 4-12: Schwefelsäureproduktion in Abhängigkeit von der Temperatur (Lohse 1986)

Durch die Karbonatisierung (s.a. Kapitel 4.8) und die Aktivität anderer Bakteriengattungen ist eine Reduzierung des pH-Wertes möglich (Stein et al. 2014). „Je niedriger der pH-Wert des Abwassers ist, umso größer ist der Anteil des H_2S am Gesamt-Sulfid und umso größer ist auch das H_2S-Potenzial, das in die Kanalatmosphäre freigesetzt werden kann und neben Korrosion auch zu Geruchsproblemen und Lebensgefährdung führen kann“ (DWA 2010, S. 17) (vgl. Abbildung 4-3). In Abbildung 4-13 wird der pH-Wert Einfluss auf die BSK nochmal zusammenfassend dargestellt:

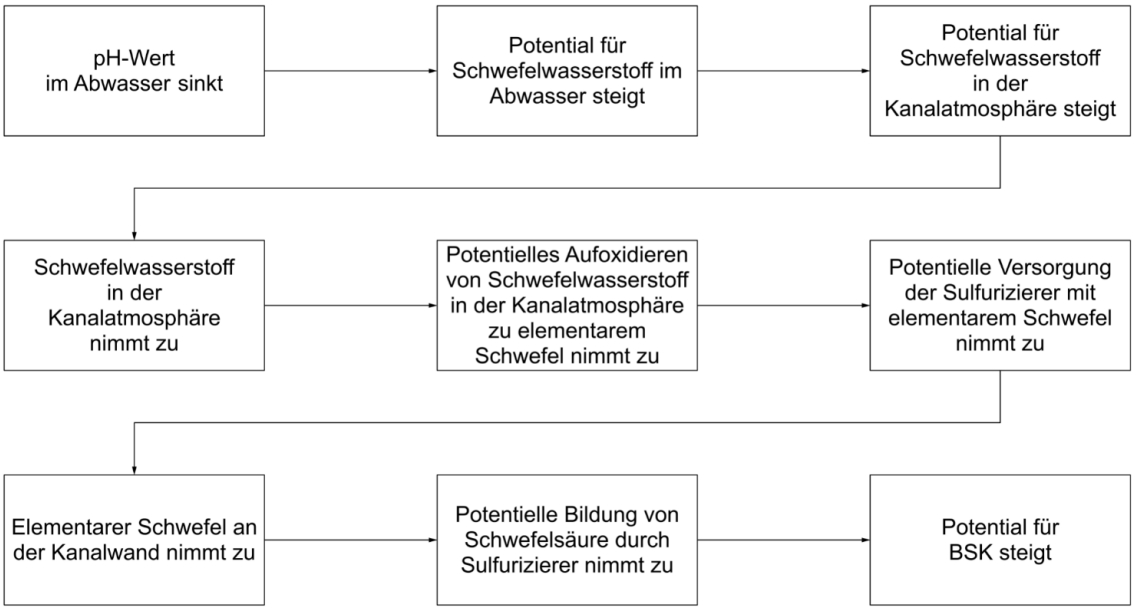


Abbildung 4-13: Tendenzieller Einfluss des pH-Wertes auf die Sulfurikation hinsichtlich biogener Schwefelsäure-Korrosion (in Anlehnung an Weismann et al. 2007)

Als Voraussetzung für einen starken Angriffsgrad der BSK gelten aktuell Grenzwerte in der Kanalatmosphäre von ≥ 0,5 ppm für H_2S-Konzentrationen (Bielecki et al. 1987; DWA 2010) bzw. ≥ 1,0 mg/l im Abwasser für die Gesamt-Sulfidmenge (Stein et al. 2014). Bauwerke oder Kanäle, die beispielsweise gut belüftet und trocken sind, weisen in der Regel keine BSK auf (Stein et al. 2014). Auch auftretende Regenereignisse können die BSK in Mischwasserkanälen hemmen (Bayer et al. 2004; DWA 2010; Klose 1981; Thistlethwayte 1972). Wegen des Regens werden die Sielhäute und Ablagerungen abgetragen, was zunächst zu einer Zunahme des Sulfidgehalts im Abwasser führt, bevor der Verdünnungseffekt auftritt. Anschließend liegt in der Regel über einen längeren Zeitraum ein verminderter Sulfidgehalt vor, was auf die Entfernung der Sielhaut und den verbesserten Sauerstoffgehalt des Abwassers zurückzuführen ist (Bayer et al. 2004; Klose 1981). In Schmutzwasserkanälen liegen gewöhnlich weniger Ablagerungen vor, die als Quelle für die BSK dienen können. Dies ist auf eine, im Vergleich zu einem Mischwasserkanal, höhere Teilfüllung bei Trockenwetter zurück zu führen, wodurch entsprechend höhere Sohlschleppspannungen bzw. Fließgeschwindigkeiten vorliegen (DWA 2010).

Aufgrund der temperaturabhängigen Prozesse der Desulfurikation und Sulfurikation hängen auch die biogene Schwefelsäure-Korrosion und die Temperatur zusammen. Auf diesen Zusammenhang weist das Forschungsprojekt KuLaRuhr hin: Mithilfe von „Laboruntersuchungen konnte festgestellt werden, dass die Abwassertemperatur nicht über 18 °C aus Korrosionsgründen ansteigen sollte. […] Es konnten bei einer Abwassertem-

peratur von 12 °C und 17 bis 19 °C in keiner Schicht der Analyse, Bakterien nachgewiesen werden, die bei der Umwandlung von Sulfat in Schwefelwasserstoff beteiligt waren. Bei Abwassertemperaturen von 26 bis 28 °C wurden Bakterien der Gattungen Desulfovibrionaceae, Desulfomicrobiaceae, Desulfohalobiaceae nachgewiesen“ (Keser et al. 2014, S. 77). Bei der Versuchsdurchführung erfolgte die gezielte Abwassertemperaturerhöhung an einem der zwei Versuchsstände. Bei dieser Versuchsanlage sollte das Abwasser eine Mindesttemperatur von 25 °C aufweisen. Die Versuche am zweiten Versuchsstand sind bei typischen Abwassertemperatur von 10 bis 15 °C durchgeführt worden. Darüber hinaus wurde der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit des Abwassers in regelmäßigen Abständen gemessen. Entsprechend konnten die Auswirkungen hinsichtlich BSK lediglich in Abhängigkeit von der Temperatur durchgeführt werden. Der Einfluss unterschiedlicher Abwasserzusammensetzungen (bspw. pH-Wert, BSB_5-Gehalt) auf die BSK wurde nicht betrachtet.

Es kann also bei einer gezielten Temperaturerhöhung ein erhöhtes BSK Risiko vorliegen, das sich durch gut belüftete Kanäle bzw. sachgerecht geplante Mischwasserkanäle reduzieren lässt. Bei sulfidhaltigen Abwässern empfiehlt es sich außerdem, Turbulenzen zu vermeiden, um Strippeffekte zu verhindern. Generell sollten entsprechende Einleitungen nicht fallend, sondern fließend erfolgen (DWA 2010). Weitere Maßnahmen zur Vermeidung von BSK sind dem Merkblatt DWA-M 168 zu entnehmen.

4.5.1 Möglichkeit zur Abschätzung der biogenen Schwefelsäurekorrosion

Aufgrund der zuvor beschriebenen Auswirkungen von Sulfiden auf den Kanalbetrieb (vgl. Kapitel 4.4.7) und die Kanalsubstanz (vgl. Kapitel 4.5) ist eine generelle Prüfung hinsichtlich der möglichen Sulfidbildung bei gezielten Veränderungen im Abwasserkanal (z. B. gezielte Temperaturerhöhung) wichtig. Nach dieser ersten Einschätzung können unkritische und kritische Netzbereiche in Bezug auf eine mögliche Sulfidproblematik ausgewiesen werden. Bei Erstgenanntem ist von einer zu vernachlässigenden Sulfidbildung auszugehen, weshalb diese im Weiteren nicht näher betrachtet werden müssen. Die kritischen Netzbereiche sollten jedoch gezielt überprüft werden (Tränckner et al. 2012). Zur Abschätzung der auftretenden Sulfidbildung sind unterschiedliche empirische Überschlagsverfahren für Druckrohr- und Freispiegelleitungen bekannt (z. B. Nielsen et al. 1998; Pomeroy 1990; Thistlethwayte 1972). Nach Hadjianghelou et al. (1984) sind die Berechnungsansätze für Druckrohrleitungen jedoch zu ungenau. Im DWA Merkblatt 168 (2010) wird ebenfalls auf gewisse Ungenauigkeiten hingewiesen, ohne zwischen Freispiegel- und Druckrohrleitungen zu unterscheiden. Dennoch stellen die Modelle eine Möglichkeit dar, die Korrosionsgefahr durch BSK abzuschätzen (DWA 2010).

Die von Pomeroy (1990) entwickelte, empirische *Z-Formel* (4-6), die im Rahmen des Forschungsprojektes CARE-S (Vollertsen et al. 2005) modifiziert wurde, ermöglicht über einen mathematischen Ansatz eine erste Abschätzung des biogenen Schwefelsäure-Korrosions Risikos in Freispiegelleitungen und findet weltweit Anwendung (Schremmer 1990; Weismann et al. 2007). „Für die Abschätzung einer möglichen H_2S-Bildung in Freispiegelkanälen hat sich die ‚Z-Formel' durchgesetzt" (Schremmer 1990, 1336). Die zugrundeliegenden Kriterien und Berechnungsansätze sind dabei teilweise für andere äußere Bedingungen entwickelt worden (Stein et al. 2014). Bielecki und Schremmer (1987) konnten jedoch zeigen, dass die Ergebnisse auch auf mitteleuropäische Bedingungen übertragbar sind.

Wie in den vorherigen Kapiteln beschrieben, wird die Entstehung der biogenen Schwefelsäure-Korrosion von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst. Dabei sind insbesondere die Biologie im Kanal, die Rohrgeometrie und die hydraulische Belastung zu nennen (Bayer et al. 2004; Schremmer 1990; Stein et al. 2014; Weismann et al. 2007).

$$Z = \frac{3 * BSB_5 * 1{,}07^{(T-20)}}{J^{1/2} * Q^{1/3}} * \frac{U}{b_t} \qquad [-] \qquad (4\text{-}6)$$

Z	*Index für gelöste Sulfide*
BSB_5	*Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen [mg/l]*
T	*Temperatur [°C]*
J	*Leitungsgefälle [‰]*
Q	*Abflussmenge in l/s*
U/b_t	*Verhältnis der benetzten Oberfläche des Kanals zur Wasserspiegelbreite*

Der mit dieser Gleichung errechnete Z-Index ist nach Pomeroy gemäß Tabelle 4-5 zu bewerten:

Tabelle 4-5: Bewertung des Z-Index nach Pomeroy

Z-Index	Zu erwartende Verhältnisse
Z unter 5.000	Sulfide kaum oder nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden
Z um 7.500	Spitzenwerte von wenigen 1/10 mg S/l können auftreten. Leichte Angriffe bei zementgebundenen Werkstoffen. Stärkere Angriffe an Stellen mit großer Turbulenz.

Z um 10.000	Sulfide können zeitweise in größeren Konzentrationen auftreten, die auch zu Geruchsbelästigungen führen. Mit stärkeren Korrosionen, besonders im Bereich mit hoher Turbulenz, ist zu rechnen
Z um 15.000	Sulfid-Bildung und Geruchsbelästigung treten verstärkt auf. Rasch fortschreitende Korrosion bei zementgebundenen Werkstoffen.
Z über 25.000	Gelöste Sulfide sind fast ständig vorhanden. Kleinere Betonrohre können innerhalb von 5-10 Jahren zerstört werden

Im Rahmen des Forschungsprojektes CARE-S wurde die Z-Formel dahingehend erweitert, dass auch der pH-Wert und der CSB-Gehalt des Abwassers in der Formel Berücksichtigung finden (Vollertsen et al. 2005). Die Formel wurde somit, um weitere für die Sulfidbildung wichtige Parameter erweitert (vgl. Kapitel 4.4 und 4.4.5).

Das von Vollertsen et al. (2005) berücksichtigte Verhältnis zwischen BSB_5 und CSB lässt Rückschlüsse auf die biologische Abbaubarkeit des BSB_5 zu. Bei einem geringen Verhältnis (nach Vollertsen et al. 2005 ≤ 0,4) ist von einer langsamen biologischen Abbaubarkeit auszugehen und bei einem hohen Verhältnis (nach Vollertsen et al. 2005 ≥ 0,6) von einer schnellen (Vollertsen et al. 2005). In der Regel liegt das durchschnittliche Verhältnis zwischen 0,47 und 0,6 (Henze et al. 2002). Vereinfacht wird das Verhältnis im Zulauf der Kläranlage auch mit 1:2 beschrieben (Bayrisches Landesamt für Umwelt 2011; Gruber 1999). Nach Vollertsen et al. (2005) wird die ursprüngliche Z-Formel *Z* (4-6) wie folgt ergänzt:

$$Z * (1 + 10 * \left(\frac{BSB_5}{CSB} - 0{,}47\right)$$

Ein üblicher pH-Wert des Abwassers liegt bei rund 7,5 bis 8 (Imhoff und Imhoff 2018; Koppe et al. 1999). Aus diesem Grund gehen Vollertsen et al. (2005) davon aus, dass die Z-Formel ebenfalls für Abwässer in diesem pH-Bereich entwickelt wurde. Folglich wurde ein Korrekturfaktor für andere pH-Werte gebildet, der die ursprüngliche Z-Formel *Z* (4-6) um den folgenden Term ergänzt:

$$Z * 4 * \left(\frac{1}{1 + 10^{pH-7}}\right)$$

Durch die genannten Erweiterungen der ursprünglichen Z-Formel ergibt sich die erweiterte Z-Formel (4-7) nach Vollertsen et al. (2005), die weiterhin nur für Freispiegelleitungen gilt:

$$Z' = (1 + 10 * \left(\frac{BSB_5}{CSB} - 0{,}47\right)) * \frac{4}{1 + 10^{pH-7}} * \frac{3 * BSB_5 * 1{,}07^{(T-20)}}{J^{1/2} * Q^{1/3}} * \frac{U}{b_t} \quad [-] \qquad (4\text{-}7)$$

Z'	*Erweiterter Z-Index (nach Vollertsen et al. 2005)*
BSB_5	*Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen [mg/l]*
CSB	*Chemischer Sauerstoffbedarf [mg/l]*
pH	*pH-Wert des Abwassers*
T	*Abwassertemperatur [°C]*
J	*Gefälle [‰]*
Q	*Abwasservolumenstrom [l/s]*
U/b_t	*Verhältnis der benetzten Oberfläche des Kanals zur Oberflächenbreite*[17]

Die Bewertung des Z-Index wurde ebenfalls dahingehend modifiziert, dass im Vergleich zu den von Pomeroy (1990) herausgegebenen Richtwerten (vgl. Tabelle 4-5), bei Z-Werten < 5.000 eine geringe, bei Werten zwischen 5.000 und 10.000 eine mäßige und bei > 10.000 eine hohe Wahrscheinlichkeit eines Sulfidproblems vorliegt (Vollertsen et al. 2005).

An dieser Stelle ist darauf hinzuweisen, dass aufgrund des jeweiligen Ergebnisses der *Z-Formel* (Z-Index) keine absoluten Aussagen darüber getroffen werden können, ob und wie stark die biogene Schwefelsäure-Korrosion auftreten wird. Vielmehr wird die Wahrscheinlichkeit einer Sulfidbildung, in deren Folge eine biogene Schwefelsäure-Korrosion stattfinden kann, im betrachteten Szenario abgebildet. Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden Temperaturen bis 20 °C betrachtet. Inwiefern sich die Aussagekraft des Z-Index bei höheren Abwassertemperaturen verändert, kann ohne entsprechende Labor- bzw. Feldversuche nicht sicher vorhergesagt werden. Darüber hinaus findet keine direkte Berücksichtigung der Fließzeit statt, was ebenfalls kritisch anzumerken ist. Nach Weismann et al. (2007) zeigt der Z-Wert „bei Fließzeiten bis zu wenigen Stunden generell zu ungünstige Verhältnisse an“ (Weismann et al. 2007, S. 331). Folglich könnte die Abschätzung des Z-Wertes bei kürzeren Verweildauern eine Art Sicherheitspuffer darstellen. Nach Vollertsen et al. (2005) kann jedoch vereinfacht davon ausgegangen werden, dass die Dauer des anaeroben Zustandes mehr als eine Stunde betragen

[17] Das Verhältnis zwischen benetzter Oberfläche des Kanals und Oberflächenbreite ist dabei von der Kanalnennweite und dem Abwasservolumenstrom abhängig.

müsste, bevor trotz eines hohen Z-Wert mit einem signifikantem Risiko gerechnet werden muss.

4.5.2 Grafische Auswertung des Z-Index in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur

Der grafischen Auswertung des Z-Index liegt eine Matrix zugrunde, die die einzelnen Z-Werte in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur darstellt. Im Detail wird dabei jeder Abwassertemperatur zwischen 10 °C und 35 °C der entsprechende Z-Wert zugeordnet. Die dazugehörigen Parameter (BSB_5, CSB, pH-Wert, Leitungsgefälle, Abflussmenge, Verhältnis der benetzten Oberfläche des Kanals zur Wasserspiegelbreite) fließen ebenfalls in unterschiedlichen Größen in die Berechnung des Z-Index mit ein.

Im Detail werden BSB_5 Gehalte von 25, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400 und 450 mg/l berücksichtigt. Das Verhältnis von BSB_5 zu CSB wird im Zulauf einer kommunalen Kläranlage meist mit 1:2 beschrieben (Bayrisches Landesamt für Umwelt 2011; Gruber 1999; Imhoff und Imhoff 2018). Aus diesem Grund geht der CSB Gehalt vereinfacht über den BSB_5-Gehalt in die Berechnung mit ein, indem dieser mit dem Faktor 2 multipliziert wird. Ist das betrachtete Abwasser stark von Industrie und Gewerbe geprägt, können auch andere Verhältnisse auftreten (Stetzer 2007).

Darüber hinaus werden unterschiedliche pH-Werte erfasst, die von 6 bis 10 reichen. Neben diesen abwasserspezifischen Werten finden Nennweiten von DN 800 bis DN 2400 und Abwasservolumenströme von 10-50 l/s in der Berechnung des Z-Index Berücksichtigung. In Abhängigkeit von Nennweite und betrachtetem Abwasservolumenstrom ergibt sich ein Mindestgefälle nach DWA-A 110, welches dem entsprechenden Betrachtungsfall zugrunde gelegt wird. Liegen nach DWA-A 110 Tabelle B.1 zu kleine Teilfüllungswerte für Kreisquerschnitte in Abhängigkeit von Q_t/Q_v vor, werden diese Konstellationen nicht weiter berücksichtigt. Die restlichen Konstellationen gehen in die Berechnung des jeweiligen Z-Index ein. Außerdem konnte das Verhältnis der benetzten Oberfläche des Kanals zur Wasserspiegelbreite über die entsprechende Nennweite und den betrachteten Abwasservolumenstrom berechnet werden und für die jeweilige Konstellation in die Berechnung des Z-Index einfließen.

Aufgrund der Vielzahl an Parametern und der unterschiedlichen Konstellationen können nicht alle Konstellationen in einem einzigen grafischen Modell abgebildet werden. Folglich ist zunächst der Abwasservolumenstrom und die Nennweite des betrachteten Kanals zu ermitteln. Anhand dieser Angaben werden die dazugehörigen Z-Werte in Abhän-

gigkeit von der Abwassertemperatur, dem Mindestgefälle und den sogenannten *Betrachtungsfällen* errechnet (Tabelle 4-7). Die Betrachtungsfälle clustern hierbei unterschiedliche BSB_5- und CSB-Gehalte sowie pH-Werte (Tabelle 4-6).

Tabelle 4-6: Definition der Betrachtungsfälle bei einem pH-Wert von 8

Betrachtungsfall	**BSB_5 - Gehalt**	**CSB - Gehalt**	**pH-Wert**
3.1	25	50	8
3.2	50	100	8
3.3	100	200	8
3.4	150	300	8
3.5	200	400	8
3.6	250	500	8
3.7	300	600	8
3.8	350	700	8
3.9	400	800	8
3.10	450	900	8

Tabelle 4-7: Beispielhafte Z-Werte in Abhängigkeit von der Temperatur und Betrachtungsfall

DN 1000		Betrachtungsfall									
Q [l/s]	30										
J [‰]	1,61	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5	3.6	3.7	3.8	3.9	3.10
Temperatur [°C]	10	157	314	627	941	1255	1568	1882	2196	2509	2823
	11	168	336	671	1007	1342	1678	2014	2349	2685	3020
	12	180	359	718	1077	1436	1795	2155	2514	2873	3232
	13	192	384	768	1153	1537	1921	2305	2690	3074	3458
	14	206	411	822	1233	1645	2056	2467	2878	3289	3700
	15	220	440	880	1320	1760	2200	2639	3079	3519	3959
	16	235	471	941	1412	1883	2353	2824	3295	3766	4236
	17	252	504	1007	1511	2015	2518	3022	3526	4029	4533
	18	269	539	1078	1617	2156	2695	3233	3772	4311	4850
	19	288	577	1153	1730	2307	2883	3460	4036	4613	5190
	20	308	617	1234	1851	2468	3085	3702	4319	4936	5553
	21	330	660	1320	1981	2641	3301	3961	4621	5281	5942
	22	353	706	1413	2119	2826	3532	4238	4945	5651	6358
	23	378	756	1512	2268	3023	3779	4535	5291	6047	6803
	24	404	809	1617	2426	3235	4044	4852	5661	6470	7279
	25	433	865	1731	2596	3461	4327	5192	6058	6923	7788
	26	463	926	1852	2778	3704	4630	5556	6482	7407	8333
	27	495	991	1982	2972	3963	4954	5945	6935	7926	8917
	28	530	1060	2120	3180	4240	5301	6361	7421	8481	9541
	29	567	1134	2269	3403	4537	5672	6806	7940	9074	10209
	30	607	1214	2427	3641	4855	6069	7282	8496	9710	10923
	31	649	1299	2597	3896	5195	6493	7792	9091	10389	11688
	32	695	1390	2779	4169	5558	6948	8337	9727	11117	12506
	33	743	1487	2974	4461	5947	7434	8921	10408	11895	13382
	34	795	1591	3182	4773	6364	7955	9546	11137	12727	14318
	35	851	1702	3405	5107	6809	8511	10214	11916	13618	15321

Die für den betrachteten Kanaldurchmesser und Abwasservolumenstrom ermittelten Z-Werte werden anschließend in einem 3D-Gittermodell dargestellt (Abbildung 4-14).

Anhand dieses 3D-Gittermodells ist es nun möglich, die Entwicklung des Z-Index in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur zu bestimmen. Somit erlaubt dieses 3D-Gittermodell eine vereinfachte Abschätzung hinsichtlich einer vorliegenden Sulfid-problematik, infolge dessen eine biogenen Schwefelsäure-Korrosion auftreten kann (vgl. Kapitel 4.5). Die unterschiedliche Einfärbung der Diagrammwände soll die Einschätzung erleichtern und basiert auf den im CARE-S Forschungsprojekt angepassten Grenzwerten für den Z-Index. So sind alle Z-Werte über 10.000 rot markiert, was – in Anlehnung an Vollertsen et al. (2005) – gleichbedeutend ist mit einer starken Korrosions-wahrscheinlichkeit. Bei Z-Werten zwischen 5.000 und 10.000 ist von einer geringen Korrosionswahrscheinlichkeit auszugehen (farblicher Übergang zwischen Rot und Grün). Nahezu keine Korrosionswahrscheinlichkeit liegt bei Z-Werten von weniger als 5.000 vor (Grün). Dieses 3D-Gittermodell bietet somit eine vereinfachte Möglichkeit die Wahrscheinlichkeit von biogener Schwefelsäure-Korrosion bei gezielt erhöhten Abwassertemperaturen abzuschätzen. Eine exakte Berechnung bzw. Vorhersage kann dieses Modell nicht liefern. Als Weiterentwicklung und Verifizierung dieses Modells sind weitere Feld bzw. Laboruntersuchungen notwendig, um die theoretischen Ergebnisse einer gezielten Abwassertemperaturerhöhung mit den realen Ergebnissen zu vergleichen.

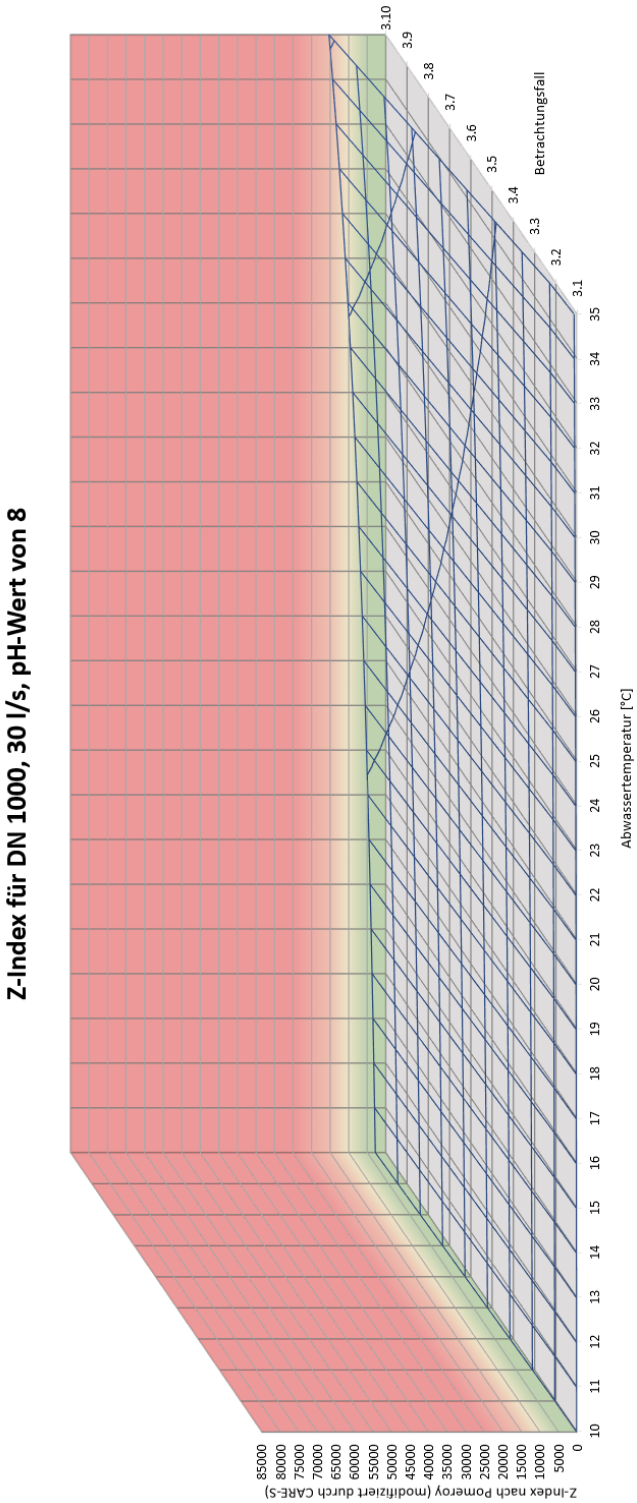


Abbildung 4-14: Grafische Auswertung des Z-Index für DN 1000 mit 30 l/s und einem pH-Wert von 8[18]

[18] Weitere Ausführungen sind Anhang A zu entnehmen.

4.6 Legionellen

Legionellen sind Stäbchenbakterien und „kommen natürlicherweise in geringen Konzentrationen in Oberflächenwässern, in Grundwasser [, im Abwasser] und auch im Boden vor“ (Exner et al. 2015, S. 7). Für den Menschen sind Legionellen hauptsächlich dann gesundheitsgefährdend, wenn diese über die Luft verteilt und als Wasser-Aerosole eingeatmet werden (Dericks 2016; Exner et al. 2015; Hahn et al. 2005; UBA 2014). Bei einer Infektion mit Legionellen kann es zu dem sogenannten Pontiac-Fieber oder der Legionellen-Pneumonie (Legionärskrankheit) kommen (Dericks 2016; Exner et al. 2015; Hahn et al. 2005).

Das Wachstum der Legionellen ist temperaturabhängig und findet bevorzugt in einem Temperaturbereich von mehr als 20 °C statt (u. a. BZgA 2018; Exner et al. 2015; UBA 2014). Untersuchungen des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) (Dericks 2016; Exner et al. 2015) zeigen, dass neben der Abwassertemperatur die Zusammensetzung des Abwassers für das Legionellenwachstum von essentieller Bedeutung ist. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen weisen ebenfalls auf kein generelles Legionellenproblem auf kommunalen Kläranlagen hin, obwohl für das Legionellenwachstum günstige Abwassertemperaturen (ca. 25 °C bis 30 °C) vorlagen (Dericks 2016). Außerdem wurden lediglich „bei 7 % der KA-Ablauf-Proben […] erhöhte Legionellen-Konzentrationen nachgewiesen, obwohl die ausgewählten Anlagen als ‚potentielle Risikoanlagen‘ hinsichtlich einer möglichen starken Legionellen-Vermehrung eingeschätzt wurden (proteinhaltiges Abwasser, erhöhte Abwasser-Temperatur)“ (Dericks 2016, S. 35). Folglich lässt sich eine mögliche Legionellenbelastung im Abwasser bzw. auf der Kläranlage nicht allein auf die genannten Parameter reduzieren. Vielmehr müssen weitere Aspekte wie beispielsweise die Zusammensetzung, Temperatur und Einleitmenge des Abwasser der relevanten Indirekteinleiter in die Betrachtung mit einbezogen werden (Dericks 2016). Auch in der Literatur werden immer wieder Industriebetriebe bestimmter Branchen in Verbindung mit Legionellenausbrüchen gebracht. So können Unternehmen der Lebensmittelverarbeitung, der Papierherstellung, der holzverarbeitenden Industrie, der Fleischwirtschaft, der Petrochemie, der Zellstoffindustrie und Brauereien als kritische Einleiter genannt werden (Dericks 2016; Wiedenhöft 2017).

Der für das Legionellenwachstum förderliche Temperaturbereich wird in der Literatur geringfügig unterschiedlich angegeben und liegt zwischen 23 °C und 50 °C (UBA 2014) bzw. 25 °C bis 45 °C (BZgA 2018; Exner et al. 2015) sowie 25 °C bis 42 °C (Fields et al. 2002). Bei Temperaturen < 20 °C erfolgt lediglich ein langsames Legionellenwachstum (BZgA 2018; Exner et al. 2015). Ab 50 °C findet nur noch ein minimales Wachstum statt,

bevor es ab 55 °C zu keiner weiteren Vermehrung mehr kommt (Exner et al. 2015). Bei Temperaturen von > 60 °C ist in der Regel von einem schnellen Absterben der Legionellen auszugehen (BZgA 2018; Exner et al. 2015). Als Temperaturoptimum wird in Dericks (2016) ein Temperaturbereich zwischen 30 °C und 43 °C genannt. Die vom Institut für Krankenhaushygiene und Mikrobiologie (2016) herausgegebenen Fachrichtlinie gibt eine optimale Wachstumstemperatur von ca. 37 °C an. Das in Abbildung 4-15 dargestellte Legionellenwachstum in Abhängigkeit von der Temperatur zeigt ebenfalls das Temperaturoptimum bei 37 °C.

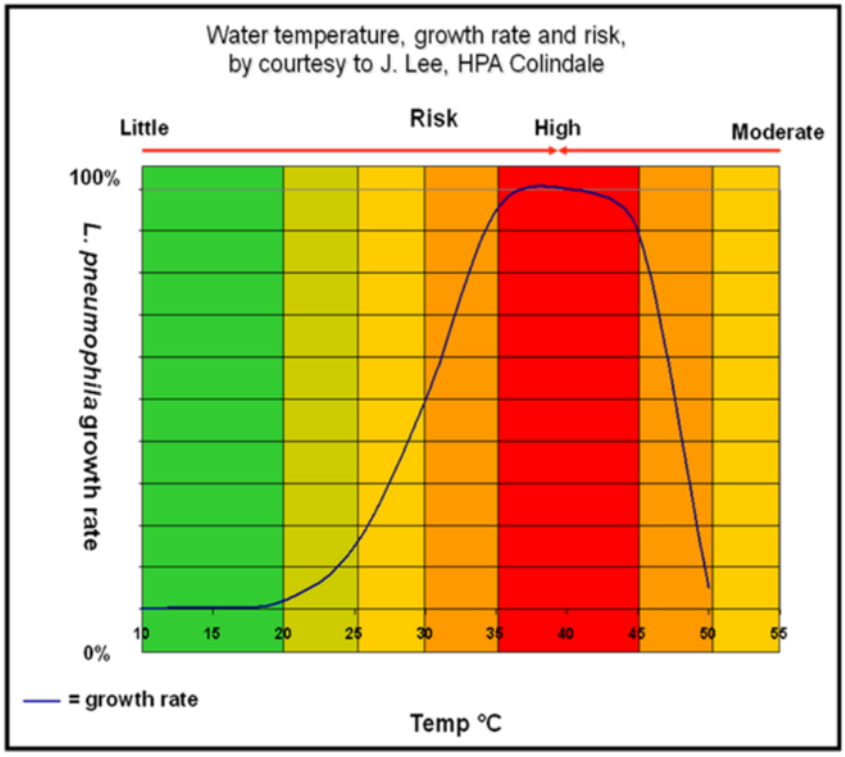


Abbildung 4-15: Risiko des Legionellenwachstums in Abhängigkeit von der Temperatur (zitiert aus Rühling et al. 2012 nach Exner 2009)

Neuere Untersuchungen widersprechen den bisherigen Erkenntnissen in Teilen. So konnte in 2016 veröffentlichten Untersuchungen ein Legionellenwachstum zwischen 49,2 °C und 57,9 °C festgestellt werden (Lesnik et al. 2016). Zur Klärung dieses bisher noch nicht bekannten Legionellenwachstums empfehlen Lesnik et al. (2016) weitere Untersuchungen.

Die im Kapitel 4.4.6 beschriebene Sielhaut spielt auch bei der Betrachtung der Legionellen eine wichtige Rolle, da diese einen Großteil des Lebensraums von Legionellen in Abwasserkanälen darstellt (Exner et al. 2015). Innerhalb der Sielhaut sind die Legionellen u.a. vor Austrocknung und Desinfektion geschützt und haben zudem eine gute

Nährstoffversorgung. Aktuell wird davon ausgegangen, dass sich rund 20 % der Legionellen frei im Wasser befinden und ca. 80 % in Biofilmen (Bürschgens 2016). „Andere Mikroorganismen oder Aminosäuren im Biofilm stellen die Nahrungsgrundlage für Legionellen dar und im Biofilm findet die hauptsächliche Vermehrung und Verbreitung statt“ (Bürschgens 2016, S. 20).

Den bisherigen Erkenntnissen zufolge ist ein Legionellenwachstum in der Abwasserwelle eher unwahrscheinlich. Die in der Sielhaut vorliegende Legionellenpopulation könnte jedoch von einem erhöhten Abwassertemperaturniveau profitieren und durch entsprechende Turbulenzen von der Oberfläche abgetragen werden, wodurch ein Übergang in die Kläranlage und den Vorfluter möglich ist. Ein nachgewiesenes Risiko geht dagegen von entsprechenden Industrieeinleitungen aus (Dericks 2016; Wiedenhöft 2017).

Somit lässt sich festhalten, dass eine gezielte Temperaturerhöhung das Legionellenwachstum positiv beeinflussen könnte. Inwiefern sich eine dauerhafte oder kurzfristige Temperaturerhöhung des Abwassers auf das Wachstum der Legionellen in der Abwasserinfrastruktur tatsächlich auswirkt, ist bislang nicht bekannt und sollte nach Exner et al. (2015) genauer untersucht werden. Insbesondere eine geringfügige, aber konstante Temperaturerhöhung des Abwassers auf einen Temperaturbereich < 25 °C scheint interessant. Somit könnte der bestehende Abwasservolumenstrom erwärmt werden, ohne vermutlich das Legionellenwachstum zu stark zu fördern.

4.7 Temperaturbeständigkeit der Bausubstanz

Die Temperaturbeständigkeit von Rohren muss in der Regel höher sein als die gewöhnliche, maximale Einleittemperatur von 35 °C. In Tabelle 4-8 sind die entsprechenden Ansprüche an die Temperaturbeständigkeit von unterschiedlichen Rohrwerkstoffen dargestellt.

Tabelle 4-8: Temperaturbeständigkeit Rohrwerkstoffe (Prangenberg 2015)

Rohrwerkstoff	Temperaturbeständigkeit	Nachweis
Beton, Stahlfaserbeton und Stahlbeton	Beständig für einen „Abfluss mit einer Wassertemperatur von 45 °C für Rohre bis DN 200 [und] 35 °C für Rohre über DN 200.“	DIN V 1201 (Vornorm)
Steinzeug	Langzeit-Temperaturbeständigkeit von 45 °C.	DIN EN 295-3

Gefüllter Polyesterharzformstoff (Polymerbeton)	„Für den Transport von Abwasser […] bei Temperaturen bis 50 °C […] bestimmt.“	DIN EN 14636-1
Duktile Gussrohre	„Flüssigkeitstemperaturen zwischen […] 45 °C für DN ≤ 200 oder 35 °C für DN > 200“	DIN EN 598 mit Verweis auf DIN EN 476
Glasfaserverstärkter Kunststoff (GFK)	„Transport von [Abwasser] bei Temperaturen bis zu 50 °C, mit oder ohne Druck.“	DIN EN 14364
Polyvinylchlord unplasticized (PVC-U)	Abwasserrohre können über einen Nutzungszeitraum von mehr als 100 Jahren bei 40 °C standhalten.	DIN 8061
Polypropylen (PP)	„Anwendungstemperaturen bis 50 °C kann [, mit einem Nutzungszeitraum von mindesten 100 Jahren,] aufgrund langjähriger Versuche und Erfahrungen beibehalten werden“	DIN 8078
Polyethylen (PE)	bei 35 °C: Standzeiten von rund 50 Jahren. Bei 20 °C: Standzeit von 100 Jahren	DIN 8075

Rohre innerhalb von Gebäuden müssen kurzzeitig auch Temperaturen von bis zu 95 °C an der Übergabestelle zur Kanalisation überstehen (DIN EN 476; DIN EN 576). Also kann davon ausgegangen werden, dass es in der Praxis kurzfristig durchaus zu höheren Abwassertemperaturen als 35 °C kommen kann. Nach DIN EN 476 müssen die „Rohre, Formstücke und Rohrverbindungen […] für einen kontinuierlichen Wasserabfluss bei Temperaturen von 45 °C im Fall ≤ DN 200, oder von 35 °C bei ≥ DN 200 geeignet sein“ (DIN EN 476, S. 19).

In der Regel geben nicht die Rohrmaterialien, sondern die Verbindungen den entscheidenden Temperaturgrenzwert vor. Aufgrund der Wechselwirkungen zwischen dem Dichtungsmaterial, dem Rohrmaterial und der Verbindungsart kann eine Aussage über die Druck- und der Temperaturbeständigkeit der entsprechenden Verbindung getroffen

werden. Weiterhin gilt die Mindesttemperaturbeständigkeit nach DIN EN 476. Eine Übersicht von Eigenschaften gängiger Verbindungsarten und Dichtungen in Abhängigkeit von den Rohrmaterialien enthält Tabelle 4-9.

Tabelle 4-9: Zusammenfassung von Eigenschaften gängiger Verbindungsarten und Dichtungen in Abhängigkeit von den Rohrmaterialien (Rehman 2017; Stein et al. 2014)

Verbindungsart	Eignung		Rohrmaterialien				Dichtungen
	Temperatur [°C]	Druck [Pa]	Beton	Steinzeug	Guss	Kunst-stoff	
Elastische Dichtmittel	unterschiedlich	nein		**x**		**x**	-
Falzverbindung	abhängig von Dichtung	nein	**x**				Elastomere
Flanschverbindung	hoch	ja			**x**		-
Klebeverbindung	gering	nein				**x**	-
Manschetten-verbindung	unterschiedlich	ja	**x**			**x**	Außen-/Innen-Manschette
Mörtel	gering	nein	früher	bis ca. 1925			Hanfstrick
Plastische Dichtmittel	gering	nein	früher	bis ca. 1925		**x**	Teerstrick
Schraubverbindung	hoch	ja			**x**		-
Schweißverbindung	unterschiedlich	ja		**x**			PP, PE-HD
Spannverbindung	unterschiedlich	nein		**x**			PP
Muffenverbindung	abhängig von Dichtung	nein	**x**	**x**	**x**		Asphalt Elastomere Kautschuk Polyurethan Polyester
Stoßverbindung	gering	nein	früher				Gummi Holz

Inzwischen haben sich Dichtungen aus Elastomeren für verschiedene Verbindungsarten und Rohrwerkstoffe im Abwassersektor durchgesetzt (Stein et al. 2014). In der DIN EN 681-2 sind die entsprechenden Temperaturanforderungen für die Verwendung von „Rohrleitungssysteme[n] aus thermoplastischen Rohren für drucklos betriebene Abwasserleitungen in Gebäuden (zeitweiliger Durchfluss bis 95 °C)“ (DIN EN 681-2, S. 5)

definiert. Darüber hinaus wird in der genannten Norm von einer schnelleren Alterung bei Temperauren von über 70 °C ausgegangen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die durch die entsprechenden Normen geforderten Temperaturgrenzwerte für Abwasserrohre bei Langzeitbelastungen bis 50 °C und bei kurzzeitigen Belastungen bis 95 °C keinen limitierenden Faktor für die gezielte Erwärmung des bestehenden Abwasservolumenstroms bis 35 °C darstellt. Zu berücksichtigen ist generell, dass durch Temperatureinwirkungen Längenänderungen möglich sind, die je nach eingesetztem Rohrwerkstoff und Dichtungsmaterial unterschiedlich starke Ausprägungen aufweisen können (Berger et al. 2011). Dementsprechend sind bei höheren Einleit-, bzw. Abwassertemperaturen mögliche Längenänderungen zu berücksichtigen, um Schäden durch Spannungen in den Bauteilen zu vermeiden. Die zuvor beschriebenen Restriktionen lassen sich in der Regel auch auf die entsprechenden Schachtbauwerke übertragen.

4.8 Karbonatisierung von Beton

Aufgrund der vorwiegend aus Beton und Stahlbeton bestehenden Kanalinfrastruktur stellt auch die Karbonatisierung[19] von Beton einen weiteren zu betrachtenden Aspekt dar. Dabei ist die Karbonatisierung jedoch nur für bewehrten Beton von Bedeutung, da infolgedessen die korrosionsschützende Wirkung (Passivschicht) verloren geht (Arazli 2019; Breit et al. 2020; DWA 2008; Hensen et al. 2009; Stark et al. 2013; Steffens 2000; Stein et al. 2014). Als Karbonatisierung wird dabei die Reaktion von Kohlendioxid mit der Zementsteinphase bezeichnet, die u.a. eine Absenkung des pH-Wertes und eine Festigkeitssteigerung hervorruft (Breit et al. 2020; Stark et al. 2013; Steffens 2000; Stein et al. 2014; u.a. Weber 2013).

Der Vorgang der Karbonatisierung besteht aus mehreren Zwischenstufen (Antons 2017; Eichler et al. 2019; Stark et al. 2013; Steffens 2000; von Greve-Dierfeld 2015): Zunächst erfolgt eine Diffusion von CO_2 in die Kapillarporen des Betons mit dem zeitgleichen Lösen des im Zementstein vorliegenden Calciumhydroxids ($Ca(OH)_2$). Nachfolgend löst sich das CO_2 im bzw. am Feuchtigkeitsfilm an der Kanalwand und reagiert in geringer Menge zu Kohlensäure (H_2CO_3). In einem weiteren Schritt erfolgt die Karbonatisierung, indem die Kohlensäure mit dem Calciumhydroxid zu Calciumcarbonat ($CaCO_3$) und Wasser reagiert:

$$Ca(OH)_2 + H_2CO_3 \rightarrow CaCO_3 + 2H_2O \tag{4-8}$$

[19] In der Fachliteratur wird neben Karbonatisierung auch die Schreibweise Carbonatisierung verwendet.

Der generelle Karbonatisierungsmechanismus wird häufig auch vereinfacht wie folgt zusammengefasst:

$$Ca(OH)_2 + CO_2 + H_2O \rightarrow CaCO_3 + 2H_2O \tag{4-9}$$

Der Beton weist dabei so lange einen hohen pH-Wert auf, bis kein festes Calciumhydroxid und keine Alkalien (weitere: NaOH, KOH und $Mg(OH)_2$) vorhanden sind (Eichler et al. 2019; Stark et al. 2013; Steffens 2000). Infolge der Karbonatisierung sinkt der pH-Wert letztlich auf einen Wert von unter 9,5, wodurch die korrosionsschützende Wirkung des Betons aufgehoben wird und es in Abhängigkeit von den vorliegenden Bedingungen zur Korrosion kommen kann (Stahl kann oxidieren) (Antons 2017; Arazli 2019; Breit et al. 2020; DWA 2008, 2010; Stark et al. 2013; Steffens 2000). Darüber hinaus kommt es durch die Karbonatisierung zu einer Volumenausdehnung, die einen Sprengdruck erzeugt und folglich zu Rissen und Aufplatzungen führen kann (Hensen et al. 2009; Stein et al. 2014). Neben den genannten negativen Aspekten führt die Karbonatisierung auch zu einer Steigerung der Festigkeit (Stark et al. 2013; Steffens 2000; Stein et al. 2014). Zudem kommt es zu einer „Zunahme der Dichtigkeit des Betongefüges infolge der Volumenzunahme durch das neu gebildete Calciumcarbonat“ (Stark et al. 2013, S. 108)

Die Geschwindigkeit, mit der die Karbonatisierung abläuft, ist u. a. von den vorliegenden Feuchtigkeitsbedingungen, dem vorliegenden Calciumhydroxid und dem Zementsteinporenraum abhängig (Brameshuber et al. 2009; DWA 2008; Hensen et al. 2009; Stark et al. 2013; Steffens 2000). Besonders die Feuchtigkeit hat Einfluss auf die Karbonatisierung (Brameshuber et al. 2009; Hensen et al. 2009; Müller et al. 2019a; Stark et al. 2013). Bei nahezu wassergesättigtem oder durchfeuchtetem Beton erfolgt keine Karbonatisierung, da keine CO_2–Diffusion in den Beton erfolgt (Brameshuber et al. 2009; Sodeikat et al. 2019; Stark et al. 2013; Weismann et al. 2007). „Andererseits kann die chemische Reaktion der Karbonatisierung ohne eine Mindestfeuchte im Beton nicht ablaufen“ (Brameshuber et al. 2009, S. 5). Folglich findet bei trockenem Beton ebenfalls keine Karbonatisierung statt (Hensen et al. 2009; Müller et al. 2019a; Stark et al. 2013). In der Literatur wird die maximale Karbonatisierungsgeschwindigkeit bei relativen Luftfeuchten von ca. 50-80 % beschrieben (Müller et al. 2019a; Sodeikat et al. 2019; Stark et al. 2013).

Aufgrund gezielt erhöhter Abwassertemperaturen kann es wegen des verdampfenden Abwassers zu einer gesteigerten Luftfeuchtigkeit im Abwasserkanal kommen. Je nachdem wie stark die relative Luftfeuchte nach der Temperaturerhöhung des Abwassers ansteigt, ist auch eine Hemmung der Karbonatisierung möglich. Die relative Feuchte im Abwasserkanal ist darüber hinaus auch von anderen Faktoren wie beispielsweise der Belüftung abhängig.

Die Temperatur wirkt sich zudem auf den Karbonatisierungsprozess aus, indem bei steigenden Temperaturen die Löslichkeit von Calciumhydroxid in der Porenlösung abnimmt und folglich die Karbonatisierung hemmt (Abbildung 4-16). Im Gegensatz dazu kann eine Temperaturerhöhung zu einer steigenden Molekülbewegung führen, wodurch eine gesteigerte CO_2-Diffusion in den Zementstein erfolgen kann (Stark et al. 2013). Wie bereits in Kapitel 4.3.4 beschrieben, sinkt die Löslichkeit von CO_2 bei steigenden Temperaturen und die Konzentration von CO_2 in der Kanalatmosphäre steigt und steht als CO_2-Angebot für die Karbonatisierung zur Verfügung.

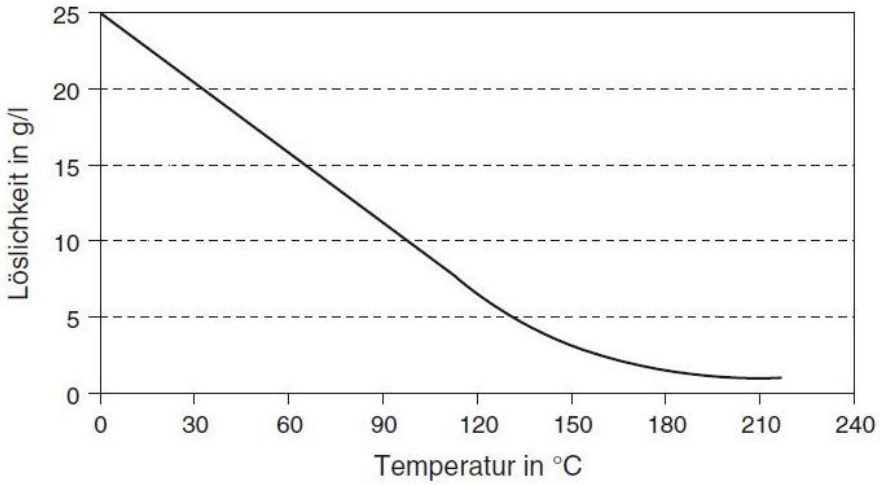


Abbildung 4-16: Löslichkeit von $Ca(OH)_2$ in Wasser in Abhängigkeit von der Temperatur (nach Osin 1954; zitiert aus Stark et al. 2013)

4.9 Temperatur am Zufluss der Kläranlage

Die Abwassertemperatur am Zufluss der Kläranlage spielt für die biologischen Reinigungsprozesse auf der Kläranlage eine wichtige Rolle. Neben der Denitrifikation wird insbesondere die Nitrifikation von geringen Abwassertemperaturen negativ beeinflusst (AWEL 2010; Barjenbruch et al. 2008; Buri et al. 2005; DWA 2012a, 2016; Krebs et al. 2013; Wanner 2004). So führt eine verminderte Abwassertemperatur zu einer eingeschränkten biologischen Aktivität auf der Kläranlage (AWEL 2010; Barjenbruch et al. 2008; Bever et al. 2002; Buri et al. 2005; Rometsch et al. 2004).

Aus diesen Gründen wurde bislang die Wärmeentnahme und die damit einhergehende Temperaturabsenkung des Abwassers als Risiko für die biologische Reinigung auf der Kläranlage angesehen und beispielsweise von Wanner (2004) und Rometsch et al. (2004) untersucht. Dabei zeigte sich, dass Temperaturabsenkungen die lediglich über wenige Stunden andauern, vernachlässigt werden können, da diese über die Aufenthaltszeiten auf der Kläranlage ausgeglichen werden (Gujer 2007; Rometsch et al. 2004; Wanner 2004). Nach Rometsch et al. (2004) sei die Temperaturabkühlung infolge einer

Abwasserwärmenutzungsanlage im Kanalnetz gering und „kleiner als die wetterbedingten Schwankungen der Abwassertemperatur auf einer Kläranlage“ (Rometsch et al. 2004, S. 149). Die zu erwartende Abkühlung kann über (2-1) berechnet werden und ist insbesondere abhängig von der Wärmeentzugsleistung, der vorliegenden Abwassertemperatur sowie dem Abwasservolumenstrom. Ergänzende Informationen sind Kapitel 2.2.9 zu entnehmen.

Eine gezielte Temperaturerhöhung am Zulauf der Kläranlage könnte den eben genannten Punkten entgegenwirken und einen positiven Einfluss auf die Reinigungsleistung bewirken (AWEL 2010; DWA 2020; Nowak 1996). Der daraus resultierende energetische Mehraufwand auf der Kläranlage (schlechtere Sauerstofflöslichkeit bei höheren Abwassertemperaturen) kann dabei vernachlässigt werden (AWEL 2010).

Wie in Abbildung 4-17 zu erkennen, ist das Wachstum der Nitrifikanten und somit die Reinigungsleistung temperaturabhängig. Die Nitrifikanten können vornehmlich in Nitrosomonas (Nitritation) und Nitrobacter (Nitratation) untergliedert werden. Deren Wachstumsrate – für Abwassertemperaturen im Belebungsbecken von 8 bis 30 °C – berechnet sich nach Knowles et al. (1965) wie folgt:

Maximale Wachstumsrate von Nitrosomonas:

$$\mu_{max\ (Nitrosomonas)} = 0{,}47 * 1{,}103^{(T-15)} \quad (4\text{-}10)$$

Maximale Wachstumsrate von Nitrobacter:

$$\mu_{max\ (Nitrobacter)} = 0{,}78 * 1{,}06^{(T-15)} \quad (4\text{-}11)$$

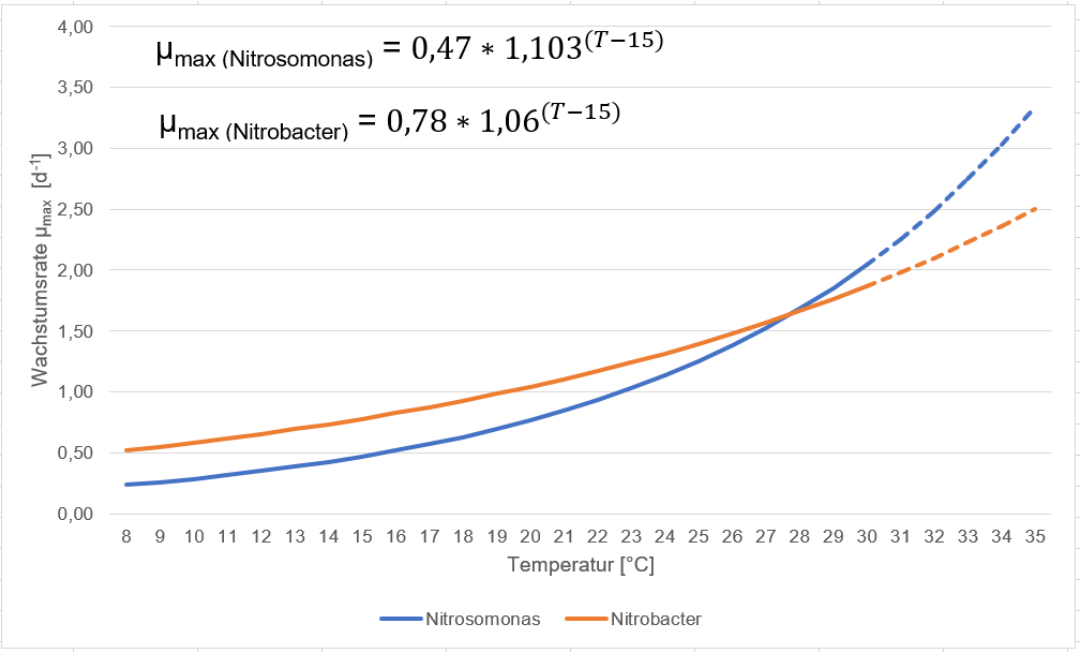


Abbildung 4-17: Maximale Wachstumsraten von Nitrobacter und Nitrosomonas in Abhängigkeit von der Temperatur nach Knowles et al. (1965)

Abbildung 4-17 basiert auf den Erkenntnissen von Knowles et al. (1965) und wurde in dieser Arbeit für den nicht untersuchten Temperaturbereich (> 30 °C) bis zum ungefähren Temperaturoptimum von 35 °C ergänzt. Die dargestellten Ergebnisse decken sich mit den Aussagen von Henze et al. (2002), Nowak (1996) und Knowles et al. (1965), die ein Temperaturoptimum nitrifizierender Bakterien zwischen 30 und 35 °C angeben. Auch in den Untersuchungen von Grunditz et al. (2001) konnten Temperaturoptima für Nitrosomonas 35 °C und Nitrobacter 38 °C ermittelt werden. Bei einem Überschreiten des jeweiligen Optimus zeigte sich in ihren Untersuchungen ein deutlicher Abfall der Nitrations- und Nitritationsrate. Zwischen 45 °C und 50 °C sank die Wachstumsrate auf null (Grunditz et al. 2001).

Wie bereits in Kapitel 4.1 dargestellt, fehlen Bemessungsempfehlungen für biologischen Abwasserreinigungsprozesse bei höheren Abwassertemperaturen, weshalb bislang Bemessungsempfehlungen für mittlere Abwassertemperaturbereiche Anwendung finden (Wichern et al. 2017). Sind dauerhaft höhere Abwassertemperaturen am Zulauf der Kläranlage zu erwarten, die die Bemessungsgrundlagen der DWA (2016) übersteigen (> 20 °C), sind die Hilfestellungen der DWA-Themen (2016) hinzuzuziehen. Beispielsweise sind „zur Verringerung anaerober Abbauprozesse […] bei hohen Abwassertemperaturen lange Vorklärzeiten durch zu groß dimensionierte Vorklärungen zu vermeiden. Ebenso sind eine zu lange Aufenthaltszeit des Primärschlamms in der Vorklärung durch entsprechenden Schlammabzug und eine entsprechende Gestaltung der Schlammtrichter zu vermeiden“ (DWA-Themen 2016, S. 47).

4.10 Zusammenfassung der möglichen Auswirkungen infolge erhöhter Abwassertemperaturen

Die Analyse möglicher Auswirkungen infolge erhöhter Abwassertemperaturen zeigt, dass sich eine Temperaturerhöhung des Abwassers auf verschiedene Aspekte in unterschiedlicher Intensität auswirken kann. Im Folgenden werden die zentralen Erkenntnisse zusammengefasst:

Abwassereigenschaften
Eine gezielte Temperaturerhöhung des bestehenden Abwasservolumenstroms führt zu einer Verringerung der Dichte und der Viskosität des Abwassers. Im Vergleich zu üblichen Abwassertemperaturen von ca. 15 °C nimmt die Dichte bei Temperaturen bis 35 °C lediglich um 0,5 % ab und ist folglich zu vernachlässigen (vgl. Kapitel 4.2.1). Die Viskosität des Abwassers sinkt bei steigenden Abwassertemperaturen ebenfalls und kann sich positiv auf die Entwässerung des Klärschlamms auswirken (vgl. Kapitel 4.2.2). Inwiefern sich die verringerte Viskosität auf den Fließwiderstand und die Art der Strömung auswirkt, ist im Einzelfall zu prüfen.

Löslichkeit der sich im Abwasser befindenden Gase
Deutlicher wirkt sich die Temperaturerhöhung auf die Löslichkeit der sich im Abwasserkanal befindlichen Gase aus (vgl. Kapitel 4.3). Von besonderer Bedeutung ist hier die temperaturabhängige Löslichkeit von Sauerstoff, Methan, Kohlenstoffdioxid und Schwefelwasserstoff aufgrund der Auswirkungen auf den Kanalbetrieb und die Kanalsubstanz. Alle genannten Gase weisen eine verminderte Löslichkeit bei steigenden Temperaturen im Abwasser auf.

Neben der verminderten Löslichkeit von Sauerstoff können höhere Abwassertemperaturen auch zu einer Steigerung der biologischen Aktivität im Kanal führen. Dies hat einen erhöhten Sauerstoffbedarf zur Folge. Durch die Kombination von erhöhtem Sauerstoffbedarf der Bakterien mit verringertem Anteil an gelöstem Sauerstoff im Abwasser, ist die Bildung eines anaeroben Milieus wahrscheinlich.

Die verminderte Löslichkeit von Methan kann sich ebenfalls negativ auf den Betrieb der Kanalisation auswirken (Bildung explosiver Gemische möglich). Außerdem ist Methan ein klimawirksames Gas, welches bei steigenden Abwassertemperaturen aus dem Abwasser ausstrippen und über die Kanalbelüftung in die Atmosphäre gelangen kann.

Infolge der verminderten Löslichkeit von Kohlenstoffdioxid im gezielt erwärmten Abwasser kann es zu einer zunehmenden Kohlenstoffdioxidkonzentration in der Kanalatmosphäre kommen, was die Karbonatisierung von Beton begünstigt (vgl. Kapitel 4.8). Darüber hinaus beeinflusst eine zunehmende Kohlenstoffdioxidkonzentration in der

Kanalatmosphäre das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, welches auch als pH-Puffer (chemischer Puffer, der das unkontrollierte Abfallen des pH-Wertes verhindert) gilt und die Auswirkungen von Säure- bzw. Baseneinträgen abschwächt. Neben der geringeren Konzentration an gelöstem Kohlenstoffdioxid ist bei erhöhten Abwassertemperaturen auch von einer geringeren Konzentration an Kohlensäure auszugehen, wonach eine erhöhte Säurekapazität vorliegt.

Von besonderer Bedeutung für den Kanalbetrieb und die Kanalsubstanz ist die temperaturabhängige Löslichkeit von Schwefelwasserstoff. Gezielt erhöhte Abwassertemperaturen begünstigen die Ausgasung von Schwefelwasserstoff. Aufgrund seiner schädlichen Wirkung auf die Kanalsubstanz (BSK) und den menschlichen Organismus (toxisches Gas) gilt dies zu berücksichtigen. Entsprechend wichtig ist die Überprüfung der vorliegenden Schwefelwasserstoffkonzentration in der Kanalatmosphäre bei erhöhten Abwassertemperaturen.

Sulfidproblematik in der Kanalisation

Für die in der Kanalisation stattfindenden negativen Prozesse sind vorhandene Sulfide Voraussetzung, deren Entwicklung von der Abwassertemperatur beeinflusst wird (vgl. Kapitel 4.4). Neben der Temperatur stellt dabei auch der pH-Wert eine wichtige Kenngröße dar, denn je höher der pH-Wert, desto geringer ist der Anteil an gelöstem Schwefelwasserstoff der ausgasen kann.

Wie bereits erwähnt, nimmt die Löslichkeit von Sauerstoff im Abwasser bei höheren Abwassertemperaturen ab und diese beschleunigen zudem die bakteriellen Abbauprozesse im Kanal. Deshalb kann von einem beschleunigten Verbrauch des gelösten Sauerstoffs ausgegangen werden, wodurch ein anaerobes Milieu im Abwasserkanal begünstigt wird. Dieses anaerobe Milieu bietet mit der gezielt erhöhten Abwassertemperatur den vorhandenen Desulfurikanten in der Sielhaut und den vorhandenen Ablagerungen ideale Lebensbedingungen. Infolge der Desulfurikation (Sulfatatmung) reduzieren Bakterien Sulfat zu Sulfid welches in Abhängigkeit von dem pH-Wert als Schwefelwasserstoff freigesetzt wird (vgl. Kapitel 4.4.3). Zusätzlich zur Temperatur und dem pH-Wert beeinflussen auch die Aufenthaltszeit, die organische Belastung und die Sulfatkonzentration des Abwassers die Sulfidproduktion (vgl. Kapitel 4.4.5). Vereinfacht gilt: Je länger die Aufenthaltszeit des Abwassers im Kanal und je höher die organische Belastung bzw. die Sulfatkonzentration, desto wahrscheinlicher ist eine auftretende Sulfidproblematik.

Der in die Kanalatmosphäre freigesetzte Schwefelwasserstoff stellt für die biogene Schwefelsäure-Korrosion (vgl. Kapitel 4.5) die Grundvoraussetzung dar. Oberhalb des Abwasserspiegels erfolgt durch die sehr pH-Wert toleranten Thiobazillen unter geeigneten Randbedingungen (ausreichende Feuchtigkeit, Schwefelsubstrat, Sauerstoff und

Spurenstoffe) die Oxidation von Schwefelwasserstoff zu elementarem Schwefel und Schwefelsäure. Die dabei gebildete Schwefelsäure ist für einen lösenden Angriff auf den Zementstein verantwortlich, der die Kanalsubstanz nachhaltig schädigt. Die Abwassertemperatur beeinflusst dabei nicht nur die Desulfurikation, sondern auch die Schwefelsäureproduktion und somit die biogene Schwefelsäure-Korrosion. Zur Abschätzung möglicher Auswirkungen (Geruchsproblematik und BSK) infolge einer auftretenden Sulfidbildung durch gezielt erhöhte Abwassertemperaturen bietet sich die Z-Formel bzw. die grafische Auswertung der modifizierten Z-Formel an (vgl. Kapitel 4.5.1 und 4.5.2).

Legionellen

Durch eine Temperaturerhöhung wird die Abwassertemperatur in den für das Legionellenwachstum günstigen Temperaturbereich verschoben. Dass dies nicht zwangsläufig zu einer höheren Legionellengefahr führt, zeigen die Untersuchungen des LANUV 2016, bei denen kein generelles Legionellenproblem auf Kläranlagen bei Temperaturen von 25-30 °C festgestellt wurde. Vielmehr wird auf die Kombination von Abwasserzusammensetzung und Abwassertemperatur hingewiesen. Somit kann die Temperaturerhöhung einen Beitrag zur Steigerung des Legionellenwachstums leisten, ist aber nicht alleiniges Kriterium.

Temperaturbeständigkeit der Bausubstanz

Für die Bausubstanz stellt eine erhöhte Abwassertemperatur in der Regel kein Problem dar, solange die in den Normen festgelegten Grenzwerte eingehalten werden (vgl. Kapitel 4.7). Die Grenzwerte sind dabei vom Durchmesser und Material der Rohre sowie der Dichtungen abhängig und liegen bei mindestens 35 °C. Vielmehr sind die zuvor genannten (indirekten) Auswirkungen auf die Bausubstanz (z. B. BSK) bei einer Temperaturerhöhung des Abwassers zu berücksichtigen. Bei Temperaturen über 35 °C sind thermische Längenänderungen der Abwasserrohre nicht ausgeschlossen.

Temperatur am Zufluss der Kläranlage

In der Regel stellen erhöhte Abwassertemperaturen für den Betrieb der Kläranlage keine Probleme dar, sofern diese die zulässige Abwassertemperatur von 35 °C nicht überschreiten. Es ist davon auszugehen, dass insbesondere in den Wintermonaten eine höhere Abwassertemperatur die Reinigungsleistung der Kläranlage positiv beeinflussen würde (vgl. Kapitel 4.9).

5 Modellierung des Transports und der Rückgewinnung von Abwärme

5.1 Grundlagen der Modelltheorie

Stachowiak (1973) definiert drei Hauptmerkmale des Modellbegriffs:
Zum einen hat jedes Modell ein *Abbildungsmerkmal*. Das heißt, dass ein Modell stets ein Modell *von etwas* (im Sinne einer Abbildung oder Repräsentation eines natürlichen oder künstlichen Originals) ist. Dabei können diese Abbildungen selbst auch Modelle darstellen (Stachowiak 1973). Zum anderen haben Modelle stets ein *Verkürzungsmerkmal.* Allgemein erfassen diese also „nicht alle Attribute des durch sie repräsentierten Originals, sondern nur solche, die den jeweiligen Modellerschaffern und/oder Modellbenutzern relevant scheinen“ (Stachowiak 1973, S. 132). Das heißt die Originale werden verkürzt, was auch den pragmatischen Charakter dieser verdeutlicht. Dieses *pragmatische Merkmal* von Modellen liegt darin, dass sie „ihren Originalen nicht per se eindeutig zugeordnet [werden können]. Sie erfüllen ihre Ersetzungsfunktion a) für bestimmte – erkennende und/oder handelnde, modellbenutzende – Subjekte, b) innerhalb bestimmter Zeitintervalle und c) unter Einschränkung auf bestimmte gedankliche oder tatsächliche Operationen“ (Stachowiak 1973, 132 f.).

Es lässt sich also festhalten: „Modelle sind Abstraktionen und Vereinfachungen der Realität und zeigen deshalb auch nur Teilaspekte auf“ (Haberfellner et al. 2002; zitiert nach Vajna et al. 2018, S. 140). Folglich ist zu beachten, dass ein Modell genug Aussagekraft haben muss und Überlegungen zu „Zweckmäßigkeit und der Problemrelevanz“ (Haberfellner et al. 2002; zitiert nach Vajna et al. 2018, S. 140) vorangehen sollten. Diese Auffassung teilt auch Peters (1998): „Nicht die möglichst genaue Übereinstimmung mit dem Original oder sogar mit dem ‚realen Objekt‘ ist das entscheidende Kriterium für die Konstruktion oder Auswahl von Modellen, sondern dessen Zweckmäßigkeit“ (Peters 1998, S. 228).

Entsprechend werden im Folgenden zweckmäßige Vereinfachungen bei der Modellentwicklung getroffen, um die zu berücksichtigenden Aspekte bei der Modellierung des Abwärmetransports über die bestehende Abwasserkanalisation integrieren zu können. Im Detail betrifft dies insbesondere die potentiell auftretende Sulfidproblematik, welche über die modifizierte Z-Formel (vgl. Kapitel 4.5.1) abgebildet wird und die Wärmeverlustberechnung nach Abdel-Aal (2015) (vgl. Kapitel 2.2.9).

5.2 Entwicklung eines Modellansatzes zur Modellierung des Transports und der Rückgewinnung von Abwärme unter Berücksichtigung der BSK-Gefahr

5.2.1 Anforderungen an das zu entwickelnde Modell

Das Modell soll den Abwärmetransport über die bestehende Abwasserkanalisation[20] in üblichen Betriebszuständen (z. B. Trockenwetter- bzw. Regenwetterfall) simulieren können, um den individuellen Gegebenheiten der zu modellierenden Realität gerecht zu werden. Wie bereits in Kapitel 4 gezeigt werden konnte, ist für den Kanalbetrieb und die Kanalsubstanz insbesondere eine potentielle Sulfidproblematik zu prüfen. Aus energetischer Sicht sind außerdem die Wärmeverluste über die Fließstrecke von Bedeutung (vgl. Kapitel 2.2.9). Letztlich sind die vorliegenden Informationen am Ort der Abwasser(ab)wärmerückgewinnung bzw. -nutzung auszuwerten, um das vorliegende Abwasserwärmenutzungspotential ermitteln zu können.

5.2.2 Aufbau des Modells

5.2.2.1 Modellierung ohne externe Veränderung der Abwassereigenschaften (ohne Zuströme)

Das Basismodell besteht, wie in Abbildung 5-1 dargestellt, aus sechs aufeinanderfolgenden Stufen, auf die im Weiteren näher eingegangen wird. Zu Beginn ist der bestehende Abwasservolumenstrom mit all seinen Eigenschaften zu betrachten (Stufe 1), der durch den gezielten Abwärmeeintrag entsprechend modifiziert wird (Stufe 2). Stufe 3 umfasst die Berechnung des Z-Index, dessen Toleranzgrenze (Grenzwert) vom Nutzer vor der Modellierung einzugrenzen ist. Wird dieser Grenzwert eingehalten, sind in Stufe 4 die Wärmeverluste über den Fließweg zu berechnen. Die so errechnete Abwassertemperatur an einem beliebigen Punkt stromabwärts ermöglicht in Stufe 5 die Betrachtung unterschiedlicher Wärmeentnahmeleistungen und darauf aufbauend eine erste Kostenschätzung der dazu erforderlichen Anlage. In Abhängigkeit von der geforderten Heizleistung des Nutzers kann außerdem die entsprechend notwendige Abwassertemperatur im Zulauf der Abwasserwärmenutzungsanlage ermittelt und entsprechend beim gezielten Abwärmeeintrag in Stufe 2 berücksichtigt werden. Nach der Wärmeentnahme fließt das entsprechend abgekühlte Abwasser der Kläranlage zu (Stufe 6).

20 Anwendung des Z-Index ist auf Freispiegelleitungen begrenzt, entsprechend ist auch das Modell auf Freispiegelleitungen limitiert.

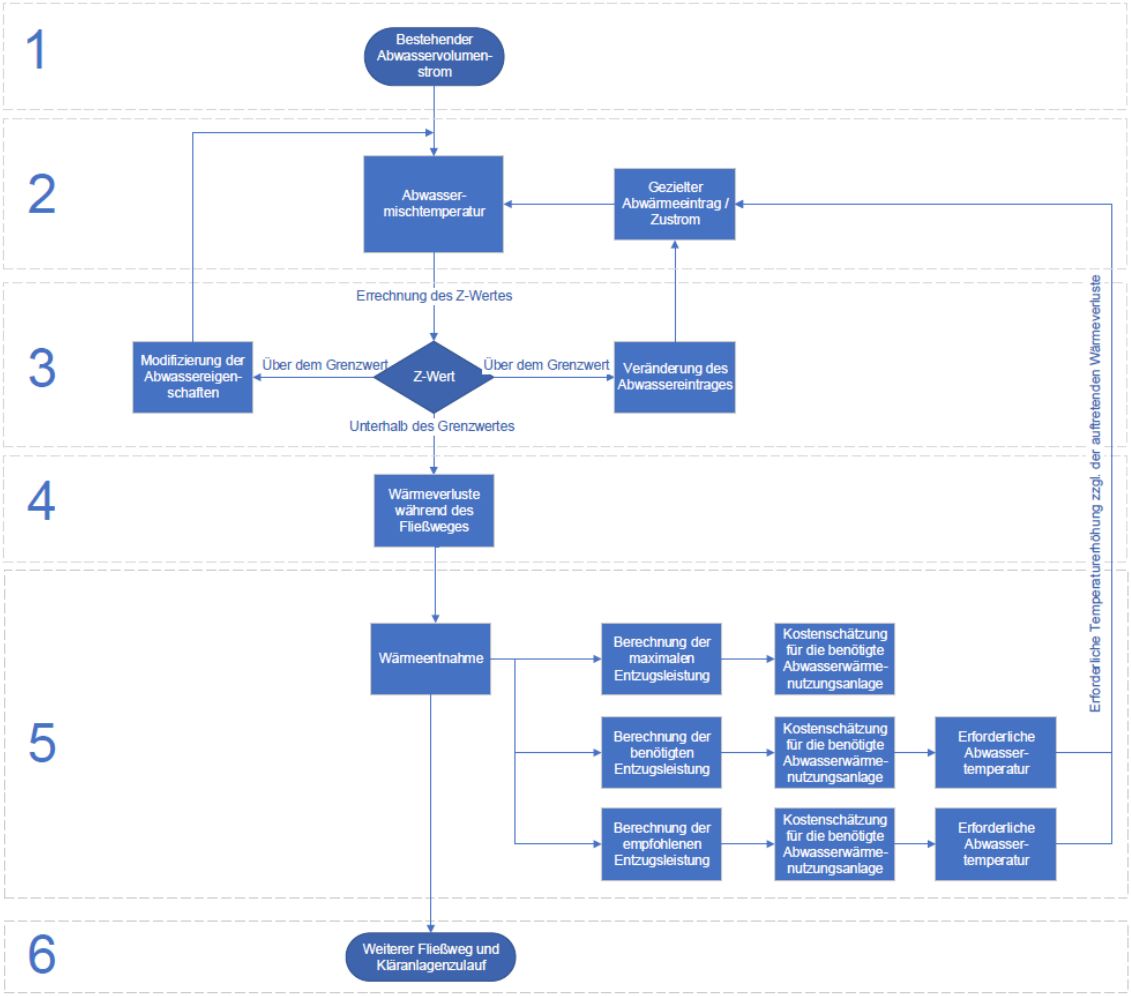


Abbildung 5-1: Aufbau des Basismodells ohne weitere Zuströme

Mithilfe des Basismodells kann das vorliegende Abwasserwärmenutzungspotential (AWN-Potential) an jedem beliebigen Ort im Entwässerungsnetz ermittelt werden, sofern keine weiteren Zuströme erfolgen. Die für diese Potentialermittlung erforderlichen Aspekte (Stufen 1,2,4 und 5 des Basismodells in Abbildung 5-1) sind in Abbildung 5-2 schematisch dargestellt. Zusätzlich werden die zur Ermittlung des Z-Index (Stufe 3) erforderlichen Eigenschaften des Abwassers (Temperatur, BSB_5- und CSB-Gehalt) nach dem warmen Abwasserzustrom bzw. gezielten (Ab)Wärmeeintrag ermittelt und zur Berechnung mit Gleichung (4-7) bereitgestellt. Auf die Berechnung eines *Misch-pH-Wertes* wird an dieser Stelle verzichtet. Dafür wären umfassende Kenntnisse über die Abwasserzusammensetzung und die sich daraus ergebenden Puffersysteme notwendig. Insbesondere die Säurekapazität und das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht[21] sind dabei

[21] Weitergehende Informationen sind u. a. Teichgräber 1988, Wisotzky et al. 2011, Kopp 2009, Kopp et al. 2006 und Schönherr 2009 zu entnehmen.

von Bedeutung (vgl. Kapitel 4.3.4). Stattdessen wird auf die Durchführung einer entsprechenden pH-Messung verwiesen, um so auch die in Kapitel 5.1 erwähnte Zweckmäßigkeit eines Modells zu erhalten.

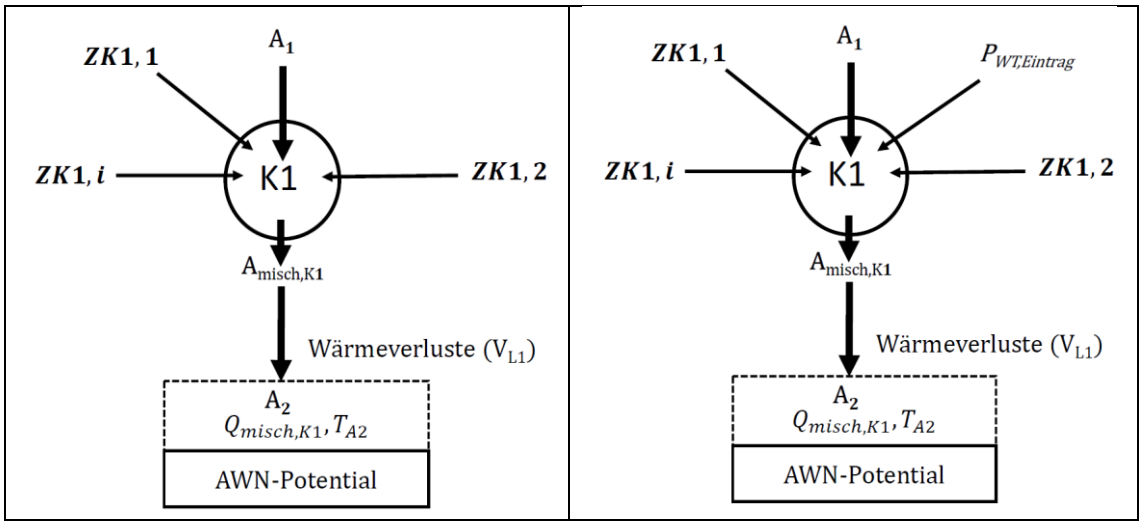


Abbildung 5-2: Schematische Darstellung des Basismodells mit gezieltem Wärmeeintrag[22] über den Abwasservolumenstrom (links) bzw. über einen zusätzlichen Wärmeübertrager ($P_{WT,Eintrag}$) (rechts)

Das AWN-Potential[23] an einem beliebigen Ort im Entwässerungssystem ist abhängig vom vorliegenden Abwasservolumenstrom ($Q_{misch,K1}$) und der Abwassertemperatur (T_{A2}) und berechnet sich nach (5-19)[24]. Der vorliegende Abwasservolumenstrom ($Q_{misch,K1}$) setzt sich zusammen aus dem bestehenden Abwasservolumenstrom (A_1) und der Summe sämtlicher Zuströme ($\sum_{i=1}^{n} Q_{ZK1,i}$) am Knoten (K1) (5-4). Die Abwassertemperatur am Ort der Wärmeentnahme (T_{A2}) errechnet sich nach Gleichung (5-5) aus der Mischtemperatur am Knoten 1 ($T_{A,misch,K1}$; Gleichung (5-2))[25] abzüglich der Wärmeverluste, die während der Fließstrecke von Knoten 1 bis zum Ort der (Ab)Wärmeentnahme auftreten (VL1; Gleichung (5-18)). Für die Gleichungen (5-2) bis (5-4) wird angenommen, dass die einzelnen Zuströme (Abwasser) eine ähnliche spezifische Wärmekapazität aufweisen und somit vernachlässigt werden können. Anderenfalls muss die spezifische Wärmekapazität eines jeden Zustroms einzeln berücksichtigt werden.

$$Q_{misch,K1} = Q_{A1} + \sum_{i=1}^{n} Q_{ZK1,i} \qquad [l/s] \qquad (5\text{-}1)$$

22 Die unterschiedlichen (Ab)Wärmeeintragsmöglichkeiten sind Kapitel 3.2 zu entnehmen.

23 Weitergehende Informationen zur Nutzung des AWN-Potentials (Wärmeentnahme) sind Kapitel 5.2.5 zu entnehmen.

24 In Kapitel 5.2.5 wird vertiefender auf die Gleichung (5-19) eingegangen.

25 Sofern kein Wärmeeintrag über einen Wärmeübertrager ($P_{WT,Eintrag}$) erfolgt: $P_{WT,Eintrag}$= 0. Ansonsten ist Gleichung (2-1) nach ΔT aufzulösen, um die durch den gezielten Wärmeeintrag hervorgerufene Temperaturveränderung zu berechnen.

$$T_{A_{misch,K1}} = \frac{T_{A1} * Q_{A1} + \sum_{i=1}^{n}(T_{ZK1,i} * Q_{ZK1,i})}{Q_{misch,K1}} + P_{WT,Eintrag} \quad [°C] \quad (5\text{-}2)$$

$$CSB_{A_{misch,K1}} = \frac{CSB_{A1} * Q_{A1} + \sum_{i=1}^{n}(CSB_{ZK1,i} * Q_{ZK1,i})}{Q_{misch,K1}} \quad [mg/l] \quad (5\text{-}3)$$

$$BSB5_{A_{misch,K1}} = \frac{BSB5_{A1} * Q_{A1} + \sum_{i=1}^{n}(BSB5_{ZK1,i} * Q_{ZK1,i})}{Q_{misch,K1}} \quad [mg/l] \quad (5\text{-}4)$$

$$T_{A2} = T_{A_{misch,K1}} - V_{L1} \quad [°C] \quad (5\text{-}5)$$

Tabelle 5-1: Überblick über die berücksichtigten Eigenschaften des Abwassers in Verbindung mit den jeweiligen Abkürzungen (zu Abbildung 5-2)

Bezeichnung	**Berücksichtigte Eigenschaften des Abwassers**			
	Durchfluss	Temperatur	CSB-Gehalt	BSB5-Gehalt
	[l/s]	[°C]	[mg/l]	[mg/l]
A1	Q_{A1}	T_{A1}	CSB_{A1}	$BSB_{5,A1}$
ZK1,1	$Q_{ZK1,1}$	$T_{ZK1,1}$	$CSB_{ZK1,1}$	$BSB_{5,ZK1,1}$
ZK1,2	$Q_{ZK1,2}$	$T_{ZK1,2}$	$CSB_{ZK1,2}$	$BSB_{5,ZK1,2}$
ZK1,i	$Q_{ZK1,i}$	$T_{ZK1,i}$	$CSB_{ZK1,i}$	$BSB_{5,ZK1,i}$
$A_{misch,K1}$	$Q_{misch,K1}$	$T_{A,misch,K1}$	$CSB_{A,misch,K1}$	$BSB_{5,A,Misch,K1}$
A2[26]		T_{A2}	-	-

Bei zusätzlichen seitlichen Zuströmen sowie weiteren Wärmeeintragungen ist das Basismodell (Abbildung 5-1) entsprechend anzupassen. Das zuvor dargestellte Basismodell berücksichtigt lediglich *einen* diskreten Abwärmeeintrag über den bestehenden Abwasservolumenstrom bzw. einen Wärmeübertrager (s. a. Kapitel 3.2 Abbildung 3-2), der den bestehenden Abwasservolumenstrom entsprechend modifiziert und der ausschließlich durch stetige Wärmeverluste auf der Fließstrecke zur Wärmeentnahme beeinflusst wird. Sollen über die Fließstrecke weitere Zuströme oder gezielte Abwärmeeintragungen stattfinden, müssen die Stufen 2 bis 4 des Basismodells entsprechend oft wiederholt werden. Dieser Unterschied wird nachfolgend in Abbildung 5-3 und Abbildung 5-4 dargestellt.

[26] Zur Berechnung des AWN-Potentials sind der CSB- und BSB_5-Gehalt sowie der pH-Wert unrelevant und werden folglich in A2 nicht berücksichtigt.

5.2.2.2 Modellierung mit externen Veränderungen der Abwassereigenschaften (mit Zuströmen)

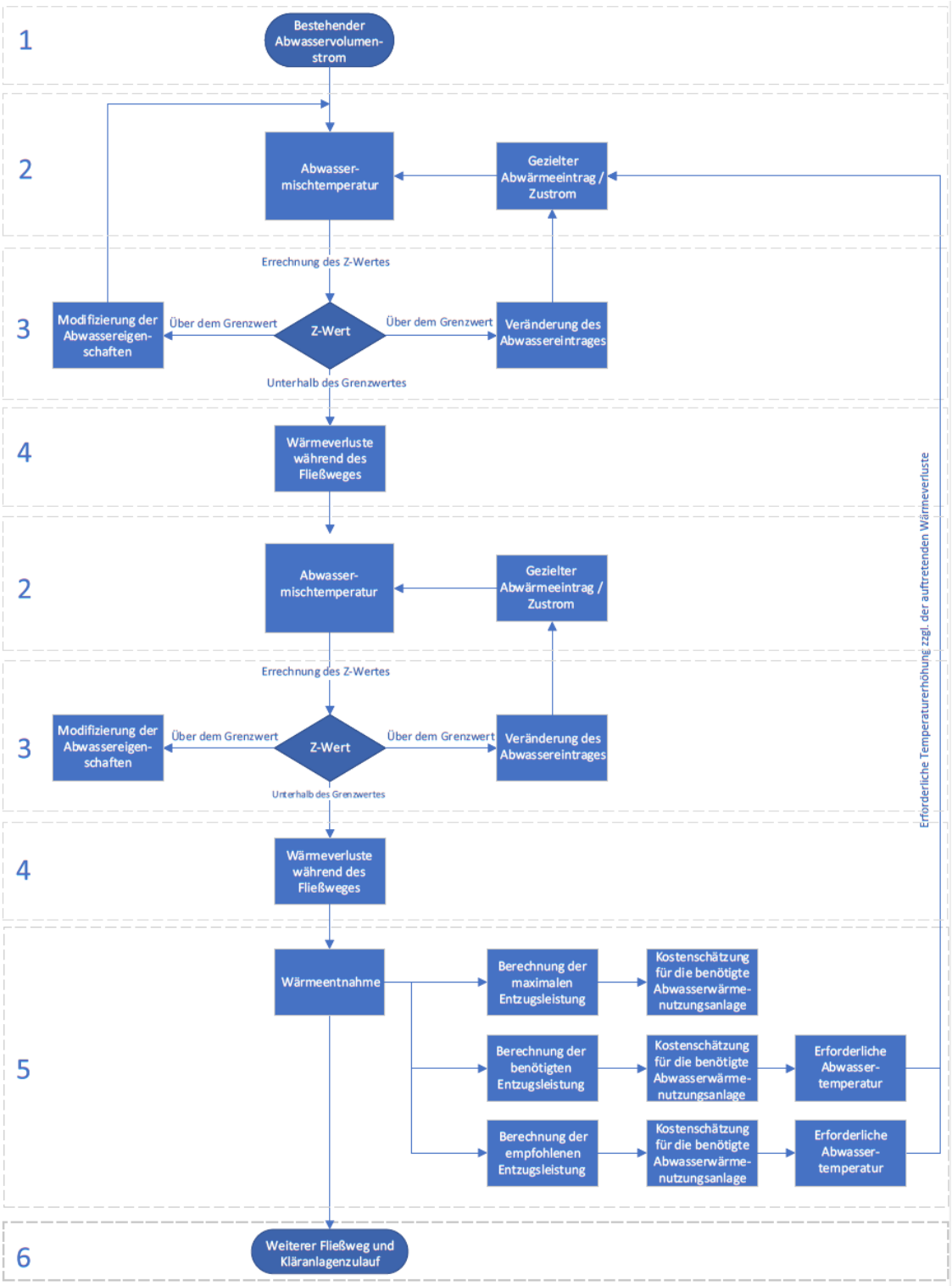


Abbildung 5-3: Aufbau des Basismodells mit zusätzlichem Zustrom (Reihenschaltung)

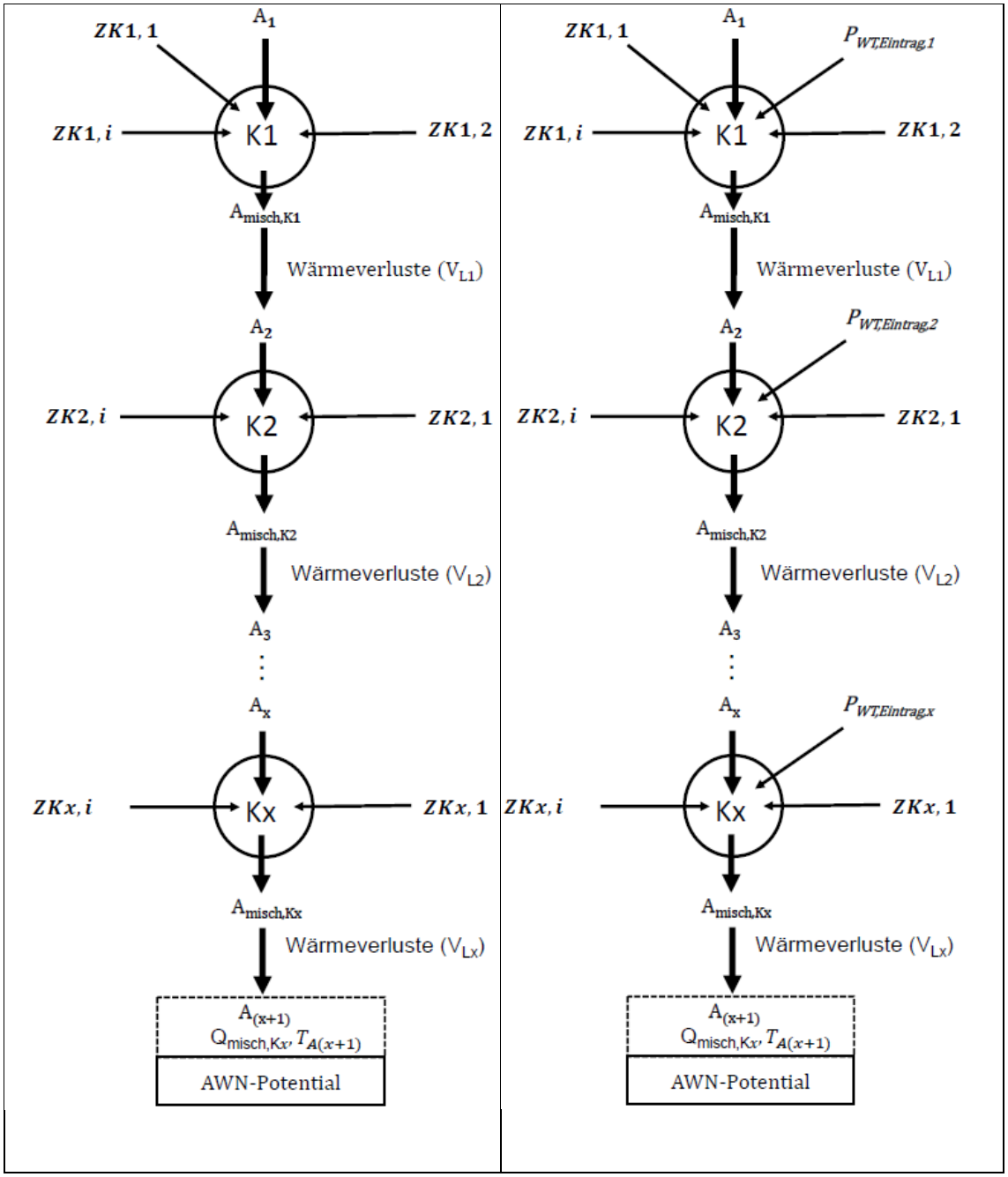


Abbildung 5-4: Schematische Darstellung des Basismodells mit mehreren Zuströmen auf dem Fließweg zur Wärmeentnahme bei gezieltem Wärmeeintrag[27] über den Abwasservolumenstrom (links) bzw. über einen zusätzlichen Wärmeübertrager ($P_{WT,Eintrag}$) (rechts)

Das in Abbildung 5-4 schematisch dargestellte Modell ist geeignet, um das AWN-Potential an einem beliebigen Ort im Entwässerungsnetz, unter Berücksichtigung zusätzlicher

[27] Die unterschiedlichen (Ab)Wärmeeintragsmöglichkeiten sind Kapitel 3.2 zu entnehmen.

Zuströme (z. B. reiner Abwassereinleitungen, Einleitungen gezielt erwärmter Abwasservolumenströme oder gezielter Wärmeeintrag ohne Volumenstrom) zu bestimmen. Infolge eines jeden Zustroms können sich sowohl der Abwasservolumenstrom als auch die Abwassereigenschaften (Temperatur, CSB, BSB_5-Gehalt) verändern. Alternativ bzw. zusätzlich kann der gezielte Wärmeeintrag (d.h. gezielte Temperaturerhöhung des vorliegenden Volumenstroms) über entsprechende Wärmeübertrager ($P_{WT,Eintrag,x}$) stattfinden. Der Ort der Modifizierung des Abwassers wird hier in Fließrichtung durch einen Knoten (Kx) dargestellt. Die entsprechenden Veränderungen errechnen sich dabei mit den Gleichungen (5-7) bis (5-9). Für diese Berechnungen wird ebenfalls angenommen, dass die spezifische Wärmekapazität der Zuströme gleich ist, andernfalls müsste die spezifische Wärmekapazität für jeden Zustrom einzeln definiert und berücksichtigt werden. Neben dem vorliegenden Abwasservolumenstrom ($Q_{misch,Kx}$, (5-6)) ist insbesondere die Abwassertemperatur am Ort der Wärmeentnahme ($T_{A(x+1)}$) für die Potentialbestimmung nach Gleichung (5-19) maßgebend. Mithilfe von (5-11) lässt sich die vorliegende Abwassertemperatur ($T_{A(x+1)}$) errechnen. Dafür werden von der Abwassertemperatur ($T_{Amisch,Kx}$) am letzten Knoten vor der Bestimmung des Abwasserwärmenutzungspotentials jene Wärmeverluste (V_{Lx}) abgezogen, die sich während des Fließweges von diesem vorherigen Knoten bis hin zur Entnahmestelle ergeben. Diese Wärmeverluste resultieren aus Gleichung (5-18) und beziehen sich dabei immer auf die Distanz zwischen zwei Knoten bzw. einem Knoten und der Distanz bis zur möglichen Wärmeentnahmestelle.

$$Q_{misch,Kx} = Q_{Ax} + \sum_{i=1}^{n} Q_{ZKx,i} \qquad [l/s] \qquad (5\text{-}6)$$

$$T_{A_{misch,Kx}} = \frac{T_{Ax} * Q_{Ax} + \sum_{i=1}^{n}(T_{ZKx,i} * Q_{ZKx,i})}{Q_{misch,Kx}} + P_{WT,Eintrag,x} \qquad [°C] \qquad (5\text{-}7)$$

$$CSB_{A_{misch,Kx}} = \frac{CSB_{Ax} * Q_{Ax} + \sum_{i=1}^{n}(CSB_{ZKx,i} * Q_{ZKx,i})}{Q_{misch,Kx}} \qquad [mg/l] \qquad (5\text{-}8)$$

$$BSB5_{A_{misch,Kx}} = \frac{BSB5_{Ax} * Q_{Ax} + \sum_{i=1}^{n}(BSB5_{ZKx,i} * Q_{ZKx,i})}{Q_{misch,Kx}} \qquad [mg/l] \qquad (5\text{-}9)$$

$$T_{Ax} = T_{A_{misch,K(x-1)}} - V_{L(x-1)} \qquad [°C] \qquad (5\text{-}10)$$

$$T_{A(x+1)} = T_{A_{misch,Kx}} - V_{Lx} \qquad [°C] \qquad (5\text{-}11)$$

$$x \in \mathbb{N} / \{1\}$$

$$n \in \mathbb{N}$$

Tabelle 5-2: Überblick über die berücksichtigten Eigenschaften des Abwassers in Verbindung mit den jeweiligen Abkürzungen (zu Abbildung 5-4)

Bezeichnung	**Berücksichtigte Eigenschaften des Abwassers**			
	Durchfluss	Temperatur	CSB-Gehalt	BSB5-Gehalt
	[l/s]	[°C]	[mg/l]	[mg/l]
A_x	Q_{Ax}	T_{Ax}	CSB_{Ax}	$BSB_{5,Ax}$
ZKx,i	$Q_{ZKx,i}$	$T_{ZKx,i}$	$CSB_{ZKx,i}$	$BSB_{5,ZKx,i}$
$A_{misch,Kx}$	$Q_{misch,Kx}$	$T_{A,misch,Kx}$	$CSB_{A,misch,Kx}$	$BSB_{5,A,Misch,Kx}$
$A_{(x+1)}$[28]		$T_{A(x+1)}$	-	-

5.2.3 Abschätzung der BSK-Gefahr über den Z-Index

Zur Berechnung der vorliegenden Sulfidbildungswahrscheinlichkeit über den Z-Index werden die zuvor errechneten Mischwerte ($A_{misch,K1}$ in Abbildung 5-2; $A_{misch,Kx}$ in Abbildung 5-4) (Temperatur, BSB_5, und CSB) zusammen mit Informationen zum Abwasservolumenstrom, pH-Wert, dem vorliegenden Gefälle und dem Verhältnis zwischen der benetzten Oberfläche des Kanals und der Oberflächenbreite in (4-7) eingesetzt. Zur Bewertung des errechneten Z-Wertes sind die in Kapitel 4.5.1 aufgeführten Richtwerten heranzuziehen. Bei einem kritischen Z-Wert, können als Gegenmaßnahmen entweder der Abwärmeeintrag oder die Abwassereigenschaften des bestehenden Abwasservolumenstroms (bspw. pH-Wert) verändert werden.

$$Z' = \left(1 + 10 * \left(\frac{BSB_5}{CSB} - 0{,}47\right)\right) * \frac{4}{1 + 10^{pH-7}} * \frac{3 * BSB_5 * 1{,}07^{(T-20)}}{J^{\frac{1}{2}} * Q^{\frac{1}{3}}} * \frac{U}{b_t} \qquad [-] \qquad (4\text{-}7)$$

5.2.4 Wärmeverluste während des Fließweges

5.2.4.1 Arten und Übertragungen von Wärmeverlusten

Wie in Kapitel 2.2.9 beschrieben, wird im Folgenden der Ansatz zur Wärmeverlustberechnung von Abdel-Aal (2015) angewendet. Hierbei sind insbesondere die Wärmeübertragungsprozesse zwischen Abwasser und Erdreich sowie Abwasser und Kanalluft

[28] Zur Berechnung des AWN-Potentials sind der CSB- und BSB_5-Gehalt unrelevant und werden folglich in $A_{(x+1)}$ nicht berücksichtigt.

zu betrachten. Dabei gilt es die einzelnen Wärmewiderstände genauer zu ermitteln, die Einfluss auf die Wärmeübertragung nehmen.

Der zweite Hauptsatz der Thermodynamik sagt aus, dass die Wärme von der höheren Temperatur zur kühleren fließt (Baehr et al. 2019). Die Übertragung kann dabei über drei Wärmetransportarten[29] erfolgen (Abbildung 5-5):

Wärmestrahlung
Die Wärmstrahlung erfolgt zwischen Körpern über elektromagnetische Wellen und ist dabei nicht an die Materie gebunden und kann somit im Vakuum stattfinden (Baehr et al. 2019; Häupl et al. 2017).

Wärmeleitung (Konduktion)
Die Wärmeleitung (Konduktion) beschreibt den Energietransport innerhalb eines Körpers der unterschiedliche Temperaturen aufweist (Baehr et al. 2019) und sowohl in gasförmigen, festen oder flüssigen Stoffen auftritt (Böckh et al. 2017). Dabei stehen die betreffenden Materialien des Körpers, die durch die Wärmeleitung einen Wärmeübertragung erfahren, miteinander in Berührung (Häupl et al. 2017).

Wärmeströmung (Konvektion)
Als konvektiver Wärmetransport wird der Wärmefluss beschrieben, der auftritt, wenn ein strömendes Medium mit einem Körper interagiert (Häupl et al. 2017).

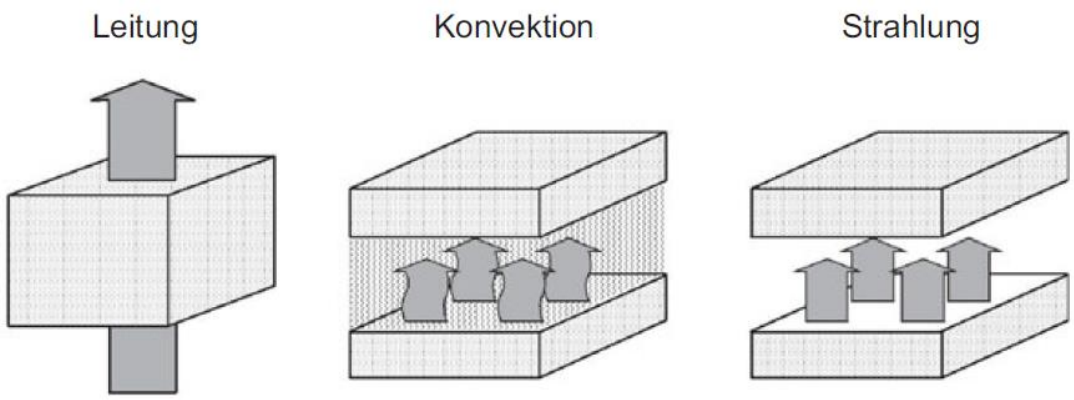


Abbildung 5-5: Darstellung der Wärmetransportarten (Häupl et al. 2017)

[29] Weitergehende Informationen können bspw. Böckh et al. 2017; Häupl et al. 2017; Baehr et al. 2019 entnommen werden.

5.2.4.2 Wärmeübertragung zwischen Kanalluft und Abwasser

Die Wärmeübertragung zwischen Kanalluft und Abwasser erfolgt über konvektive Prozesse und wird vom Wärmewiderstand zwischen Kanalluft und Abwasser gehemmt. Dieser wird vom konvektiven Wärmeübertragungskoeffizienten h_{WL} und der Wasserspiegelbreite b beeinflusst.

$$R_{wL} = \frac{1}{h_{wL} * b} \tag{5-12}$$

R_{wL}	*Wärmewiderstand zwischen Kanalluft und Abwasser [mK/W]*
h_{wL}	*konvektiver Wärmeübergangskoeffizient zwischen Abwasser und Kanalluft [W/m²K]*
b	*Wasserspiegelbreite [m]*

Die Wasserspiegelbreite b lässt sich über die Nennweite des Kanals und den vorliegenden Abwasservolumenstrom errechnen. Der konvektive Wärmeübergangskoeffizient h_{wL} zwischen Abwasser und Kanalluft ist von deren relativer Strömungsgeschwindigkeit abhängig, wurde sowohl von Dürrenmatt et al. (2008, 2014) als auch Abdel-Aal et al. (2014) in die Modelle übernommen und kann nach Flinspach (1973) wie folgt berechnet werden:

$$h_{wL} = 5{,}85 * \sqrt{|u_L - u_W|} \tag{5-13}$$

h_{wL}	*konvektiver Wärmeübergangskoeffizient zwischen Abwasser und Kanalluft [W/m²K]*
u_L	*Luftgeschwindigkeit im Kanal [m/s]*
u_w	*Fließgeschwindigkeit des Abwassers [m/s]*

Gleichung (5-13) berücksichtigt den von Bischofsberger et al. (1984) vorgenommene Austausch der Luftgeschwindigkeit mit der Relativgeschwindigkeit zwischen der Kanalluft und dem Abwasser und die Umrechnung der entsprechenden Einheiten.

5.2.4.3 Wärmeübertragung zwischen Erdreich und Abwasser

Der mit (5-14) zu berechnende Wärmewiderstand zwischen Erdreich und Abwasser stellt die Summe der einzeln zu betrachtenden Widerstände dar. Genauer: Der Gesamtwärmewiderstand setzt sich zusammen aus Wärmewiderstand der Rohrwand und jenem innerhalb des Erdreiches. Hierbei wird angenommen, dass der Wärmeübergang durch die Rohrwand ohne Konvektion erfolgt und somit zu vernachlässigen ist (Abdel-Aal 2015; Schlagbauer 2018) (vgl. (5-17)). Der Wärmewiderstand der Rohrwand setzt sich zusammen aus der Wandstärke der Haltung t_R und der Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand k_R. Innerhalb des Erdreichs kann der Wärmewiderstand über die Eindringtiefe in den

Boden d_E und die Wärmeleitfähigkeit des Erdreichs k_E ermittelt werden. Sowohl k_R als auch k_E sind dabei abhängig vom Material bzw. der umgebenden Bodenart. Der für die Berechnung des Gesamtwärmewiderstands notwendige benetzte Umfang *wet.p* wird vom Abwasservolumenstrom und der Rohrgeometrie beeinflusst. Berechnet wird dieser Gesamtwärmewiderstand wie folgt:

$$R_{wE} = \left(\frac{1}{h_{wp}} + \frac{t_R}{k_R} + \frac{d_E}{k_E}\right) * \frac{1}{wet.p} \tag{5-14}$$

R_{wE}	*Wärmewiderstand zwischen Erdreich und Abwasser [mK/W]*
h_{wp}	*konvektiver Wärmeübergangskoeffizient zwischen Abwasser und Kanalrohr [W/m²K]*
t_R	*Wandstärke der Haltung [m]*
k_R	*Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand [W/mK]*
d_E	*Eindringtiefe in den Boden [m]*
k_E	*Wärmeleitfähigkeit des Erdreichs [W/mK]*
wet.p	*Benetzter Umfang [m]*

Die Eindringtiefe in den Boden d_E kann nach Krarti et al. (1996) mithilfe der Temperaturleitfähigkeit a und der Winkelgeschwindigkeit ω folgendermaßen abgeschätzt werden:

$$d_E = \sqrt{\frac{a}{\omega}} \tag{5-15}$$

d_E	*Eindringtiefe in den Boden [m]*
a	*Temperaturleitfähigkeit [m²/s]*
ω	*Winkelgeschwindigkeit mit 7,27220*10^{-5} [rad/s]*

Vorausgesetzt es liegen keine Informationen zur Temperaturleitfähigkeit des Bodens vor, kann – so Krarti et al. (1996) – für d_E bei üblichen Böden 0,1 m angenommen werden.

Sind entsprechende Informationen zugänglich, berechnet sich die Temperaturleitfähigkeit a wie folgt:

$$a = \frac{k_E}{\rho * c_E} \tag{5-16}$$

a	*Temperaturleitfähigkeit [m²/s]*
k_E	*Wärmeleitfähigkeit des Erdreichs [W/mK]*
ρ	*Dichte des Erdreichs [kg/m³]*
c_E	*spezifische Wärmekapazität des Erdreichs [J/kgK]*

Letztlich lassen sich die Gesamtwärmewiderstände zwischen dem Erdreich und Abwasser in (5-17) zusammenfassen:

$$R_{wE} = \left(\frac{t_R}{k_R} + \frac{d_E}{k_E}\right) * \frac{1}{wet.p} \tag{5-17}$$

5.2.4.4 Gesamtwärmeübertragung

Die gesamte Wärmeübertragung nach Abdel-Aal (2015) ist in (5-18) dargestellt und setzt sich aus der in Kapitel 5.2.4.2 erläuterten Wärmeübertragung zwischen Kanalluft und Abwasser sowie der in Kapitel 5.2.4.3 erläuterten Wärmeübertragung zwischen Erdreich und Abwasser zusammen. Die daraus berechnete Abwassertemperatur T_1 stellt folglich die Ausgangsabwassertemperatur T_0 abzüglich der aufgetretenen Wärmeverluste über den Fließweg (L) dar.

$$T_1 = T_0 - \frac{\left(\frac{T_E - T_0}{R_{wE}} + \frac{T_L - T_0}{R_{wL}}\right) * L}{\rho * c_A * Q} \tag{5-18}$$

T_1	*Berechnete Abwassertemperatur [°C]*
T_0	*Ursprüngliche Abwassertemperatur [°C]*
T_E	*Temperatur Erdreich [°C]*
T_L	*Lufttemperatur im Kanal [°C]*
R_{wE}	*Wärmewiderstand zwischen Erdreich und Abwasser [mK/W]*
R_{wL}	*Wärmewiderstand zwischen Kanalluft und Abwasser [mK/W]*
L	*Fließstrecke [m]*
ρ	*Dichte des Abwassers [kg/m³]*
c_A	*Spezifische Wärmekapazität des Abwassers [kJ/(kgK]*
Q	*Abwasservolumenstrom [m³/s]*

5.2.5 Wärmeentnahme

5.2.5.1 Allgemeines

Zur Ermittlung des vorliegenden Wärmeentnahmepotentials ist neben der Größe des Abwasservolumenstroms auch die Abwassertemperatur am Ort der Wärmeentnahme von Bedeutung. Folglich wird zur Berechnung des vorliegenden Potentials das Modell aus Kapitel 5.2.2 zugrunde gelegt. Das vollständige Wärmeentnahmepotential (*maximale Wärmeentnahme*) wird im Folgenden in Bezug zum Wärmebedarf gesetzt und in *benötigte* (Kapitel 5.2.5.3) und *empfohlene* (Kapitel 5.2.5.4) *Wärmeentnahme* untergliedert.

5.2.5.2 Maximale Wärmeentnahme

Zur Ermittlung der maximalen Wärmeübertragerentzugsleistung $P_{WT,max}$ aus dem vorliegenden Abwasservolumenstrom sind – wie in (5-19) ersichtlich – neben der spezifischen Wärmekapazität c_A und der Dichte des Abwassers ρ auch der bestehende Abwasservolumenstrom Q sowie die Temperaturdifferenz zwischen der vorliegenden Abwassertemperatur und der vorgegebenen Minimaltemperatur ΔT (Temperatur nach der Wärmeentnahme) erforderlich. Die maximale Wärmeentzugsleistung ist dabei maßgeblich von der Abwassermenge und der Temperaturdifferenz (zwischen vorliegender Abwassertemperatur und der festgelegten Abwassermindesttemperatur nach der Wärmeentnahme) abhängig.

$$P_{WT,max} = c_A * \rho * Q * \Delta T \tag{5-19}$$

$P_{WT,max}$	*Maximale Wärmeübertragerentzugsleistung [kW]*
c_A	*Spezifische Wärmekapazität des Abwassers [kJ/(kgK]*
ρ	*Dichte des Abwassers [kg/m³]*
Q	*Abwasservolumenstrom [m³/s]*
ΔT	*Temperaturdifferenz zwischen der vorliegenden Abwassertemperatur und dem festgelegten Abwassertemperaturgrenzwert nach der Wärmeentnahme [°C]*

Das jährliche Wärmepotential $W_{J,max}$ lässt sich mithilfe von (5-20) errechnen. Im Vergleich zur maximalen Wärmeentzugsleistung ist an dieser Stelle die ganzjährig anfallende Abwassermenge Q_J (aufsummierter Abwasservolumenstrom) der Berechnung zugrunde zu legen.

$$W_{J,max} = c_A * \rho * Q_J * \Delta T \tag{5-20}$$

$W_{J,max}$	*Maximale Wärmemenge aus dem Kanal (jährlich, ohne Wärmepumpe) [kWh/a]*
c_A	*Spezifische Wärmekapazität des Abwassers [kJ/(kgK]*
ρ	*Dichte des Abwassers [kg/m³]*
Q_J	*jährlicher Abwasservolumenstrom [m³/a]*
ΔT	*Temperaturdifferenz zwischen der vorliegenden Abwassertemperatur und dem festgelegten Abwassertemperaturgrenzwert nach der Wärmeentnahme [°C]*

Die für die maximale Wärmeentzugsleistung benötigte Fläche ergibt sich aus (5-21). Der dabei zu berücksichtigende Wärmedurchgangskoeffizient kWT des Wärmeübertragers ist in der Regel herstellerabhängig und kann entsprechend variieren.

$$A_{WT,max} = \frac{P_{WT,max}}{k_{WT} * \Delta T} \tag{5-21}$$

$A_{WT,max}$	*Erforderliche Wärmeübertrageroberfläche für das Szenario: Maximale Wärmeentnahme [m²]*
$P_{WT,max}$	*Maximale Wärmeübertragerentzugsleistung [kW]*
k_{WT}	*Wärmedurchgangskoeffizient Wärmeübertrager [kW/(m²/K)]*
ΔT	*Temperaturdifferenz zwischen der vorliegenden Abwassertemperatur und dem festgelegten Abwassertemperaturgrenzwert nach der Wärmeentnahme [°C]*

Gleichung (5-22) ermöglicht die Berechnung der maximal möglichen Wärmepumpenleistung in Abhängigkeit von der maximalen Wärmeentzugsleistung des Wärmeübertragers aus dem Abwasser.

$$P_{WP} = P_{WT,max} * \frac{COP}{COP - 1} \tag{5-22}$$

P_{WP}	*Maximal mögliche Wärmepumpenleistung [kW]*
$P_{WT,max}$	*Maximale Wärmeübertragerentzugsleistung [kW]*
COP	*Coefficient of Performance; bezeichnet die Effizienz einer Wärmepumpe*

Über die maximale jährliche Wärmeentnahmemenge aus dem Kanal und dem zugrunde gelegten COP der einzusetzenden Wärmepumpe ergibt sich nach (5-23) die jährlich verfügbare Wärmemenge $W_{J,ges}$:

$$W_{J,ges} = W_{J,max} * \frac{COP}{COP - 1} \tag{5-23}$$

$W_{J,ges}$	*Jährlich verfügbare Wärmemenge (inkl. Wärmepumpe) [kWh/a]*
$W_{J,max}$	*Maximale Wärmemenge aus dem Kanal (jährlich, ohne Wärmepumpe) [kWh/a]*
COP	*Coefficient of Performance; bezeichnet die Effizienz einer Wärmepumpe*

Unter Berücksichtigung der Volllaststunden (*VLh)* der Wärmepumpe, kann mithilfe (5-24) die jährlich verfügbare Wärmemenge in Abhängigkeit von der angesetzten VLh ermittelt werden.

$$W_{J,VLh} = P_{WP} * VLh \tag{5-24}$$

$W_{J,VLh}$	*Jährlich verfügbare Wärmemenge in Abhängigkeit von den Volllaststunden [kWh/a]*
P_{WP}	*Maximal mögliche Wärmepumpenleistung [kW]*
VLh	*Volllaststunden [h/a]*

Davon ausgehend, dass eine strombetriebene Wärmepumpe im Abwasserwärmenutzungssystem eingesetzt wird, ermöglicht (5-25) die Bezifferung der dafür benötigten elektrischen Leistung $P_{WP,el}$.

$$P_{WP,el} = P_{WP} - P_{WT,max} \tag{5-25}$$

$P_{WP,el}$	*Spezifische elektrische Leistung der Wärmepumpe [kW]*
P_{WP}	*Maximal mögliche Wärmepumpenleistung [kW]*
$P_{WT,max}$	*Maximale Wärmeentzugsleistung [kW]*

Wird die zuvor ermittelte spezifische elektrische Leistung der Wärmepumpe $P_{WP,el}$ mit den angesetzten VLh verrechnet, ergibt sich nach (5-26) der jährliche Stromverbrauch der Wärmepumpe $W_{el,\ VLhl}$.

$$W_{el,VLh} = P_{WP,el} * VLh \tag{5-26}$$

$W_{el,\ VLhl}$	*jährlicher Stromverbrauch der Wärmepumpe in Abhängigkeit von den Volllaststunden [kWh/a]*
$P_{WP,el}$	*Spezifische elektrische Leistung der Wärmepumpe [kW]*
VLh	*Volllaststunden [h/a]*

Mithilfe der Ermittlung der maximal möglichen Wärmeentnahme und der daraus resultierenden möglichen Wärmepumpenleistung kann eine Einschätzung bzw. ein Abgleich zwischen Bedarf und Angebot am betrachteten Ort erfolgen. Liegt das Wärmeangebot über dem Bedarf können weitere Gebäude/Nutzer in unmittelbarer Nähe durch die Abwasserwärme versorgt werden.

5.2.5.3 Benötigte Wärmeentnahme

Davon ausgehend, dass die erforderliche Heizleistung ϕ_{HL} des potentiellen Nutzers bekannt ist und die in (5-22) berechnete maximale Wärmepumpenleistung größer als die erforderliche Heizleistung ϕ_{HL} ist, kann mit (5-27) die dafür benötigte Wärmeübertragerentzugsleistung in Abhängigkeit von dem angesetzten COP der Wärmepumpe berechnet werden.

$$P_{WT,Heiz,Kanal} = \Phi_{HL} * \left(\frac{COP - 1}{COP}\right) \tag{5-27}$$

$P_{WT,Heiz,Kanal}$	*Benötigte Wärmeübertragerentzugsleistung aus dem Kanal [kW]*
ϕ_{HL}	*Erforderliche Heizleistung beim Nutzer [kW]*
COP	*Coefficient of Performance; bezeichnet die Effizienz einer Wärmepumpe*

Werden neben der benötigten Entzugsleistung der Wärmeübertrager auch deren Wärmedurchgangskoeffizient und die vorgegebene Temperaturdifferenz zugrunde gelegt, ergibt sich die daraus erforderliche Wärmeübertrageroberfläche:

$$A_{WT,Heiz} = \frac{P_{WT,Heiz,Kanal}}{k_{WT} * \Delta T} \tag{5-28}$$

$A_{WT,Heiz}$	*Erforderliche Wärmeübertrageroberfläche für das Szenario: benötigte Wärmeentnahme [m²]*
$P_{WT,Heiz,Kanal}$	*Benötigte Wärmeübertragerentzugsleistung aus dem Kanal [kW]*
k_{WT}	*Wärmedurchgangskoeffizient Wärmeübertrager [kW/(m²/K)]*
ΔT	*Temperaturdifferenz zwischen der vorliegenden Abwassertemperatur und dem festgelegten Abwassertemperaturgrenzwert nach der Wärmeentnahme [°C]*

Die erforderliche Heizleistung beim Nutzer entspricht in diesem Fall der benötigten Wärmepumpenleistung und ist mit den anzugebenden Volllaststunden zu verrechnen, um die jährlich verfügbare Wärmemenge zu erhalten:

$$W_{J,Heiz,VLh} = \Phi_{HL} * VLh \tag{5-29}$$

$W_{J,Heiz,VLh}$	*Jährlich verfügbare Wärmemenge in Abhängigkeit von den Volllaststunden [kWh/a]*
ϕ_{HL}	*Erforderliche Heizleistung beim Nutzer [kW]*
VLh	*Volllaststunden [h/a]*

Ist das vorliegende Abwasserwärmenutzungspotential ausreichend, um die geforderte Heizleistung des Nutzers abzudecken ($P_{WP} \geq \phi_{HL}$), können die Gleichungen (5-30) und

(5-31) außer Acht gelassen werden, da diese dann zwangsläufig einen Deckungsgrad von mindestens 100 % ergeben. Der Vollständigkeit halber werden beide Berechnungen hier dennoch aufgeführt.

$$DE_J = \left(\frac{W_{J,Heiz,VLh}}{W_{J,erf,Heiz}}\right) * 100 \tag{5-30}$$

DE_J	*Deckungsgrad der verfügbaren Wärmemenge [%]*
$W_{J,Heiz,VLh}$	*Jährlich verfügbare Wärmemenge in Abhängigkeit von den Volllaststunden [kWh/a]*
$W_{J,erf,Heiz}$	*Jährlich erforderliche Wärmemenge des Nutzers [kWh/a]*

$$DE_{WP} = \left(\frac{P_{WP}}{\Phi_{HL}}\right) * 100 \tag{5-31}$$

DE_{WP}	*Deckungsgrad der Wärmeleistung [%]*
P_{WP}	*Maximal mögliche Wärmepumpenleistung [kW]*
ϕ_{HL}	*Erforderliche Heizleistung beim Nutzer [kW]*

Die für die geforderte Heizleistung notwendige elektrische Leistung der Wärmepumpe kann mithilfe von (5-32) berechnet werden.

$$P_{WP,el,Heiz} = \Phi_{HL} - \left(\frac{\Phi_{HL}}{\frac{COP}{COP-1}}\right) \tag{5-32}$$

$P_{WP,el,Heiz}$	*Spezifische elektrische Leistung der Wärmepumpe [kW]*
ϕ_{HL}	*Erforderliche Heizleistung beim Nutzer [kW]*
COP	*Coefficient of Performance; bezeichnet die Effizienz einer Wärmepumpe*

Der daraus resultierende Stromverbrauch der Wärmepumpe in Abhängigkeit von den Volllaststunden ergibt sich nach (5-33):

$$W_{el,Heiz,VLh} = P_{WP,el,Heiz} * VLh \tag{5-33}$$

$W_{el,Heiz,VLh}$	*Stromverbrauch der Wärmepumpe in Abhängigkeit von den Volllaststunden [kWh/a]*
$P_{WP,el,Heiz}$	*Spezifische elektrische Leistung der Wärmepumpe [kW]*
VLh	*Volllaststunden [h/a]*

5.2.5.4 Empfohlene Wärmeentnahme

Wie bereits in den Kapiteln 2.1.4 und 3.3.5 erläutert, stellt eine Auslegung der Wärmepumpe auf die Heizleistungsgrundlast eine ökonomisch sinnvolle Lösung dar. Die Bereitstellung der Grundlast, welche in der Regel ca. einem Drittel des gesamten Wärmeleistungsbedarfs entspricht, deckt rund drei Viertel des benötigten Raumwärmebedarfs (DWA 2020). Folglich werden nur die Spitzenlasten über eine weitere Wärmequelle geliefert. Aus diesem Grund wird im Folgenden die erforderliche Heizleistung auf ein Drittel reduziert und die dafür benötigte Entzugsleistung der Wärmeübertrager ermittelt (5-34).

$$P_{WT,empf} = \left(\frac{1}{3} * \phi_{HL}\right) * \left(\frac{COP-1}{COP}\right) \tag{5-34}$$

$P_{WT,empf}$	*Empfohlene Wärmeübertragerentzugsleistung aus dem Kanal [kW]*
ϕ_{HL}	*Erforderliche Heizleistung beim Nutzer [kW]*
COP	*Coefficient of Performance; bezeichnet die Effizienz einer Wärmepumpe*

Analog zu den zuvor genannten Szenarien kann die dafür erforderliche Wärmeübertrageroberfläche mithilfe von (5-35) errechnet werden.

$$A_{WT,empf} = \frac{P_{WT,empf}}{k_{WT} * \Delta T} \tag{5-35}$$

$A_{WT,empf}$	*Erforderliche Wärmeübertrageroberfläche für das Szenario: empfohlene Wärmeentnahme [m²]*
$P_{WT,empf}$	*Empfohlene Wärmeübertragerentzugsleistung aus dem Kanal [kW]*
k_{WT}	*Wärmedurchgangskoeffizient Wärmeübertrager [kW/(m²/K)]*
ΔT	*Temperaturdifferenz zwischen der vorliegenden Abwassertemperatur und dem festgelegten Abwassertemperaturgrenzwert nach der Wärmeentnahme [°C]*

Die jährlich zur Verfügung gestellte Wärmemenge ergibt sich nach (5-36).

$$W_{J,Heiz,empf,VLh} = WP_{empf} * VLh \tag{5-36}$$

$W_{J,Heiz,empf,VLh}$	*Jährlich verfügbare Wärmemenge in Abhängigkeit von den Volllaststunden [kWh/a]*
WP_{empf}	*Empfohlene Wärmepumpenauslegung [30] [kW]*
VLh	*Volllaststunden [h/a]*

[30] Entspricht $\frac{1}{3} * \phi_{HL}$

Die Berechnung des Deckungsgrades, d.h. der Vergleich zwischen der jährlich zur Verfügung gestellten Wärmemenge und der vom Nutzer geforderten Wärmemenge, erfolgt durch (5-37).

$$DE_{J,empf,VLh} = \left(\frac{W_{J,Heiz,empf,VLh}}{W_{J,erf,Heiz}}\right) * 100 \tag{5-37}$$

$DE_{J,empf,VLh}$	*Deckungsgrad der verfügbaren Wärmemenge [%]*
$W_{J,Heiz,empf,VLh}$	*Jährlich verfügbare Wärmemenge in Abhängigkeit von den Volllaststunden [kWh/a]*
$W_{J,erf,Heiz}$	*Jährlich erforderliche Wärmemenge des Nutzers [kWh/a]*

Die bei dem gewählten COP erforderliche elektrische Leistung der Wärmepumpe ist über (5-38) zu ermitteln.

$$P_{WP,el,Heiz,empf} = \left(\frac{1}{3} * \phi_{HL}\right) - \left(\frac{\left(\frac{1}{3} * \phi_{HL}\right)}{\left(\frac{COP}{COP-1}\right)}\right) \tag{5-38}$$

$P_{WP,el,Heiz,empf}$	*Spezifische elektrische Leistung der Wärmepumpe [kW]*
ϕ_{HL}	*Erforderliche Heizleistung beim Nutzer [kW]*
COP	*Coefficient of Performance; bezeichnet die Effizienz einer Wärmepumpe*

Gleichzeitig berechnet sich der sich aus der elektrischen Leistung der Wärmepumpe ergebende Stromverbrauch wie folgt (5-39):

$$W_{el,Heiz,empf,VLh} = P_{WP,el,Heiz,empf} * VLh \tag{5-39}$$

$W_{el,Heiz,empf,VLh}$	*Stromverbrauch der Wärmepumpe in Abhängigkeit von den Volllaststunden [kWh/a]*
$P_{WP,el,Heiz,empf}$	*Spezifische elektrische Leistung der Wärmepumpe [kW]*
VLh	*Volllaststunden [h/a]*

5.2.5.5 Erforderliche Abwassertemperatur

Soll das Abwasser lediglich soweit erwärmt werden, dass die Abwassertemperatur nach der Wärmeentnahme beim Nutzer die vorgegebene Mindestabwassertemperatur vorweist, dann ist zunächst die für den entsprechenden Auslegungsfall erforderliche Abwassertemperatur zu bestimmen:

$$T_{Erforderlich} = \left(\frac{P_{WT,erf}}{c_A * \rho * Q}\right) + T_{Grenz} \tag{5-40}$$

$T_{Erforderlich}$	*Erforderliche Abwassertemperatur [°C]*
$P_{WT,erf}$	*Erforderliche Wärmeübertragerentzugsleistung [kW]*
c_A	*Spezifische Wärmekapazität des Abwassers [kJ/(kgK]*
ρ	*Dichte des Abwassers [kg/m³]*
Q	*Abwasservolumenstrom [m³/s]*
T_{Grenz}	*Festgelegte Abwassergrenztemperatur [°C]*

Mithilfe (5-40) kann für den einzelnen Nutzerfall die erforderliche Abwassertemperatur am Zulauf der Abwasserwärmenutzungsanlage errechnet werden. Demzufolge ist es möglich, die notwendige Temperaturerhöhung des vorliegenden Abwasservolumenstroms zu ermitteln und zusammen mit den auftretenden Wärmeverlusten über den Fließweg beim gezielten Wärmeeintrag zu berücksichtigen.

5.2.5.6 Kostenbetrachtung[31] der Wärmeentnahme

Die Investitionskosten des gezielten Abwärmeeintrags auf den bestehenden Abwasservolumenstrom im öffentlichen Kanal können nicht pauschalisiert werden und sind immer im Einzelfall zu prüfen. Die Varianten des Abwärmeeintrags wurden in Kapitel 3.2 dargestellt. Die dort in Abbildung 3-2 visualisierten Möglichkeiten geben dennoch einen Hinweis auf die notwendigen Investitionskosten, da sie mit unterschiedlich großem baulichen Aufwand zu realisieren sind. Besteht die Option, den betriebseigenen Abwasservolumenstrom in den öffentlichen Kanal höher temperiert als zuvor abzugeben, ist dies in der Regel mit keinen bzw. nur sehr geringen Investitionen verbunden. Im Idealfall kann bspw. eine betriebsinterne Abwasserkühlung entsprechend reduziert werden, wodurch die Investitionskosten auf ein Minimum reduziert werden. Deutlich höher fallen diese Kosten aus, wenn über zusätzliche Wärmeübertrager die Abwärme auf den bestehenden Abwasservolumenstrom im öffentlichen Kanal übertragen werden muss.

[31] Die Kostenbetrachtung ist mit Unsicherheiten verbunden, da entsprechende Realbetrachtungen, die die Aussagekräftigkeit erhöhen und die berechneten Kosten belegen, bislang fehlen. An dieser Stelle wird außerdem auf Kapitel 3.3.4. verwiesen.

Aus den genannten Diversitätsgründen erfolgt hier keine Berücksichtigung der Investitionskosten für den gezielten Abwärmeeintrag. Es werden ausschließlich die Kosten einer Abwasserwärmenutzungsanlage betrachtet. Da neben den Investitionskosten auch die laufenden Kosten bei einer Investitionsentscheidung zu berücksichtigen sind, gehen diese im Folgenden in die Berechnungen mit ein. Somit untergliedert sich die durchzuführende Kostenbetrachtung in *Investitionskosten* und *laufende Kosten*, die insbesondere von der geforderten Heizleistung und Distanz zwischen Heizungsanlage und Kanal abhängig sind und in der Regel folgende Punkte beinhalten:

Investitionskosten (IK):
Gewählte Wärmeentzungsleistung aus dem Abwasser
Gewählte Wärmepumpenleistung
Entfernung Heizungsanlage - Kanal

Laufende Kosten (LK):
Prüfung, Instandhaltung und Wartung der Anlage
Instandsetzung
Energiekosten (Strom für Wärmepumpe)

Die in Kapitel 3.3.4 aufgeführten Kosten stellen für die Kostenbetrachtung entsprechende Richtwerte dar. Die aufsummierten Investitionskosten sind zusammen mit den laufenden Kosten anschließend finanzmathematisch aufzubereiten. Als Kostenvergleichsparameter bieten sich sowohl die Projektkostenbarwerte (PKBW) als auch die Jahreskosten (JK) an.

Zur Berechnung des PKBW (5-42) sind die laufenden Kosten mit dem Diskontierungsfaktor aus (5-41) zu multiplizieren und anschließend mit den geschätzten Gesamtinvestitionskosten zu verrechnen.

$$DFAKRP\ (r;i;n) = (1+r) * \frac{(1+i)^n - (1+r)^n}{(1+i)^n * (i-r)} \tag{5-41}$$

DFAKRP	*Diskontierungsfaktor für eine Kostenreihe mit progressiver Steigerung und jährlicher Steigerungsrate*
i	*Zinssatz (absolut) [%]*
n	*Zinszeitraum in Jahren [a]*
r	*Preis-/Kostensteigerungsrate (absolut) [%]*

$$PKBW = IK + LK * DFAKRP\ (r,i,n) \tag{5-42}$$

Die entsprechenden JK (5-44) ergeben sich aus der Multiplikation des PKBW (5-42) mit dem in (5-43) dargestellten Kapitalwiedergewinnungsfaktor[32] (KFAKR).

$$KFAKR\ (i{:}\,n) = \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \tag{5-43}$$

KFAKR	*Kapitalwiedergewinnungsfaktor*
i	*Zinssatz (absolut) [%]*
n	*Zinszeitraum in Jahren [a]*

$$JK = PKBW * KFAKR \tag{5-44}$$

Alternativ können die entsprechenden Wärmegestehungskosten mittels einer Division der Jahreskosten durch die vom Nutzer vorgegebenen bzw. im Kapitel 5.2.5.4 berechneten Wärmemenge ermittelt werden.

5.2.6 Weiterer Fließweg und Kläranlagenzulauf

Nach der Wärmeentnahme sollte das Abwasser – sofern nichts anderes mit dem Abwasserbeseitigungspflichtigen bzw. Kläranlagenbetreiber vereinbart – wieder dem Abwassertemperaturniveau entsprechen, das vor dem gezielten Abwärmeeintrag vorlag. Zur Berechnung der vorliegenden Abwassertemperatur nach der Wärmeentnahme wird (2-1) entsprechend umgestellt und das Ergebnis von der Abwassertemperatur am Zulauf der Abwasserwärmenutzungsanlage abgezogen.

$$\Delta T = \frac{W_{WT}}{c * \rho * Q} \tag{2-1}$$

Gründe, die für eine mäßige Temperaturerhöhung im Zulauf der Kläranlage sprechen sind in Kapitel 4.9 näher erläutert. Neben den möglichen positiven Aspekten einer gezielt erhöhten Abwassertemperatur muss auch davon ausgegangen werden, dass die biologische Aktivität auf der Fließstrecke zwischen Abwärmeeintrag und Wärmeentnahme zunimmt (DWA 2020; DWA-Themen 2016; Frey 2008), es zu einem höheren biologischen Vorabbau kommt (DWA-Themen 2016; Krebs et al. 2013; Kühn et al. 1998) und die Sauerstoffsättigung abnimmt (DWA 2020; Krebs et al. 2013). Der biologische Vorabbau wird dabei neben der Temperatur auch von der Verweildauer beeinflusst (Krebs et al. 2013). Die Zusammensetzung des Abwassers wird generell durch chemische, physikalische und biologischen Prozesse auf der Fließstrecke beeinflusst und ist neben der Verweildauer und Temperatur auch vom Kanaltyp und den jeweiligen Milieubedingungen abhängig (Kühn et al. 1998).

[32] Auch Annuitätenfaktor genannt.

Generell gilt zu beachten, dass die Temperatur am Zulauf der Kläranlage erheblich von der Fließstrecke zwischen Abwasserwärmenutzungsanlage und dem Kläranlagenzulauf beeinflusst wird. Die Fließstrecke bildet somit einen *Puffer*, der sowohl zu niedrige als auch zu hohe Abwassertemperaturen über die Fließstrecke ausgleicht. Hierfür sind neben den auftretenden Wärmeverlusten und -gewinnen (Kapitel 2.2.9) auch seitliche Zuströme sowie Ex- und Infiltrationen verantwortlich. Je länger die Fließstrecke bis zum Kläranlagenzulauf, desto mehr seitliche Zuströme sind in der Regel zu erwarten. Ist nach der Abwasserwärmenutzungsanlage nur noch eine kurze Fließstrecke bis zur Kläranlage zu überbrücken, weisen die auftretenden Zuflüsse in einer üblichen Abwasserinfrastruktur im Allgemeinen höhere Abwassermengen auf. Die daraus resultierende Mischtemperatur sollte sich normalerweise wieder in einem üblichen Temperaturniveau befinden (Buri et al. 2004). Kurzzeitige Temperaturschwankungen können darüber hinaus auch auf der Kläranlage selbst ausgeglichen werden (Gujer 2007; Rometsch et al. 2004; Wanner 2004).

Unter der Annahme, dass die biologischen Prozesse auf der Wärmetransportstrecke gesteigert werden und somit eine Veränderung der Abwassereigenschaften stattfindet, führen die genannten seitlichen Zuströme hier ebenfalls zu einem Verdünnungseffekt. Aus diesem Grund wird an dieser Stelle für das Modell vereinfacht angenommen, dass der Verdünnungseffekt größer ist als eine mögliche negative Beeinflussung. Inwiefern das kurzzeitig erwärmte und damit in seiner Zusammensetzung veränderte Abwasser nach diesem Verdünnungseffekt den Mischabwasservolumenstrom und den nachfolgenden Kläranlagenbetrieb negativ beeinflusst, muss zukünftig labortechnisch bzw. mithilfe einer Pilotstrecke untersucht werden. Letztlich findet diese gezielte Erwärmung des vorliegenden Abwasservolumenstroms aktuell in einigen Abwassernetzen schon punktuell statt, indem Industriebetriebe bei ihrer Abwassereinleitung die satzungskonformen Grenzwerte (30-35 °C) auch in den Sommermonaten ausreizen und in Einzelfällen überschreiten, ohne dass nach einer gewissen Fließstrecke diese Wärme wieder gezielt entnommen wird. Somit lässt sich die These aufstellen, dass die negativen Auswirkungen auf den Betrieb der Kanalisation bzw. der Kläranlage nicht so gravierend sein können. Diese These wird auch dahingehend bestätigt, dass laut DWA (2020) „keine Fälle aus der Praxis bekannt [sind], bei denen es aufgrund eines Wärmeeintrags […] zu einem solchen Phänomen [Geruchsbelastung und BSK] kam“ (DWA 2020, S. 57).

6 Exemplarische Anwendung am Beispiel der Stadt Lünen

6.1 Vorgehensweise

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt zunächst eine vereinfachte Potentialuntersuchung, die durch das in Kapitel 3.3.5 dargestellte Berechnungstool unterstützt werden kann. Nach Eingrenzung eines geeigneten Untersuchungsgebietes wird mithilfe des in Kapitel 5 dargestellten Modells die Verteilung der bislang ungenutzten Abwärme modelliert und ein auf den Nutzer abgestimmtes Szenario entwickelt.

6.2 Potentialanalyse Lünen

Wie auch der mit dem InnoA2-Ansatz erweiterten Methodik (Abbildung 3-4 und Abbildung 3-5) zu entnehmen, erfolgt zunächst eine Analyse des Stadtgebietes von Lünen: In diesem Beispiel über entsprechende Abwassertemperaturmessungen.[33] Zusätzlich wird die im Stadtgebiet angesiedelte Industrie nach den in Kapitel 3.3.2.4 dargestellten Branchen untersucht, da bei diesen ein sehr hohes Abwärmepotential zu vermuten ist.

Die Auswertung der zuvor gesammelten Informationen ergibt drei Bereiche im Stadtgebiet von Lünen, die hinsichtlich ihres theoretischen Potentials näher betrachtet werden. In Abbildung 6-1, Abbildung 6-2 und Abbildung 6-3 sind die entsprechenden Bereiche als Kartenausschnitte dargestellt. Die rötlich eingefärbten Bereiche (A1, A2, A3) kennzeichnen dabei solche, bei denen aufgrund ihres Industriesektors und den zugrundeliegenden Produktionsverfahren große Wärmemengen zu erwarten sind. In den grün eingefärbten Segmenten (B1, B2, B3) ist es nach einer ersten Einschätzung (aufgrund der räumlichen Nähe und der vorliegenden Abwasserinfrastruktur) möglich, die zuvor in den rot markierten Bereichen lokalisierten Abwärmepotentiale den Nutzern zur Verfügung zu stellen.

Zur vergleichbaren Darstellung des theoretisch vorliegenden Abwasserwärmenutzungsangebotes wird dies im Folgenden auf Einfamilienhäuser (EFH) mit einer zu beheizenden Fläche von 150m² und Mehrfamilienhäusern (MFH) mit einer zu beheizenden Fläche von 450m² bezogen. Für die zugrundeliegenden Häuser wird angenommen, dass diese einem KfW 55 Effizienzhaus entsprechen.

[33] Sämtliche im Weiteren berücksichtigten Abwassertemperatur- und Abwasservolumenstrommessungen erfolgten im Forschungsprojekt InnoA2. (Schratz et al. 2019; Müller et al. 2019b).

Das theoretische Abwasserwärmenutzungspotential ergibt sich dabei aus den vorliegenden Messdaten (Abwasservolumenstrom und Abwassertemperatur). Die Ergebnisse werden anschließend in den jeweiligen Unterkapiteln (Kapitel 6.2.1 bis 6.2.3) mit dem durch den InnoA2-Ansatz modifizierten Abwasserwärmenutzungspotential verglichen. Die Grundlage dafür bildet die Annahme einer gezielten Temperaturerhöhung des bestehenden Abwasservolumenstroms auf 20 °C durch die vorliegenden Unternehmen und die örtlichen Randbedingungen. Für beide Potentialabschätzungen wird ein unterer Abwassertemperaturgrenzwert von 12 °C festgelegt, der nach der Entnahme der Abwasserwärme mittels entsprechender Wärmeübertrager vorliegen muss, um den Kläranlagenbetrieb in keiner Weise negativ zu beeinflussen.

6.2.1 Szenario 1

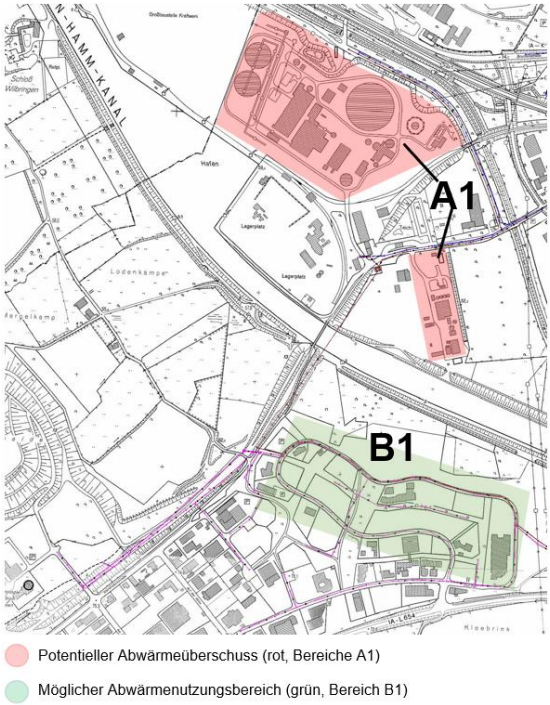
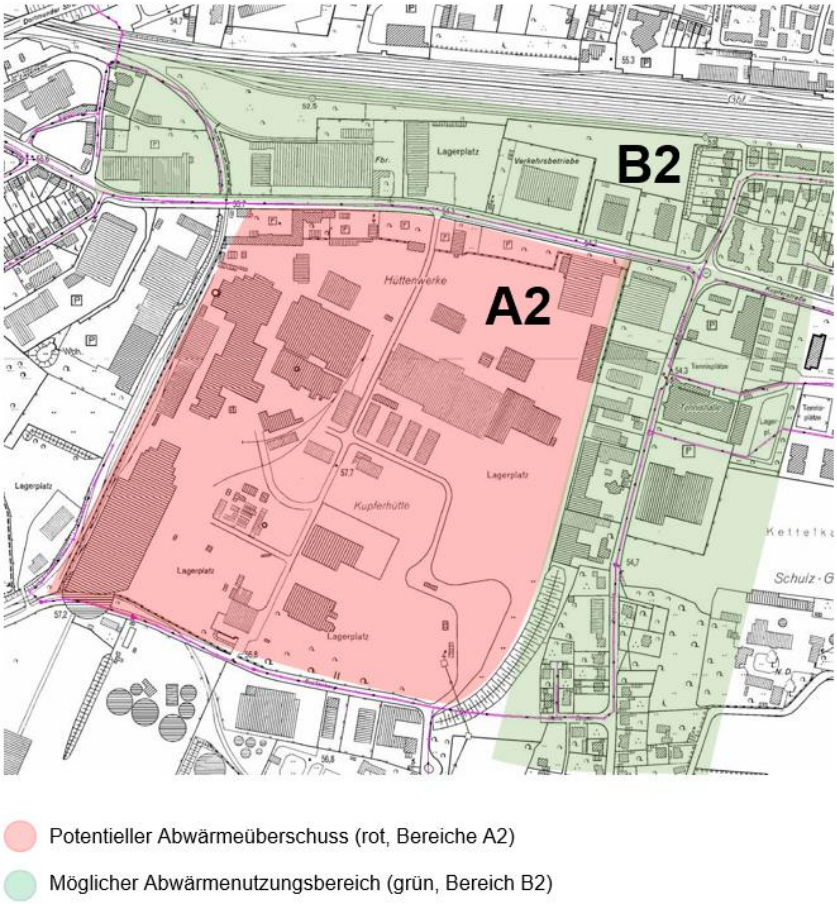


Abbildung 6-1: Vorliegendes Abwasserwärmenutzungspotential für Szenario 1

Der in Abbildung 6-1 dargestellte Kartenausschnitt zeigt die potentiellen Abwärmeerzeuger (rot, A1) und den möglichen Abwasserwärmenutzungsbereich (grün, B1). Wird der gemittelte Abwasservolumenstrom von 7,3 l/s mit einer mittleren Abwassertemperatur von 14,6 °C für die Berechnungen angenommen, dann ist das Angebot ausreichend, um ca. 34 KfW 55 EFH oder 13 KfW 55 MFH über die konventionelle Abwasserwärmenutzung mit Energie zu versorgen. Durch eine gezielte Temperaturerhöhung des vorliegenden Abwasservolumenstroms auf 20 °C lässt sich das Abwasserwärmeangebot steigern, sodass rund 93 KfW 55 EFH bzw. 36 KfW 55 MFH versorgt werden können. Dies bedeutet sowohl für die EFH als auch die MFH eine Steigerung um fast 175 %.

Im Rahmen des Forschungsprojektes InnoA2 zeigte sich, dass durch strukturelle Veränderungen auf Seiten der Abwärmeerzeuger zukünftig in zwei Ausbaustufen jeweils ca. 3,5–4 l/s zusätzlich an Schmutzwasser in den öffentlichen Kanal eingeleitet werden. Folglich erhöht sich der vorliegende Abwasservolumenstrom in der ersten Ausbaustufe auf ca. 10,8 l/s und in der zweiten Ausbaustufe auf 14,3 l/s, was sich entsprechend positiv auf das vorliegende Potential auswirkt. Das Abwasser der ersten Ausbaustufe bietet somit theoretisch genügend Energie, um ca. 51 KfW 55 EFH bzw. 20 KfW 55 MFH mit Energie für Raumwärme und Warmwasser zu versorgen. Durch eine dauerhafte Bereitstellung von Abwasser mit einer Temperatur von 20 °C ist es sogar möglich, Energie für ungefähr 138 KfW 55 EFH bzw. 53 KfW 55 MFH zu liefern. Nach Abschluss der zweiten Ausbaustufe könnten über die konventionelle Abwasserwärmenutzung theoretisch ca. 68 KfW 55 EFH bzw. 26 KfW 55 MFH mit Energie versorgt werden. Durch Berücksichtigung des InnoA2-Ansatzes kann dieses Potential nochmals gesteigert werden, sodass dieses letztlich für die Energieversorgung von ungefähr 182 KfW 55 EFH bzw. 71 KfW 55 MFH ausreichen würde. Dies bedeutet eine Steigerung des Potentials um insgesamt knapp 435 % im Gegensatz zum ursprünglich vorliegenden und nicht gezielt erwärmten Abwasservolumenstrom.

6.2.2 Szenario 2



Potentieller Abwärmeüberschuss (rot, Bereiche A2)

Möglicher Abwärmenutzungsbereich (grün, Bereich B2)

Abbildung 6-2: Vorliegendes Abwassernutzungspotential für Szenario 2

Das in Abbildung 6-2 dargestellte Szenario 2 zeigt den potentiellen Abwärmeerzeuger (rot, A2) und den Bereich, der prinzipiell für die Nutzung der modifizierten Abwasserwärmenutzung geeignet ist (grün, B2). Nach Berücksichtigung des durchschnittlich vorliegenden Abwasservolumenstroms von 7,9 l/s und einer mittleren Abwassertemperatur von 15,7 °C ergibt sich ein Potential, welches ausreicht, um den Energiebedarf für Raumwärme und Warmwasserbedarf von ungefähr 37 KfW 55 EFH bzw. 14 KfW 55 MFH zu decken. Wird der vorliegende Abwasservolumenstrom gezielt auf 20 °C erwärmt, erhöht sich die Anzahl der Gebäude, die mit der Energie aus dem Abwasser versorgt werden können deutlich. Das Angebot ist ausreichend, um theoretisch den Energiebedarf von ca. 100 KfW 55 EFH bzw. ca. 39 KfW 55 MFH zu decken. Dies bedeutet eine Steigerung des ursprünglichen Abwasserwärmenutzungspotentials von über 170 %.

6.2.3 Szenario 3

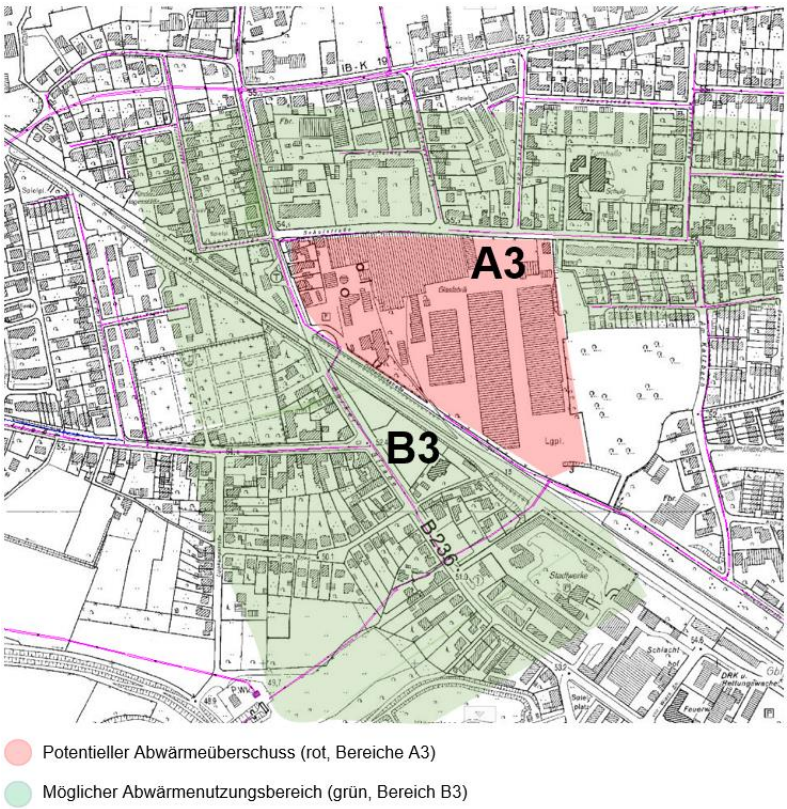


Abbildung 6-3: Vorliegendes Abwasserwärmenutzungspotential für Szenario 3

Der Kartenausschnitt von Szenario 3 (Abbildung 6-3) zeigt einen weiteren potentiellen Abwärmeerzeuger (rot, A3) sowie den Bereich einer möglichen, mit dem InnoA2-Ansatz modifizierten, Abwasserwärmenutzung (grün, B3). Die in diesem Areal durchgeführten Messungen ergeben einen durchschnittlichen Abwasservolumenstrom von 7,6 l/s bei einer Abwassertemperatur von 15,6 °C. Das daraus resultierende Potential ist theoretisch ausreichend, um etwa 36 KfW 55 EFH bzw. 14 KfW 55 MFH mit Energie für Raumwärme und Warmwasser zu versorgen. Bei entsprechender Erwärmung des bestehenden Abwasservolumenstroms auf 20 °C können ca. 97 KfW 55 EFH bzw. 37 KfW 55 MFH versorgt werden. Das entspricht einer Steigerung um ungefähr 170 %.

Die in diesen drei Gebieten durchgeführte Potentialermittlung weist – insbesondere für die mit dem InnoA2-Ansatz modifizierte Abwasserwärmenutzung – ein großes Potential auf. Im Folgenden wird das in Kapitel 5 entwickelte Modell an Szenario 1 (Abbildung 6-1) angewendet, da diesbezüglich die beste Datengrundlage vorliegt. Zunächst sind jedoch die mögliche Abwärmequelle (Kapitel 6.3.1 und 6.3.2), der Wärmetransport (Kapitel 6.3.3) und die entsprechende Wärmesenke (Kapitel 6.3.4) genauer zu analysieren, bevor die gewonnenen Erkenntnisse im Modell (Kapitel 6.3.5 bis 6.3.5.7) berücksichtigt werden können.

6.3 Modellanwendung an Szenario 1

6.3.1 Abwärmeerzeuger: Trianel Kohlekraftwerk GmbH

Das Trianel Kohlekraftwerk in Lünen ist eines der modernsten und effizientesten Kohlekraftwerke in Europa und versorgt bis zu 1,6 Mio. Haushalte mit Energie. Im Jahr 2019 produzierte das Kraftwerk in 6055 Betriebsstunden ca. 3650 GWh Strom (brutto)[34], indem Steinkohle verbrannt wird und die dabei erzeugte Wärme das Wasser in den vorliegenden Rohrleitungen in Wasserdampf umwandelt, der letztlich die Turbinen des Generators antreibt. Die dabei anfallende Restwärme wird zum Teil für die Wärmeversorgung mittels Fernwärmeauskopplung genutzt. Das restliche Kühlwasser gelangt mit einem Temperaturniveau von ca. 30 °C in den Kühlturm und wird dort gezielt heruntergekühlt, bevor es in den Fluss (Lippe) eingeleitet wird.

Da generell der Eingriff in die bestehenden Unternehmensprozesse vermieden werden soll, ergeben sich drei mögliche Abwärmerückgewinnungsvarianten. Zwei davon sind aufgrund der vorliegenden Randbedingungen[35] zu favorisieren, wohingegen die Realisierung der dritten Variante nicht zielführend erscheint. Die Bereiche der beiden realisierbaren Varianten sind in Abbildung 6-4 (Bereich 1 a/b und Bereich 2) kenntlich gemacht, die dritte Variante hingegen wird in Abbildung 6-4 nicht dargestellt, im Folgenden jedoch – wie die anderen beiden Varianten auch – kurz erläutert.

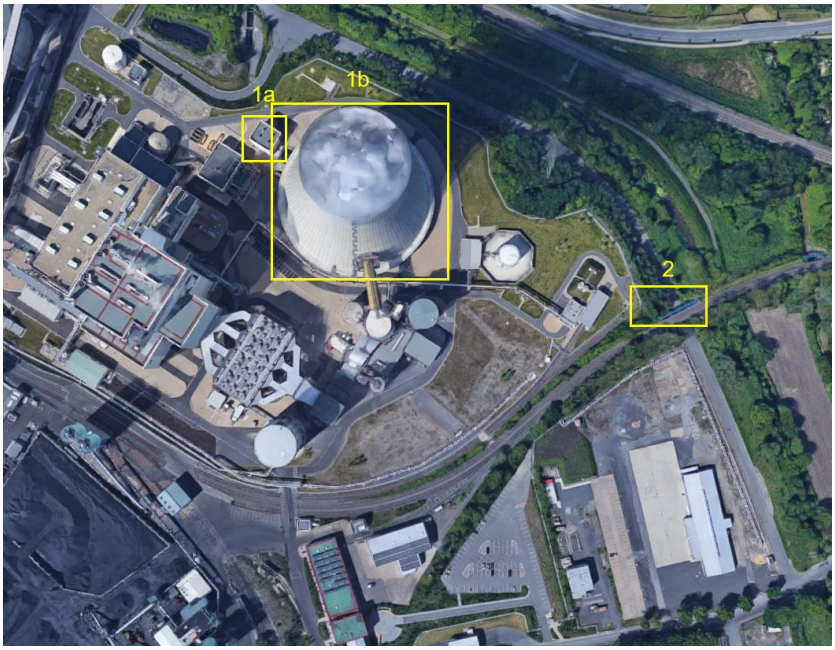


Abbildung 6-4: Luftbild des Trianel Kohlekraftwerks mit möglichen Abwärmequellen (Eigene Darstellung auf Basis von GoogleMaps 2018)

[34] Trianel Kohlekraftwerk Lünen GmbH & Co. KG.
[35] Auf diese Randbedingungen wird in Kapitel 6.3.1.2 näher eingegangen.

6.3.1.1 Lokalisierte Wärmepotentiale

Variante 1a stellt die Abwärmerückgewinnung im Zulauf des Kühlturms dar. An dieser Stelle gelangt das warme Prozesswasser über zwei DN 2100 Rohre in den Kühlturm. Durch den Einsatz entsprechender Wärmeübertrager kann an dieser Stelle Abwärme zurückgewonnen werden. Als Wärmeübertragerlösungen bieten sich verschiedene Möglichkeiten an: Rinnenwärmeübertrager für Druckrohrleitungen, Doppelrohrwärmeübertrager oder das Prinzip einer Rohrumwickelung (vgl. Kapitel 2.2).

Bei Variante 1b soll das ca. 20–30 °C warme Wasser aus dem Kühlturmbecken genutzt werden. Hierbei ist angedacht, die Wärme im Kühlturmbecken über Rohre zu entziehen, die im Stile einer Fußbodenheizung verlegt sind. Die Rohre dienen gleichzeitig als Vor- und Rücklauf der im Kanal eingebauten Wärmeübertrager, welche die zurückgewonnene Abwärme auf den bestehenden Abwasservolumenstrom übertragen. Als Medium in diesen Rohren können, je nach Auslegung, reines Wasser oder ein Wasser-Glykol-Gemisch (bei Frostgefahr) eingesetzt werden.

Eine weitere Möglichkeit, die bisher ungenutzte Abwärme zu verwenden, stellt Variante 2 dar. Die Idee besteht darin, das erwärmte Kühlturmabschlämmwasser, welches in die Lippe eingeleitet wird, zusätzlich abzukühlen. Dies hätte neben der Bereitstellung von Abwärme für den InnoA2-Ansatz auch einen ökologischen Mehrwert, da eine geringere Temperaturbelastung des Gewässers zu erwarten ist. Des Weiteren würde ein zusätzlicher Temperaturpuffer für das Trianel Kohlekraftwerk geschaffen werden, da das Kraftwerk starke Einleitrestriktionen hinsichtlich der Temperaturerhöhung der Lippe hat. Dies würde insbesondere für die Sommermonate einen deutlichen Mehrwert darstellen. Technisch ist es möglich, die Abwärme aus den beiden fast vollständig gefüllten DN 450 Rohren mithilfe unterschiedlicher Wärmeübertragerarten zu gewinnen. Hierzu eignen sich insbesondere die auch für Variante 1a genannten Wärmeübertrager (Rinnenwärmeübertrager für Druckrohrleitungen bzw. Doppelrohrwärmeübertrager). Denkbar ist auch der Einsatz eines externen Wärmeübertragers. Allerdings beträgt die Temperatur des Kühlturmabschlämmwassers in den Wintermonaten lediglich 12-15 °C. Eine gezielter Wärmeübertrag auf den bestehenden Abwasservolumenstrom gestaltet sich aufgrund der kaum vorhandenen Temperaturdifferenz somit als schwierig.

Variante 3 beinhaltet die gezielte Temperaturerhöhung des firmeneigenen Abwasservolumenstroms, der in den Kanal des Abwasserbeseitigungspflichtigen übergeben wird. Nach Auswertung der bereitgestellten Messdaten, erscheint diese Lösung nicht zielführend, da der bestehende Abwasservolumenstrom im Schnitt weniger als 2 l/s beträgt. Die Auswertung der einzelnen Messdaten zeigt außerdem, dass die Einleitmengen starken Schwankungen unterliegen.

6.3.1.2 Lösungskonzepte zur Wärmerückgewinnung

Für alle drei genannten Varianten sind zur gezielten Temperaturerhöhung des im öffentlichen Kanal vorliegenden Abwasservolumenstroms Wärmeübertrager notwendig. Je nach Wahl des technischen Lösungskonzeptes kann dabei zwischen einem oder zwei notwendigen Wärmeübertragersystemen unterschieden werden.

Für Variante 1a stellt ein Wärmeübertrager als *Rohrumwickelung* eine Möglichkeit dar. Bei dieser Lösung reicht die Installation eines Wärmeübertragersystems im bzw. am Abwasserkanal des Abwasserbeseitigungspflichtigen. Die notwendigen Vor- und Rücklaufleitungen sind dabei um den Kühlturmzulauf gewickelt und sorgen so für eine Wärmeübertragung auf das Zwischenmedium. Darüber hinaus ist es möglich, einen der anderen genannten Wärmeübertrager am Zulauf zu installieren, dessen Vor- und Rücklauf mit einem weiteren im bzw. am Kanal platzierten Wärmeübertrager verbunden ist.

Die Abwärmerückgewinnung in Variante 1b kann entweder über speziell für das Kühlturmbecken angefertigte Wärmeübertrager oder über die zuvor genannte Verlegung der notwendigen Vor- und Rücklaufleitungen des im bzw. am Kanal installierten Wärmeübertragersystems erfolgen. Im Zusammenhang mit der Abwärmerückgewinnung mit speziellen Wärmeübertragern wird im bzw. am öffentlichen Kanal ebenfalls ein entsprechender Wärmeübertrager benötigt. Beim intelligenten Einsatz der Vor- und Rücklaufleitungen (flächendeckende Verlegung im Kühlturmbecken) des wärmeeintragenden Systems (Wärmeübertragung auf den bestehenden Abwasservolumenstrom) kann auf einen zweiten Wärmeübertrager verzichtet werden.

Die für Variante 2 angedachte technische Lösung besteht aus zwei Wärmeübertragersystemen. Zur Abwärmerückgewinnung bieten sich einerseits die zuvor genannten Wärmeübertrager (Rinnenwärmeübertrager für Druckrohrleitungen bzw. Doppelrohrwärmeübertrager) an, die über entsprechende Verbindungsleitungen mit einem weiteren Wärmeübertragersystem am bzw. im Kanal des Abwasserbeseitigungspflichtigen verbunden sind. Denkbar ist andererseits aber auch der Einsatz eines externen Wärmeübertragers, der ebenfalls mit dem im bzw. am öffentlichen Kanal installierten Wärmeübertragersystems verbunden ist. Die Vorteile letzterer Variante liegen zum einen in der guten Zugänglichkeit des Systems und zum anderen darin, dass ein Interesse des Unternehmens besteht, den Lippezufluss weiter abzukühlen. Aufgrund des Durchflusses und der Temperatur liegt darüber hinaus ein kontinuierliches Wärmeangebot vor.

Variante 3 könnte sowohl die Abwärmequelle von Variante 1a als auch von Variante 1b nutzen. Somit wären auch die technischen Lösungen übertragbar. Lediglich die im bzw.

am Kanal des Abwasserbeseitigungspflichtigen einzubauenden Wärmeübertragersysteme würden im Gegensatz zu den anderen technischen Lösungen im Betriebswasserschacht des Kraftwerks installiert werden. Trotz dieser guten Rahmenbedingungen ist eine Umsetzung der dritten Variante aufgrund des schwankenden und geringen Betriebsabwassers nicht zielführend.

Allen Varianten gemeinsam ist die Verlegung entsprechender Verbindungsleitungen. Diese können sowohl in offener Bauweise als auch idealerweise über ein grabenloses Verfahren verlegt werden. Dabei ist die Verlegedistanz der Verbindungsleitungen zu berücksichtigen, da mit zunehmender Länge ein höherer Druck erforderlich ist und der finanzielle Aufwand steigt. Variante 1a und 1b benötigen aufgrund der Lage der *Abwärmequellen* im Vergleich zu Variante 2 längere Verbindungsleitungen. Die Planungsgrundsätze sehen vor, die notwendigen Verbindungsleitungen so kurz wie möglich auf dem Firmengelände zu verlegen, um möglichen Vorbehalten des Unternehmens vorzubeugen.

Eine erste Konzeptplanung der zuvor genannten technischen Lösungen (Variante 1 und 2) zur Abwärmerückgewinnung und -übertragung auf den bestehenden Abwasservolumenstrom ist in Abbildung 6-5 dargestellt. Dabei sind jene Komponenten eingefärbt, die im Rahmen des InnoA2-Ansatzes zusätzlich benötigt werden (Abwärmequelle, Wärmeübertrager und Verbindungsleitungen).

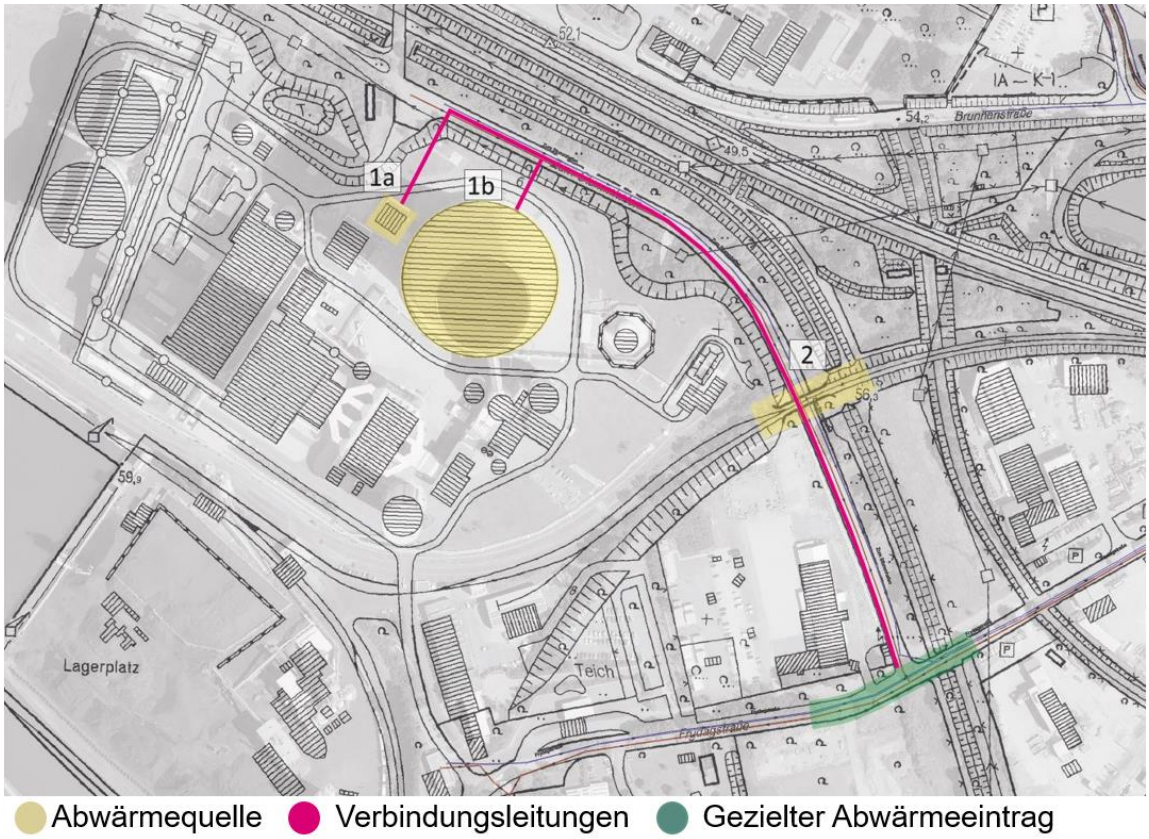


Abbildung 6-5: Konzeptplanung möglicher Abwärmerückgewinnung und -übertragung für Szenario 1 (Teil Rückgewinnung von Abwärme und Wärmeübertragung auf den bestehenden Abwasservolumenstrom) (Müller et al. 2019b)

6.3.2 Abwärmeerzeuger: Innovatherm GmbH

Die Innovatherm GmbH ist ein Unternehmen zur thermischen Klärschlammentsorgung und 100 %ige Tochtergesellschaft der BETREM Emscherbrennstoffe GmbH. Aufgrund der thermischen Verwertung entsprechender Abfälle liegt ein Abwärmeaufkommen vor. Im Rahmen der anstehenden Erweiterungsmaßnahmen der Innovatherm GmbH wurde ein zusätzliches Abwasseraufkommen von max. 3–4 l/s in der ersten Ausbaustufe und nochmals max. 3–4 l/s in der zweiten Ausbaustufe genehmigt, welches in die öffentliche Kanalisation eingeleitet wird. Im Weiteren kann davon ausgegangen werden, dass ein Teil der zukünftig zusätzlich anfallenden Abwärme über den firmeneigene Abwasservolumenstrom (mit Temperaturen von bis zu 35 °C) eingeleitet wird. Somit fallen keine zusätzlichen Investitionskosten für den Wärmeeintrag an. Sollen noch weitere Abwärmepotentiale erschlossen werden, sind zusätzliche Wärmeübertrager von Nöten, was sich entsprechend auf die Investitionskosten niederschlägt. Im Folgenden wird die erste Ausbaustufe der Innovatherm GmbH mit 3,5 l/s zusätzlichem Abwasseraufkommen und einer Temperatur von 35 °C dem Modell zugrunde gelegt.

6.3.3 Abwärmetransport

Nach der gezielten Temperaturerhöhung des vorliegenden Abwasservolumenstroms wird die bisher ungenutzte Abwärme stromabwärts zum potentiellen Abwärmenutzer (vgl. Kapitel 6.3.4 Caritas Werkstatt) transportiert. Das erwärmte Abwasser wird nach der Wärmeeinleitung des Trianel Kohlekraftwerkes bzw. der Innovatherm GmbH vom Pumpwerk in der Frydagstraße über die gelb markierte Druckrohrleitung bis zum Pierbusch gepumpt. Dort wird es in einen Freispiegelkanal übergeben. Nach knapp 600 m Fließweg soll die gezielt eingetragene Abwärme dem bestehenden Abwasservolumenstrom wieder entnommen werden. Bei der Wärmeentnahme ist darauf zu achten, dass die Temperatur des Abwassers nach dem Überströmen der Wärmeübertrager mindestens 12 °C aufweist, um keine nachfolgenden technischen Prozesse in der Kläranlage zu gefährden. Der Transport erfolgt dabei über die in Abbildung 6-6 dargestellten Abwasserleitungen.

Bestehende Abwasserleitungen:

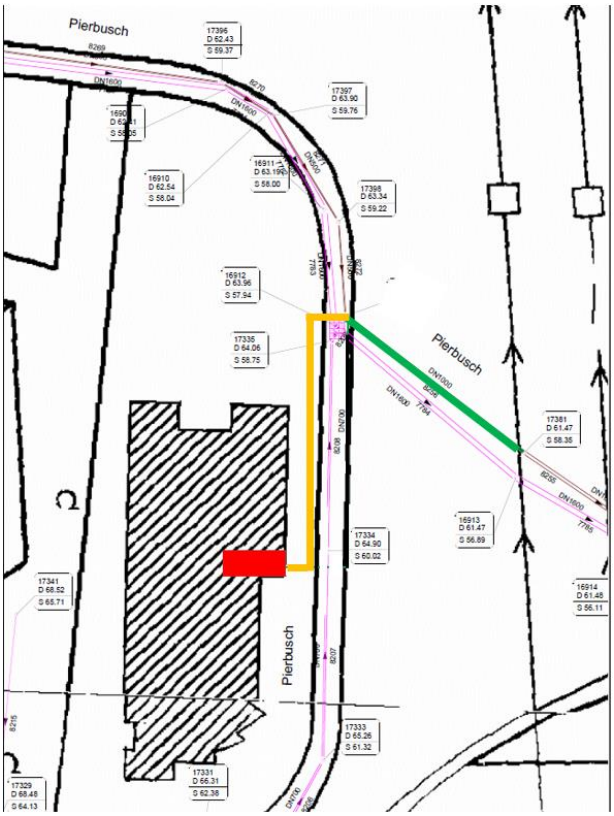
- Druckrohrleitung (gelb)
  Länge ca. 485 m
- Freispiegelleitung (grün)
  Länge ca. 570 m bis zum Abnehmer

Abbildung 6-6: Abwärmetransportstrecke Szenario 1
(Eigene Darstellung auf Basis von Google Maps 2018)

6.3.4 Abwärmenutzer: Caritas Werkstatt

Nach dem gezielten Abwärmeeintrag und dem Transport über die bestehende Kanalisation erfolgt die Abwasserwärmeentnahme beim Nutzer durch eine übliche Abwasserwärmenutzungsanlage. Im hier betrachteten Szenario soll entsprechend das gezielt erwärmte Abwasser als Wärmequelle für die Heizungsanlage der Caritas-Werkstatt dienen.

Aufgrund des Verlaufs der bestehenden Kanalinfrastruktur kann die Wärmeentnahme nicht unmittelbar vor der Caritas-Werkstatt in Lünen erfolgen. Wie in Abbildung 6-7 dargestellt, ist eine technische Lösung notwendig, die die Wärmeübertrager mit der notwendigen Heizungsanlage verbindet. Das entsprechende Konzept für die Wärmebereitstellung sieht vor, die erforderlichen Wärmeübertragerelemente in den bestehenden Schmutzwasserkanal (DN 1000) einzubringen und den benötigten Sekundärkreislauf zwischen Wärmeübertragerelement und Wärmepumpe in offener bzw. geschlossener Bauweise zu verlegen.



- Wärmeübertrager (grün)
- Verbindungsleitungen (orange)
- Heizungsraum (rot)

Abbildung 6-7: Konzept für die Wärmebereitstellung (Wärmerückgewinnung beim Nutzer)

Alternativ wäre eine Verbindung der Wärmeübertrager mit der Heizungsanlage per Rohr-in-Rohr Lösung (Abbildung 6-8, im Luftbild gelb gekennzeichnet) herzustellen. Hierbei müsste jedoch ein Durchbruch zwischen dem Schmutzwasserkanal, in den die benötig-

ten Wärmeübertrager eingebaut werden, und dem parallel verlaufenden Mischwasserkanal erfolgen, um die entsprechenden Verbindungsleitungen per Rohr-in-Rohr System zu verlegen. Technisch ist diese Alternative denkbar, aus betrieblichen und ökonomischen Gründen jedoch nicht zielführend.

- Bestehende Abwasserleitungen (grün)
- Möglicher Verlauf des Sekundärkreislaufs (gelb)

Abbildung 6-8: Luftbildaufnahme der Caritas-Werkstatt-Lünen
(Eigene Darstellung auf Basis von Google Maps 2018)

6.3.5 Das Modell in der Anwendung

6.3.5.1 Ausgangslage

Aufgrund der zuvor genannten und sehr unterschiedlichen Abwärmerückgewinnungsmöglichkeiten der Abwärmeerzeuger wird das Szenario 1 dahingehend angepasst, dass lediglich die Innovatherm GmbH (Kapitel 6.3.2) als alleiniger Abwärmeerzeuger fungiert. Dies ist insbesondere mit dem geringeren baulichen Aufwand und den entsprechend geringeren Kosten zu begründen. Darüber hinaus erfolgen keine seitlichen Zuströme und die vollständige Fließstrecke wird vereinfacht als Freispiegelleitung angenommen. Somit stellt das Basismodell ohne Zuströme (Kapitel 5.2.2.1) das geeignete Werkzeug zur Modellierung der Verteilung ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die Abwasserkanalisation dar.

6.3.5.2 Stufe 1: Bestehender Abwasservolumenstrom

Da für den betrachteten Bereich lediglich Temperatur- und Abwasservolumenstrommessungen vorliegen, bilden gemittelte Realdaten aus dem Kläranlagenzulauf und aus zwei punktuellen Messungen im Stadtgebiet die Eingangsdaten hinsichtlich des BSB_5- und CSB-Gehaltes in Tabelle 6-1. Die Messungen im Stadtgebiet ergaben einen BSB_5-Gehalt von 115 mg/l. Mittels des vorliegenden CSB-Gehaltes (339 mg/l) wird der fehlende BSB_5-Gehalt am Kläranlagenzulauf vereinfacht über ein übliches Verhältnis von 1:2 (BSB_5 zu CSB) (Gruber 1999) berechnet. Somit ergibt sich ein BSB_5-Gehalt von 143 mg/l. Der in das Modell eingehende CSB-Gehalt von 473 mg/l setzt sich aus den durchschnittlichen Werten des Kläranlagenzulaufs (339 mg/l) und dem gemittelten CSB-Gehalt der punktuellen Messung im Stadtgebiet (607mg/l) zusammen. Aufgrund der fehlenden Messwerte hinsichtlich des pH-Wertes wird Stufe 3 (Z-Wert) des Modells mit dem durchschnittlichen pH-Wert im Zulauf der Kläranlage (7,3) sowie dem gemittelten pH-Wert der punktuellen Messung im Stadtgebiet (8,0) ermittelt. Außerdem erfolgt eine Berechnung auf Basis des Mittelwertes beider Messungen (7,65). Zusätzlich gehen die durchschnittliche Abwassertemperatur von 14,6 °C und der mittlere Abwasservolumenstrom von 7,3 l/s in das Modell ein. Darüber hinaus wird bei der durchschnittlich vorliegenden Abwassertemperatur vereinfacht davon ausgegangen, dass die Dichte des Abwassers 1000 kg/m³ und die spezifische Wärmekapazität des Abwassers 4,19 kJ/(kg*K) beträgt (Buri et al. 2005; DWA 2020).

Tabelle 6-1: Eingangsdaten des vorliegenden Abwasservolumenstroms (Stufe 1 in Abbildung 5-1)

Abwasservolumenstrom	7,3	[l/s]
Abwassertemperatur	14,6	[°C]
BSB_5 Gehalt	143	[mg/l]
CSB Gehalt	473	[mg/l]
pH-Wert	7,65 (Mittelwert)	[-]
	7,3 (Mittelwert im Zulauf der Kläranlage)	[-]
	8,0 (punktuelle Messung)	[-]
Dichte	1	[kg/m³]
Spezifische Wärmekapazität des Abwassers	4,19	[kJ(kgK)]

6.3.5.3 Stufe 2: Abwassermischtemperatur

Hinsichtlich der Abwasserzusammensetzung des zufließenden Abwasservolumenstroms liegen keine weiteren Informationen vor. Deshalb wird im Modell davon ausgegangen, dass der BSB_5-, der CSB-Gehalt, der pH-Wert, die Dichte und spezifische Wärmekapazität des zufließenden Abwassers identisch mit dem bestehenden Abwasservolumenstrom im öffentlichen Kanal sind. Folglich unterscheidet sich der zufließende Abwasservolumenstrom lediglich in der Menge (3,5 l/s) und der Abwassertemperatur (35 °C) von dem bestehenden Abwasserstrom.

Tabelle 6-2: Eingangsdaten des zufließenden Abwasservolumenstroms (Stufe 2 in Abbildung 5-1)

Abwasservolumenstrom	3,5	[l/s]
Abwassertemperatur	35	[°C]

Werden diese Eingangsdaten nun – wie in Kapitel 5 beschrieben – berücksichtigt, ergeben sich folgende Mischwerte (Tabelle 6-3):

Tabelle 6-3: Ergebnisse Stufe 2 (Abbildung 5-1)

Abwasservolumenstrom	10,8	[l/s]
Abwassertemperatur	21,2	[°C]
BSB_5 Gehalt	143	[mg/l]
CSB Gehalt	473	[mg/l]
Dichte	1	[kg/m³]
Spezifische Wärmekapazität des Abwassers	4,19	[kJ/(kgK)]

Die Ergebnisse in Tabelle 6-3 zeigen, dass sich lediglich Veränderungen hinsichtlich des Gesamtvolumenstroms (steigt von 7,3 l/s auf 10,8 l/s) und der Abwassermischtemperatur ergeben haben (steigt von 14,3 °C auf 21,2 °C). Dies ist auf die Abwasserzusammensetzung des zufließenden Abwasservolumenstroms zurückzuführen.

6.3.5.4 Stufe 3: Z- Wert

Da die Z-Formel (Kapitel 4.5.1) ausschließlich für Freispiegelkanäle vorgesehen ist, wird lediglich eine Aussage für die Freispiegelstrecke aus Abbildung 6-6 getroffen. Entsprechend ist vereinfacht davon auszugehen, dass die Abwasserzusammensetzung sich in der Druckrohrleitung nicht entscheidend verändert hat. Somit können die zuvor in Stufe 2 ermittelten Mischwerte zusammen mit dem vorliegenden Gefälle von 5‰ und dem nach DIN 4263 bzw. DWA (2006) zu berechnenden Verhältnis der benetzten Oberfläche des Kanals zur Oberflächenbreite (1,1) in (4-7) berücksichtigt werden. Der daraus resultierende Z-Wert ist bei allen drei pH-Werten negativ und folglich kleiner als 5000 wodurch Pomeroy (1990) und Vollertsen et al. (2005) zufolge der Zustand als risikoarm hinsichtlich BSK und Geruchsproblematik eingestuft werden kann. Der negative Z-Wert ergibt sich dabei aus dem geringen Verhältnis zwischen BSB_5 und CSB (0,3), was für eine langsame biologische Abbaubarkeit des BSB_5 spricht.

Die bisherigen Erfahrungen des Entwässerungsbetriebes stützen dieses Ergebnis, da im Bereich der betrachteten Fließstrecke bislang keine Geruchsbelastung und BSK aufgetreten ist, obwohl auch in den Sommermonaten ohnehin schon deutlich höhere Abwassertemperaturen als die in diesem Szenario berechneten 21,2 °C aufgetreten sind.

6.3.5.5 Stufe 4: Wärmeverluste

Zur Berechnung der Wärmeverluste über den Fließweg sind zunächst die zu überwindenden Wärmewiderstände zwischen Abwasser und Kanalluft sowie Abwasser und Erdreich zu berechnen. Diese Berechnung erfolgt über (5-12) und (5-14) und berücksichtigen die in Tabelle 6-4 dargestellten Werte als Eingangsparameter.

Tabelle 6-4: Zusätzliche Eingangsparameter für Wärmewiderstandsberechnung nach den Gleichungen (5-12) und (5-14)

Luftgeschwindigkeit im Kanal	0,25	[m/s]
Fließgeschwindigkeit des Abwassers	0,6	[m/s]
Wasserspiegelbreite	0,34	[m][36]
Wandstärke der Haltung	0,09	[m]
Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand	1,15	[W/(mK)]

[36] Nach DWA 2006.

Eindringtiefe in den Boden	0,12	[m][37]
Wärmeleitfähigkeit des Erdreichs	2	[W/(mK)]
Dichte des umliegenden Erdreichs	2000	[kg/m³]
Spezifische Wärmekapazität des Erdreichs	1	[kJ/(kgK)]
Benetzter Umfang	0,37	[m][38]

Vereinfacht wird die Luftgeschwindigkeit im Kanal analog zu den Untersuchungen von Abdel-Aal (2015) mit 0,25 m/s angesetzt. Aufgrund der ausgewerteten Messdaten im Untersuchungsgebiet wird die mittlere Fließgeschwindigkeit des Abwassers mit 0,6 m/s berücksichtigt. Die Wasserspiegelbreite von 0,34 m resultiert aus den Berechnungen nach DWA (2006). Die Wandstärke der Haltung wird mit 0,09 m angenommen. Für die Wärmeleitfähigkeit der Rohrwand wird nach Stephan et al. (2019) ein mittlerer Wert von 1,15 W/(mK) gewählt. Die Berechnung der Wärmeindringtiefe in den Boden erfolgt mit Gleichung (5-15). Wie zuvor in Kapitel 5.2.4.3 beschrieben, kann bei fehlenden Informationen nach Krarti et al. (1996) vereinfacht eine Eindringtiefe von 0,1 m bei üblichen Böden angenommen werden. Die zur Berechnung benötigten Eigenschaften des umgebenden Erdreichs (Wärmeleitfähigkeit: 2 W/(mK), Dichte: 2000 kg/m³, spezifische Wärmekapazität: 1 kJ/(kgK)) ergeben sich aus Informationen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2020) sowie der anschließenden Zuordnung nach Stephan et al. (2019). Die eingesetzten Werte stellen dabei Mittelwerte dar. Der benetzte Umfang beträgt 0,37 m.

Zur Berechnung der Wärmeverluste über die Fließstrecke sind die bisher ermittelten Eingangsparameter zusammen mit den in Tabelle 6-5 dargestellten Werten in Gleichung (5-18) einzusetzen.

Tabelle 6-5: Zusätzliche Eingangsparameter für die Berechnung der Abwassertemperatur unter Berücksichtigung der Wärmeverluste nach (5-18)

Fließstrecke	1060	[m]
Temperatur Erdreich	4	[°C]
Lufttemperatur im Kanal	10	[°C]

[37] Nach Gleichung (5-15).
[38] Nach DWA 2006.

Die dabei zu berücksichtigende Wärmeverluststrecke ergibt sich aus der in Abbildung 6-6 dargestellten Fließstrecke. Im Gegensatz zur Berechnung des Z-Wertes in Kapitel 6.3.5.4 wird hier die vollständige Fließstrecke berücksichtigt, jedoch mit der Einschränkung, dass die in diesem Modell berücksichtige Wärmeverlustberechnung lediglich für teilgefüllte Abwasserkanäle vorgesehen ist. Aus diesem Grund wird angenommen, dass die Druckrohrleitung einer Freispiegelleitung entspricht. Die Temperatur des Erdreichs wird auf 4 °C angesetzt, was der geringsten Bodentemperatur bei einer Tiefenlage von 2 m des betreffenden Rohres entspricht (vgl. Abbildung 6-9). Folglich wird das extremste Wärmeaustauschszenario zwischen Abwasser und Erdreich simuliert. Des Weiteren wird im Kanal eine Lufttemperatur von 10 °C angenommen.

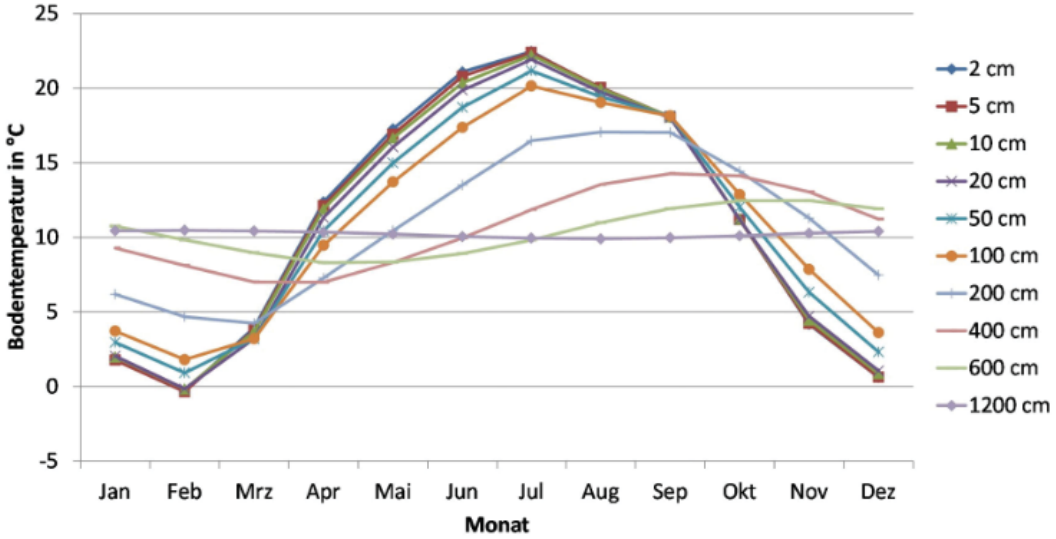


Abbildung 6-9: Jahresverlauf der Bodentemperatur in unterschiedlichen Tiefen (Deutscher Wetterdienst 2011)

Unter Berücksichtigung der aufgeführten Eingangsparameter ergibt sich nach (5-18) eine Abwassertemperatur beim Nutzer von 19,8 °C. Dies entspricht einem Wärmeverlust von 1,4 °C über die vorgesehene Fließstrecke von 1060 m bei extremen Bodentemperaturen. Insgesamt bedeutet dies zeitgleich eine Temperatursteigerung um 5,2 °C im Vergleich zur Ausgangsabwassertemperatur.

6.3.5.6 Stufe 5: Wärmeentnahme

Wie zuvor in Kapitel 5.2.5 beschrieben, wird an dieser Stelle zwischen der maximalen, der benötigten und der für den potentiellen Nutzer empfohlenen Wärmeentnahme unterschieden.

Maximale Wärmeentnahme:

Zur Berechnung der maximal möglichen Wärmeentzugsleistung ist zunächst die Abwassertemperatur festzuglegen, die nach der Wärmeentnahme vorliegen soll. Die Differenz zwischen der Abwassertemperatur nach der Abwasserwärmenutzungsanlage und der gezielt erhöhten Abwassertemperatur gibt die maximal zulässige Temperaturabkühlung vor, die in (5-19) Berücksichtigung findet. Die einzelnen Eingangsparameter sind der folgenden Tabelle 6-6 zu entnehmen:

Tabelle 6-6: Eingangsparameter für die Berechnungen der maximalen Wärmeentnahme

Spezifische Wärmekapazität	4,19	[kJ/(kgK)]
Dichte des Abwassers	1	[kg/m³]
Abwasservolumenstrom	0,0108	[m³/s]
Abwassergrenztemperatur	12	[°C]
Temperaturdifferenz zwischen der vorliegenden Abwassertemperatur und dem festgelegten Abwassertemperaturgrenzwert nach der Wärmeentnahme	7,8	[°C]
Wärmedurchgangskoeffizient des Wärmeübertragers	0,75	[kW/(m²/K)]
COP der Wärmepumpe	4	-
Volllaststunden der Wärmepumpe	4000	[h/a]

Die spezifische Wärmekapazität, die Dichte des Abwassers sowie der vorliegende Volumenstrom entsprechen den zuvor berücksichtigten Werten. Als Abwassergrenztemperatur werden 12 °C angesetzt, was in den Wintermonaten eine höhere Abwassertemperatur darstellt als üblich. So sollten negative Auswirkungen infolge zu niedriger Abwassertemperaturen nicht auf die Abwasserwärmenutzung zurückgeführt sein. Folglich ergibt sich eine maximal nutzbare Temperaturdifferenz von 7,8 °C. Mit diesen Eingangsparametern wird eine maximale Wärmeentzugsleistung von 353 kW ermittelt. Dies entspricht einer jährlichen Wärmeentzugsmenge von 3092 MWh/a. Die

dafür benötigte Wärmeübertrageroberfläche beläuft sich nach (5-21) auf 60 m² (ohne Berücksichtigung entzugsmindernder Faktoren wie bspw. der Sielhaut). Hierbei wird ein mittlerer Wärmedurchgangskoeffizient des Wärmeübertragers von 0,75 kW/(m²/K) angesetzt.

Zur Ermittlung der maximal möglichen Wärmepumpenleistung wird ein COP von 4 mit einbezogen, wodurch sich eine maximale Wärmepumpenleistung von 471 kW berechnen lässt. Davon ausgehend, dass diese Wärmepumpenleistung zu jedem Zeitpunkt im Jahr zur Verfügung steht, ergibt sich eine maximale jährliche Wärmemenge von 4123 MWh/a. Werden 4000 Volllaststunden angesetzt, reduziert sich die jährliche Wärmemenge auf rund 1883 MWh/a. Die zu installierende elektrische Leistung der Wärmepumpe errechnet sich nach (5-25) und liegt bei rund 118 kW. Verrechnet mit den 4000 Volllaststunden führt dies zu einem Stromverbrauch von rund 471 MWh/a.

Benötigte Wärmeentnahme:

In der Regel wird nur ein Teil des vorliegenden Abwasserwärmepotentials für die vollständige Wärmebereitstellung des Nutzers benötigt. Die dafür erforderliche Wärmeentzugsleistung ist von der benötigten Heizleistung des Nutzers abhängig. Folglich sind für die Ermittlung der benötigten Wärmeentnahme aus dem vorliegenden Abwasservolumenstrom – neben den zuvor in Tabelle 6-6 dargestellten Eingangsparametern – auch die nutzerspezifischen Eingangsparameter notwendig (Tabelle 6-7):

Tabelle 6-7: Zusätzlich benötigte Eingangsparameter des Abwasserwärmenutzers

Benötigte Heizleistung	169	[kW]
Jährlich erforderliche Wärmemenge des Nutzers	250.000	[kWh/a]

Nach (5-27) ergibt sich eine Wärmeentzugsleistung von 127 kW, die über eine Wärmeübertrageroberfläche von 22 m² (ohne Berücksichtigung entzugsmindernder Faktoren wie bspw. der Sielhaut) zu entziehen ist (5-28). Die sich daraus ergebende jährliche Wärmeentzugsmenge beläuft sich auf rund 1110 MWh/a. Unter Berücksichtigung der Wärmepumpe (COP 4) und den angenommenen Volllaststunden (4000 h/a) lässt sich eine jährlich verfügbare Wärmemenge von ca. 676 MWh/a bereitstellen. Dies entspricht nach (5-30) einem Deckungsgrad von rund 270 %. Das Wärmepotential ist somit ausreichend, um eine vollständige Wärmebereitstellung über die Abwasserwärmenutzungsanlage anbieten zu können. Die erforderliche elektrische Leistung der Wärmepumpe beläuft sich in diesem Fall auf 42 kW, wodurch sich ein jährlicher Stromverbrauch der Wärmepumpe von rund 169 MWh/a ergibt.

Empfohlene Wärmeentnahme:

Wie in Kapitel 5.2.5.4 erläutert, wird die empfohlene Wärmeentnahme auf ein Drittel der maximal benötigten Heizleistung des Nutzers ausgelegt. Folglich resultiert eine empfohlene Wärmeentzugsleistung von ca. 42 kW aus dem Kanal. Die hierfür benötigte Wärmeübertrageroberfläche beträgt rund 7 m² (ohne Berücksichtigung entzugsmindernder Faktoren wie bspw. der Sielhaut). Ausgehend von 4000 Volllaststunden kann somit eine Wärmemenge von ca. 225 MWh/a bereitgestellt werden, was insgesamt ausreicht, um rund 90 % des jährlichen Wärmebedarfs zu decken. Der restliche Wärmebedarf ist in diesem Fall über eine weitere Wärmequelle zu bedienen. Der hierfür benötigte Stromverbrauch ergibt sich aus der erforderlichen elektrischen Leistung der Wärmepumpe (14 kW) sowie 4000 Volllaststunden und beläuft sich auf rund 56 MWh/a.

Kostenbetrachtung für die jeweils benötigte Abwasserwärmenutzungsanlage:

Die Kosten für den gezielten Abwärmeeintrag sind, wie in Kapitel 3.3.4 dargestellt, immer individuell zu berücksichtigen. Folglich sind die Investitionskosten für den Wärmeeintrag zu den geschätzten Investitionskosten für die erforderliche Abwasserwärmenutzungsanlage zu addieren. Entsprechende Richtwerte können beispielsweise aus Kapitel 3.3.4 entnommen werden. Die für die einzelnen Auslegungsfälle berücksichtigten Kosten sind der folgenden Tabelle 6-8 zu entnehmen:

Tabelle 6-8: Eingangsparameter der Kostenbetrachtungen[39]

Gezielter Abwärmeeintrag	10.000	[€]
Wärmeübertrager	700	[€/kW$_{Entzugsleistung}$]
Entfernung zwischen Wärmeübertrager und Heizzentrale	120	[€/m]
	50	[m]
Wärmepumpe	325	[€/kW$_{thermisch}$]
Kalkulationszins	1,7	[%]
Betrachtungszeitraum	20	[a]
Kostensteigerungsrate	2	[%]
Instandsetzung	1	[% der Investitionskosten/a]

[39] Zzgl. Mwst.

Wartung	1,5	[% der Investitionskosten/a]
Stromkosten[40] Grundpreis	100	[€/a]
Stromkosten[41] Arbeitspreis	0,2	[€/kWh]

Der gezielte Abwärmeeintrag wird vereinfacht mit 10.000 € veranschlagt, da lediglich kleinere Umbauten hinsichtlich notwendiger Mess-, Steuerungs- und Regeltechnik (MSR-Technik) erforderlich sind. Die weiteren Investitionskosten für Wärmeübertrager, Leitungsverlegung zwischen Heizzentrale und Kanal sowie für die Wärmepumpe stellen mittlere Werte nach DWA (2020) dar. Als Kalkulationszins wird der für den Bundesverkehrswegeplan 2030 gutachterlich ermittelte Zinssatz von 1,7 % p. a. angesetzt (BMVI 2016). Der zugrundeliegende Betrachtungszeitraum beträgt 20 Jahre, was der üblichen Lebensdauer einer Wärmepumpe entspricht (VDI 2067 2012). Die Lebensdauer der Wärmeübertrager beträgt zwischen 30 und 50 Jahren (Buri et al. 2005), wodurch sich die Berücksichtigung von lediglich 20 Jahren negativ auf die Gesamtbetrachtung auswirkt, da noch ein entsprechender Abnutzungsvorrat der Wärmeübertrager vorhanden ist. Darüber hinaus wird eine Kostensteigerungsrate von 2 % angenommen. Die Kosten für Instandsetzung und Wartung werden nach VDI 2067 mit 1 % bzw. 1,5 % der Investitionskosten pro Jahr berücksichtigt. Zusätzlich dazu gehen in die Berechnung der laufenden Kosten noch die angenommenen Stromkosten in Form eines Grundpreises und Arbeitspreises mit ein. Somit ergeben sich für die unterschiedlich ausgelegten Abwasserwärmenutzungsanlagen folgende Werte:

Tabelle 6-9: Geschätzte Investitionskosten in Abhängigkeit von der Abwasserwärmenutzungsanlage[42]

Investitionskosten	Maximale Auslegung	Benötigte Auslegung	Empfohlene Auslegung
Wärmeübertrager	247.110 €	88.725 €	29.575 €
Wärmepumpe	152.973 €	54.925 €	18.308 €
Verbindungsleitungen zw. Heizzentrale und Kanal	6.000 €	6.000 €	6.000 €
Summe	416.083 €	159.650 €	63.883 €

[40] Stromkosten der Wärmepumpe.
[41] Stromkosten der Wärmepumpe.
[42] Zzgl. Mwst.

Tabelle 6-10: Kostenbetrachtung der laufenden Kosten in Abhängigkeit von der Abwasserwärmenutzungsanlage[40]

Laufende Kosten	Maximale Auslegung	Benötigte Auslegung	Empfohlene Auslegung
Wartungskosten	6.241 €	2.395 €	958 €
Instandsetzungskosten	4.161 €	1.597 €	639 €
Energiekosten	94.237 €	33.900 €	11.367 €

Nach (5-41) und (5-43) lassen sich ein Diskontierungsfaktor (DFAKRP) von 20,6312 und ein Kapitalwiedergewinnungsfaktor (KFAKR) von 0,05940 ermitteln. Werden die geschätzten Kosten (Tabelle 6-9 und Tabelle 6-10) mit dem DFAKRP bzw. KFAKR verrechnet ergeben sich folgende PKBW bzw. JK:

Tabelle 6-11: Vergleich der PKBW bzw. JK in Abhängigkeit von der Abwasserwärmenutzungsanlagen[43]

	Maximale Auslegung	Benötigte Auslegung	Empfohlene Auslegung
PKBW	2.574.916 €	941.392 €	331.341 €
JK	152.951 €	55.919 €	19.682 €
Wärmegestehungskosten	0,62 €/kWh	0,22 €/kWh	0,09 €/kWh

Die Wärmegestehungskosten ergeben sich durch die Verrechnung der jeweiligen JK mit der benötigten bzw. zur Verfügung stellbaren Wärmemenge über die entsprechenden Abwasserwärmenutzungsanlage. Da bei der *empfohlenen Auslegung* der Abwasserwärmenutzungsanlage nicht der vollständige Wärmebedarf gedeckt werden kann, ist eine zusätzliche Wärmequelle von Nöten, die bislang nicht berücksichtigt wurde (vgl. Kapitel 2.1.4). Je nach Wahl der zusätzlichen Wärmequelle steigen die Investitionskosten entsprechend stark an.

Erforderliche Abwassertemperatur:

Angenommen, die Abwassertemperatur soll lediglich in dem Maße erhöht werden, so dass nach der Abwasserwärmenutzungsanlage der zuvor festgelegte Abwassertemperaturgrenzwert erreicht wird, dann ist nach (5-40) die erforderliche Abwassertemperatur im Zulauf der Abwasserwärmenutzungsanlage zu ermitteln.

[43] Zzgl. Mwst.

Tabelle 6-12: Erforderliche Abwassertemperatur im Zulauf der jeweiligen Abwasserwärmenutzungsanlage

	Maximale Auslegung	Benötigte Auslegung	Empfohlene Auslegung
Erforderliche Abwassertemperatur im Zulauf der AWNA	-	14,8 °C	12,9 °C
Benötigte Temperaturerhöhung um	-	0,2 °C	-

Das Szenario *maximale Wärmeentnahme* wird an dieser Stelle nicht berücksichtigt, da dieses das vollständige Potential aufzeigt und sich nicht auf einen speziellen Auslegungsfall bezieht. Für die vollständige Wärmebereitstellung über eine Abwasserwärmenutzungsanlage (*benötigte Auslegung*) ist in dem vorliegenden Fall eine Abwassertemperatur von 14,8 °C erforderlich. Somit wird eine Temperaturerhöhung um 0,2 °C am Zulauf der Abwasserwärmenutzungsanlage benötigt. Das Szenario *empfohlene Auslegung* erfordert eine Abwassertemperatur von 12,9 °C, wodurch keine gezielte Abwassertemperaturerhöhung notwendig wäre, da der bestehende Abwasservolumenstrom eine ausreichende Temperatur vorweist.

6.3.5.7 Stufe 6: Weiterer Fließweg und Kläranlagenzulauf

Wie Tabelle 6-13 zu entnehmen ist, halten alle berechneten Abwassertemperaturen nach der Wärmeentnahme den internen Abwassertemperaturgrenzwert von 12 °C ein.

Tabelle 6-13: Abwassertemperatur nach der Wärmeentnahme in Abhängigkeit von der jeweiligen Abwasserwärmenutzungsanlage

	Maximale Auslegung	Benötigte Auslegung	Empfohlene Auslegung
Abwassertemperatur nach der Wärmeentnahme	12 °C	17 °C	18,9 °C

Über den restlichen Fließweg zur Kläranlage wird es insbesondere in den Wintermonaten für die Szenarien *Benötigte Auslegung* und *Empfohlene Auslegung* zu weiteren Wärmeverlusten kommen. Dieses nicht voll genutzte Abwasserwärmenutzungspotential wirkt sich in den Wintermonaten jedoch positiv auf die Temperatur im Zulauf der Kläranlage aus, da – im Vergleich zum nicht gezielt erwärmten Abwasser – von einer höheren Abwassertemperatur auszugehen ist.

7 Fazit und Ausblick

7.1 Fazit und Beantwortung der Forschungsfrage

Die mit dem InnoA2-Ansatz modifizierte Abwasserwärmenutzung kann einen Baustein der erforderlichen Wärmewende darstellen. Mittels gezielter Nutzung bislang ungenutzter und zumeist gezielt vernichteter Abwärme im industriellen und gewerblichen Sektor besteht die Möglichkeit, einen Beitrag zum Erreichen der gesteckten Klimaschutzziele zu leisten. Das ohnehin schon hohe Potential der Abwasserwärmenutzung lässt sich durch den InnoA2-Ansatz nochmal deutlich steigern. Damit die Bereitschaft besteht, dieses zusätzliche Potential zu heben, sind Vorbehalte auszuräumen und gleichzeitig den interessierten und entscheidungsbefugten Nutzerkreisen entsprechende Hilfsmittel zur Verfügung zu stellen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der InnoA2-Ansatz nicht als pauschaler Ansatz an jedem beliebigen Punkt im betrachteten Stadtgebiet umzusetzen ist. Vielmehr muss im Einzelfall der Abwärmeerzeuger mit einer passenden Wärmesenke bzw. mehreren Wärmesenken zusammengeführt werden.

Einen wichtigen Beitrag zum Abbau dieser Vorbehalte leistet somit die Betrachtung der zentralen Forschungsthematik. Diese soll helfen, das entsprechende Potential und die mit einer gezielt erhöhten Abwassertemperatur einhergehenden Risiken an einem beliebigen Ort im Entwässerungssystem zu modellieren und abzuschätzen:

Modellierung der Verteilung ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die Abwasserkanalisation unter Berücksichtigung biologischer, chemischer sowie physikalischer Einwirklungen und deren Auswirkungen auf Betrieb und Wirtschaftlichkeit.

Zunächst stellt sich durch die gezielte Temperaturerhöhung des vorliegenden Abwasservolumenstroms die Frage nach betrieblichen Folgewirkungen auf die Abwasserinfrastruktur, die in der Regel die größte Vermögensanlage der Kommunen darstellt:

Wie lassen sich betriebliche Folgewirkungen auf die Abwasserinfrastruktur methodisch umfassend quantifizieren und beurteilen?

Für einen Abwasserbeseitigungspflichtgen ist es von entscheidender Bedeutung, dass die angesetzten Abschreibungsdauern der entsprechenden Abwasserinfrastruktursegmente voll ausgenutzt werden können. Die oberste Prämisse ist die Aufrechterhaltung der Funktionalität der Abwasserinfrastruktur als Entwässerungssystem. Dies ist ohne zusätzliche Investitionen nur möglich, wenn keine Schäden auftreten. Nicht alle Schadensbilder können dabei vermieden werden. Daher sollte es die Aufgabe eines Entwässerungspflichtigen sein, ein zusätzliches Risiko soweit wie möglich abzuschätzen. Somit

ist sichergestellt, dass mit den Abwassergebühren der Anschlussnehmer verantwortungsbewusst und nachhaltig gewirtschaftet wird. Mit einer gezielten Temperaturerhöhung des vorliegenden Abwasservolumenstroms können biologische und chemische Prozesse im Abwasser beeinflusst werden, die sich in Form von biogener Schwefelsäurekorrosion und potentiellen Geruchsbelastungen äußern können. In beiden Fällen spielt Schwefelwasserstoff eine entscheidende Rolle und stellt für den Abwasserbeseitigungspflichtigen ein Risiko dar. Aus diesem Grund ist die Abschätzung der wahrscheinlichen Schwefelwasserstoffbildung mithilfe des sogenannten Z-Index ein sinnvoller Ansatz, da über diesen auch die Abwassertemperatur berücksichtigt wird. Als weitere methodische Hilfsinstrumente dienen die entsprechenden grafischen Auswertungen des erweiterten Z-Index in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur (vgl. Abbildung 4-14). Mithilfe dieser Grafiken lässt sich vereinfacht das Risiko einer Schwefelwasserstoffbildung bei unterschiedlichen Abwassertemperaturen unter Berücksichtigung weiterer spezifischer Parameter abschätzen.
Generell ist festzuhalten, dass durch gezielt erhöhte Abwassertemperaturen nicht zwangsläufig Geruchsbelastungen bzw. Schäden infolge biogener Schwefelsäurekorrosion zu erwarten sind. Vielmehr können erhöhte Abwassertemperaturen bei entsprechenden Randbedingungen diese Herausforderung zwar begünstigen und sind somit nicht auszuschließen, allerdings auch nicht alleinig dafür verantwortlich. Neben der Abwassertemperatur wirken sich auch der pH-Wert und die biologische Zusammensetzung des Abwassers auf das entsprechende Gefährdungspotential aus. Dass die biogene Schwefelsäure-Korrosion temperaturabhängig ist, zeigten Laboruntersuchungen von Keser et al. (2014). Nach aktuellem Kenntnisstand wurden dabei jedoch keine unterschiedlichen Abwasserzusammensetzungen berücksichtigt. Laut DWA (2020) sind in der Praxis trotz erhöhter Einleittemperaturen keine Fälle bekannt, bei denen diese zu negativen Auswirkungen in Form von biogener Schwefelsäurekorrosion bzw. einer Geruchsbelastung geführt haben.

Neben den betrieblichen Folgewirkungen auf die Abwasserinfrastruktur stellt sich auch die Frage nach der Abwassertemperatur am Ort der geplanten Abwasserwärmenutzungsanlage, da diese gemeinsam mit dem vorliegenden Abwasservolumenstrom das Abwasserwärmenutzungspotential maßgeblich bestimmt. Folglich spielen die auftretenden Wärmeverluste über den Fließweg eine wichtige Rolle und sind entsprechend zu betrachten.

Wo und in welchem Maße treten Wärmeverluste beim Wärmetransport über die bestehende Abwasserinfrastruktur auf?

Generell lassen sich die Wärmeverluste beim Wärmetransport über die Abwasserkanäle vereinfacht unterteilen in den Wärmaustausch zwischen Abwasser und Kanalatmosphäre sowie zwischen Abwasser und Erdreich. In welchem Maße die Wärmeverluste auftreten, hängt von unterschiedlichen Parametern ab. Hier sind bspw. die Abwassertemperatur an sich, die Temperatur des umgebenden Erdreichs, die Wandungsstärke des Rohres, die Fließstrecke sowie die Temperatur der Kanalatmosphäre zu nennen. Je länger der Fließweg, desto größer ist letztlich die Einwirkung des Erdreichs. Dieser Effekt bedingt, dass sowohl bei zu hohen als auch bei zu niedrigen Abwassertemperaturen ein Angleichen an die Temperatur des Erdreichs über die Fließstrecke erfolgt. Sollten bei der Umsetzung des InnoA2-Ansatzes nach der Wärmeentnahme beim Nutzer noch erhöhte Abwassertemperaturen vorliegen und diese sich nicht durch seitliche Zuströme bzw. Verluste auflösen, stellt dies in der Regel kein Problem für den Betrieb der Kläranlage dar. Insbesondere in den Wintermonaten haben erhöhte Abwassertemperaturen im Zulauf der Kläranlage einen positiven Effekt auf die Reinigungsleistung.

Zur Modellierung der Wärmeverluste wurde in dieser Arbeit das Modell von Abdel-Aal (2015) herangezogen, das auf die zentralen Wärmeübertragungsprozesse reduziert ist. Eine Alternative bietet das komplexere Modell TEMPEST von Dürrenmatt und Wanner (2006; 2008). Die Aussagekraft dieser Modelle hängt stark von der Qualität der Eingangsparameter ab.

Der InnoA2-Ansatz ermöglicht die Abwasserwärmenutzung auch an Orten in der Abwasserinfrastruktur, die ohne die gezielt erhöhten Abwassertemperaturen kein bzw. kein ausreichendes Abwasserwärmenutzungspotential aufweisen würde. Das vorliegende Potential ist dabei insbesondere von den spezifischen Informationen der Abwärmequelle (z. B. zur Verfügung stehende Quelltemperatur, Anfallort im Gesamtprozess des Unternehmens, Wärmetransportmöglichkeiten auf dem Firmengelände, usw.) und den zuvor beschriebenen Wärmeverlusten über den Fließweg abhängig. Für eine geeignete Wärmesenke stellt sich folglich die Frage nach dem vorliegenden Potential von Bedeutung:

Wie lässt sich das Potential der modifizierten Abwasserwärmenutzung an einem stromabwärts liegenden Punkt in Abhängigkeit von dem gezielten Abwärmeeintrag ermitteln?

Das Potential der mit dem InnoA2-Ansatz modifizierten Abwasserwärmenutzung an einem bestimmten stromabwärts liegenden Punkt lässt sich mithilfe der Informationen zur Wärmeeinleitung und den abgeschätzten Verlusten über den Fließweg ermitteln. Zusätzlich sind seitliche Zuströme zu beachten, da sich hierdurch neue Mischungsverhältnisse und entsprechend neue Abwassertemperaturen ergeben. Zusätzlich spielt

die Mindestabwassertemperatur nach der Abwasserwärmenutzungsanlage eine Rolle für die Bestimmung des vorliegenden Potentials. Generell gilt jedoch: Je höher die Abwassertemperatur, desto größer ist auch das Abwasserwärmenutzungspotential.

Neben den technischen Randbedingungen bzw. dem vorliegenden Potential ist in der Regel der finanzielle Aspekt ein relevanter Entscheidungsfaktor. Da ein solches Heizungssystem im Vergleich zu konkurrierenden konventionellen Systemen mit deutlich höheren Investitionskosten verbunden ist, sind die laufenden Kosten über den Lebenszyklus einer solchen Abwasserwärmenutzungsanlage in die Entscheidung mit einzubeziehen. Daher ist es wichtig, die Frage nach dem finanziellen Aufwand zu beantworten:

Mit welchem finanziellen Aufwand ist das Abwasserwärmenutzungspotential zu heben? Wie ist das Aufwand-Nutzenverhältnis zu optimieren?

Die finanzmathematische Aufbereitung der anfallenden Kosten (Investitions- und laufende Kosten) ermöglicht den Vergleich zwischen einer AWN- und einer konventionellen Heizungsanlage über den Lebenszyklus bzw. einen eigens definierten Zeitraum. Dabei sind sowohl die Investitionskosten für die gezielte Temperaturerhöhung des Abwassers als auch für die erforderlichen Wärmeübertrager und für die Wärmepumpe von Bedeutung. Dank der – anders als bei Luftwärmepumpen – ganzjährig verfügbaren und relativ hoch temperierten Wärmequelle (Abwasser) kann von einem höheren COP der Wärmepumpe ausgegangen werden. Dies führt zu deutlich geringeren laufenden Kosten. Im Allgemeinen gilt jedoch, dass eine Auslegung der Abwasserwärmenutzungsanlage auf rund ein Drittel der benötigten Heizleistung die wirtschaftlichste Lösung darstellt. Die Spitzenlasten sind in diesem Fall von einer zweiten Wärmequelle zu liefern. Ist das vorliegende Abwasserwärmenutzungspotential ausreichend, kann sowohl aus technischer als auch wirtschaftlicher Sicht eine auf die benötigte Heizleistung ausgelegte Abwasserwärmenutzungsanlage sinnvoll sein. Inwiefern höhere Investitionskosten gerechtfertigt sind, um den vorliegenden Abwasservolumenstrom stärker zu erwärmen, muss letztlich im Einzelfall betrachtet werden.

Denkbar ist, dass die Eigenschaften des Abwassers durch gezielte Maßnahmen dahingehend verändert werden (insb. Erhöhung des pH-Wertes), dass auch eine hohe Abwassertemperatur trotz ungünstiger Randbedingungen nicht zu Geruchs- bzw. biogenen Schwefelsäurekorrosionsproblematik führt. Entsprechende Maßnahmen werden bereits bei auftretenden Geruchsbelastungen durchgeführt. Diese entsprechen dem Stand der Technik, erfordern jedoch auch einen zusätzlichen finanziellen Einsatz. Dieses Kosten-Nutzenverhältnis ist im Einzelfall von den jeweiligen Entscheidern abzuwägen.

Die Beantwortung der einzelnen Unterpunkte der Forschungsthematik mündet in dem in Kapitel 5 entwickelten Modell. Dies stellt ein Hilfsinstrument dar, mittels dessen die

Verteilung ungenutzter industrieller und gewerblicher Abwärme über die Abwasserkanalisation schrittweise modelliert werden kann.
Zunächst wird darin die Veränderung des vorliegenden Abwasservolumenstroms infolge des gezielten Abwärmeeintrags bzw. eines Abwasserzustroms betrachtet. Das entsprechend in seiner Zusammensetzung bzw. seinen Eigenschaften veränderte Abwasser stellt die Grundlage der anschließenden Risikoabschätzung dar. Mithilfe des Z-Index sollen biologische und chemische Einflüsse in die Risikoabschätzung integriert werden. Das Ergebnis dieser Berechnung ermöglicht eine Risikoabschätzung hinsichtlich der Wahrscheinlichkeit einer auftretenden biogenen Schwefelsäurekorrosion bzw. Geruchsproblematik. Die Ursache ist in der vermehrten Bildung und Freisetzung von Schwefelwasserstoff zu sehen. Liegt ein für den Kanalnetzbetreiber zu hohes Risiko vor, besteht die Möglichkeit, die Eigenschaften des vorliegenden Abwasservolumenstroms zu ändern (bspw. Änderung des pH-Wertes) oder den gezielten Wärmeeintrag zu senken. Sofern kein erhöhtes oder ein für den Kanalnetzbetreiber vertretbares Risiko besteht, erfolgt im nächsten Schritt die Wärmeverlustsimulation. Durch die Ermittlung dieser über den Fließweg auftretenden, physikalischen Einwirkungen in Form von Wärmeverlusten ergibt sich die für die Auslegung der Abwasserwärmenutzungsanlage erforderliche Abwassertemperatur. Der Aspekt der Wärmeentnahme wird über drei Varianten abgedeckt: Berechnung der maximalen, benötigten und empfohlenen Entzugsleistung. Auf Basis der gewählten Variante können mithilfe von Kostenrichtwerten die Projektkostenbarwerte und Jahreskosten für einen vorab definierten Zeitraum errechnet werden. Es ist zudem möglich, die für die gewählte Variante erforderliche Abwassertemperatur im Zulauf der Abwasserwärmenutzungsanlage zu bestimmen und entsprechend der gezielten Wärmeeinleitung zugrunde zu legen. Hierbei sind die im Laufe der Fließstrecke auftretenden Wärmeverluste zu berücksichtigen. Darüber hinaus erfolgt die Berechnung der voraussichtlichen Abwassertemperaturabkühlung durch die gewählte Abwasserwärmenutzungsanlage. Dies erlaubt, möglichen Bedenken hinsichtlich einer zu geringen Abwassertemperatur im Zulauf der Kläranlage gegen zu steuern.

7.2 Ausblick für die weitere Forschung

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass der InnoA2-Ansatz einen wichtigen Beitrag zum Erreichen der Klimaschutzziele leisten kann. Aus technischer Sicht ist die grundsätzliche Machbarkeit gegeben und dennoch sind einige hier beleuchtete Aspekte weitergehend zu untersuchen und zu spezifizieren. Die sich aus dieser Arbeit ergebenen weiteren Ansatzpunkte für die Forschung lassen sich in einen labortechnischen bzw. praxisbezogenen sowie einen modellbezogenen Bereich untergliedern.

Labortechnischer bzw. praxisbezogener Bereich:

Denkbar sind zukünftig auch gezielt erhöhte Abwassertemperaturen von mehr als 35 °C. Somit kann die vom Abwasser zu transportierende Wärmemenge weiter gesteigert werden, sei es kontinuierlich oder in Zeitintervallen. Hinsichtlich dieser Betriebsweisen sind mögliche Vor- und Nachteile für den Betrieb und die Kanalsubstanz zu klären. Außerdem stellt sich die Frage, wie hoch die jeweilige Abwassertemperatur sein darf. Die bisherigen Untersuchungen haben in der Regel nur Temperaturen bis maximal 35 °C betrachtet, folglich ergeben sich hier neue Anknüpfungspunkte. Es sollte unter labortechnischen Bedingungen insbesondere der Frage nachgegangen werden, inwieweit sich Abwassertemperaturen von mehr als 35 °C auf folgende Aspekte auswirken:

- Sulfidentwicklung in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur
- Entwicklung von Biofilmen in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur
- Schwefelsäureproduktion in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur
- Legionellenwachstum bzw. -vorkommen im Abwasser in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur

Darüber hinaus ist eine Validierung der grafischen Auswertung des Z-Index in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur (vgl. Anhang A) im Labormaßstab oder auf Grundlage von Praxisdaten sinnvoll. Auch die Untersuchung der zeitlichen Komponente konnte über den verwendeten Z-Index nicht berücksichtigt werden und stellt für zukünftige Forschungen einen Anknüpfungspunkt dar.

Modellbezogener Bereich:

Inwiefern die Modellierung mit den tatsächlich vorliegenden Gegebenheiten übereinstimmt, muss ein entsprechendes Pilotvorhaben des InnoA2-Ansatzes zeigen. Die mittels einer solchen Pilotstrecke gewonnenen Daten dienen der Verifizierung der modellierten Ergebnisse. Sinnvoll erscheinen an dieser Stelle auch entsprechende Sensitivitätsanalysen mit den Praxisdaten. Auf Grundlage dieser Daten können die Parameter lokalisiert werden, die den Haupteinfluss auf die Modellierungsergebnisse aufweisen.

Somit sind im Idealfall Kosten einzusparen, da nicht alle für das Modell erforderlichen Parameter mit entsprechenden Messungen erhoben werden müssen, ohne die Modellierungsqualität zu mindern.

Die Generierung und Sammlung sämtlicher Daten bieten darüber hinaus den Vorteil, dass dieses Modell zukünftig mit dem Thema der Künstlichen Intelligenz (KI) verschnitten werden kann. So steigt die Qualität der Ergebnisse mit der Anzahl der Datensätze. Vorstellbar ist in diesem Kontext, die Nutzung der vorliegenden Abwasserinfrastruktur als eigenständiges Wärmenetz. Dafür sind entsprechende Abwärmequellen und -senken im Betrachtungsgebiet zu lokalisieren und die Einspeisung und Entnahme der Abwärme beim Nutzer zu steuern. Die Herausforderungen der Lokalisierung und Steuerung könnte möglicherweise mithilfe der KI gelöst werden. Im Idealfall wird das Abwasser somit nur bedarfsgesteuert und maßvoll erwärmt.

Aus Sicht eines Endnutzers (bspw. Kommune oder Abwasserbeseitigungspflichtiger) ist es außerdem empfehlenswert, dieses Modell in eine entsprechende Softwarelösung zu überführen. Idealerweise erfolgt dies unter Nutzung von Synergieeffekten, indem entsprechende Schnittstellen zu anderen, auf dem Markt erhältlichen, Softwarelösungen geschaffen werden.

8 Literaturverzeichnis

Abdel-Aal, M. (2015): Modelling the Viability of Heat Recovery from Underground Pipes. Deterministic modelling of wastewater temperatures in a 3000 sewer pipe network, Dissertation: University of Bradford, Bradford, Faculty of Engineering and Informatics.

Abdel-Aal, M.; Mohamed, M.; Smits, R.; Abdel-Aal, R. E.; Gussem, K. de; Schellart, A.; Tait, S. (2015): Predicting wastewater temperatures in sewer pipes using abductive network models. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 71 (1), S. 89–96. DOI: 10.2166/wst.2014.398.

Abdel-Aal, M.; Schellart, A.; Kroll, S.; Mohamed, M.; Tait, S. (2018): Modelling the potential for multi-location in-sewer heat recovery at a city scale under different seasonal scenarios. In: *Water research* 145, S. 618–630. DOI: 10.1016/j.watres.2018.08.073.

Abdel-Aal, M.; Smits, R.; Mohamed, M.; Gussem, K. de; Schellart, A.; Tait, S. (2014): Modelling the viability of heat recovery from combined sewers. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 70 (2), S. 297–306. DOI: 10.2166/wst.2014.218.

Antons, U. (2017): Untersuchungen zur Dauerhaftigkeit hydrophober Schichten im Beton mittels NMR, Dissertation: RWTH Aachen.

Arazli, S. (2019): Erläuterungen zur Anwendung der öbv-Richtlinie "Garagen und Parkdecks" in Österreich. In: Konrad Bergmeister, Frank Fingerloos und Johann-Dietrich Wörner (Hg.): Beton-Kalender 2019. Parkbauten Geotechnik und Eurocode 7. 108. Jahrgang. Berlin, Germany: Ernst et Sohn (Beton-Kalender, 108.2019), S. 609–668.

Atkins, P. W.; Paula, J. de; Hartmann, C. (2020): Kurzlehrbuch Physikalische Chemie, Für natur- und ingenieurwissenschaftliche Studiengänge. 5. Auflage.

ATV (2003): Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen, Vermeidung oder Verminderung. Oktober 2003. Hennef (Sieg): ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V. (ATV-DVWK-Regelwerk Merkblatt, M 154).

AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (2010): Heizen und Kühlen mit Abwasser, Leitfaden für die Planung, Bewilligung und Realisierung von Anlagen zur Abwasserenergienutzung. Hg. v. Baudirektion Kanton Zürich

Aydemir, A.; Doderer, H.; Hoppe, F.; Braungardt, S. (2019): Abwärmenutzung in Unternehmen, Studie für das Ministerium für Umwelt, Klima und EnergiewirtschaftBaden-Württemberg. Karlsruhe, Online verfügbar unter http://publica.fraunhofer.de/eprints/urn_nbn_de_0011-n-5495991.pdf, zuletzt geprüft am 16.08.2020.

Baehr, H. D.; Kabelac, S. (2016): Thermodynamik, Grundlagen und technische Anwendungen. 16., aktualisierte Auflage. Berlin: Springer Vieweg (Lehrbuch).

Baehr, H. D.; Stephan, K. (2019): Wärme- und Stoffübertragung. 10. Auflage.

Barjenbruch, M. (2007): Geruchsbelästigungen, die biogene Schwefelsäurebildung in Kanälen Ursachen und Maßnahmen. 11. Abwasserbilanz Brandenburg 10.12.2007 in Wildau.

Barjenbruch, M.; Dohse, C. (2004): Bewertung von Maßnahmen zur Verringerung von Geruchs- und Korrosionserscheinungen im Kanalnetz des ländlichen Raumes. Hg. v. Institut für Umweltingenieurwesen an der Universität Rostock. Rostock (LAWA-Forschungsvorhaben im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser und Boden"; LAWA-Projekt-Nr. AA 1.01).

Barjenbruch, M.; Gantner, K.; Rettig, S.; Om, Y. (2008): Ermittlung prozessbestimmender / -begrenzender Parameter bei MW-Zufluss auf Kläranlagen Prüfung der Übertragbarkeit auf die Kläranlagen Berlins: Kompetenzzentrum Wasser Berlin. Berlin, Online verfügbar unter https://www.kompetenz-wasser.de/wp-content/uploads/2017/05/20081107_eva_ap4_final_report.pdf, zuletzt geprüft am 17.01.2020.

Barjenbruch, M.; Rettig, S. (2015): Verfahren zur Verminderung von Geruch und Korrosion. In: Norbert Matsché (Hg.): Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen. ÖWAV-Seminar - Wien 2015, TU Wien, 23. Juni 2015. Wien: Inst. f. Wassergüte Ressourcenmanagement u. Abfallwirtschaft TU Wien (Wiener Mitteilungen, 237), S. 7–20.

Bayer, E.; Bose, T.; Kampen, R.; Klose, N. (2004): Betonbauwerke in Abwasseranlagen, Planung, Bau, Instandhaltung. 4., überarb. Aufl. Düsseldorf: Verl. Bau + Technik (Schriftenreihe der Bauberatung Zement).

Bayrisches Landesamt für Umwelt (Hg.) (2011): Bemessung, Begutachtung und Beratung beim Ausbau von Kläranlagen, Merkblatt Nr. 4.4/12. Augsburg, Online verfügbar unter https://www.lfu.bayern.de/wasser/merkblattsammlung/teil4_oberirdische_gewaesser/doc/nr_4412.pdf, zuletzt geprüft am 17.05.2019.

Berger, C.; Falk, C. (2011): Zustand der Kanalisation in Deutschland - Ergebnisse der DWA Umfrage 2009. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 58 Nr. 1, S. 24–39.

Beuth, A.; Hamann, A. (2019): Hemmnisse und Potenziale der Abwasserwärmenutzung zur Gebäudeheizung - technische, wirtschaftliche, planerische und rechtliche Aspekte. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag (Forschungsinitiative Zukunft Bau, F 3123).

Bever, J.; Stein, A.; Teichmann, H. (Hg.) (2002): Weitergehende Abwasserreinigung. 4. Aufl. München: Oldenbourg Industrieverl.

Bielecki, R.; Schremmer, H. (1987): Biogene Schwefelsäure-Korrosion in Teilgefüllten Abwasserkanälen. Sonderdruck aus H. 94 der Mitteilungen des Leichtweiß-Institus für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig.

Biesalski, M. (2015): Funktionsweise und Erfahrungen mit modernen Kanal-Wärmetauschersystemen. In: Wolfram Stodtmeister (Hg.): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Wärmetauscher, Wärmepumpen, Verbundsysteme; direkte und indirekte Nutzung Abwasser/Luft; Handbuch. Essen/Germany: PP PUBLICO Publications, S. 50–58.

Bischofsberger, W.; Seyfried, C. F. (1984): Wärmeentnahme aus Abwasser. Hg. v. Technische Universität München: Lehrstuhl und Prüfamt für Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. München (Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, 56).

BKI (2020): BKI Baukosten 2020 Neubau, Statistische Kostenkennwerte für Positionen. Hg. v. BKI Baukosteninformationszentrum. Stuttgart.

Blesl, M.; Kessler, A. (2018): Energieeffizienz in der Industrie. 2nd ed. Berlin, Heidelberg: Vieweg, Online verfügbar unter https://ebookcentral.proquest.com/lib/gbv/detail.action?docID=5223884.

Blömer, S.; Götz, C.; Pehnt, M.; Hering, D.; Ochse, S.; Hespeler, S. et al. (2019): EnEff:Wärme - netzgebundene Nutzung industrieller Abwärme (NENIA), Kombinierte räumlich-zeitliche Modellierung von Wärmebedarf und Abwärmeangebot in Deutschland, Schlussbericht. Heidelberg (FKZ 03ET1302A und B.), Online verfügbar unter https://edocs.tib.eu/files/e01fb19/1667658271.pdf, zuletzt geprüft am 09.08.2020.

BMU (2019a): Klimaschutz in Zahlen, Fakten, Trends und Impulse deutscher Klimapolitik: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU). Berlin, Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Broschueren/klimaschutz_zahlen_2019_broschuere_bf.pdf, zuletzt geprüft am 27.03.2020.

BMU (2019b): Klimaschutzbericht 2018, zum Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 der Bundesregierung: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU). Berlin, Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaschutz/klimaschutzbericht_2018_bf.pdf, zuletzt geprüft am 27.03.2020.

BMU (2020): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU): Treibhausgasemissionen gingen 2019 um 6,3 Prozent zurück, Pressemitteilung Nr. 048/20 Energieeffizienz, Online verfügbar unter https://www.bmu.de/pressemitteilung/treibhausgasemissionen-gingen-2019-um-63-prozent-zurueck/, zuletzt geprüft am 27.03.2020.

BMVI (2016): Bundesverkehrswegeplan 2030. Hg. v. Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI). Berlin, Online verfügbar unter https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Publikationen/G/bundesverkehrswegeplan-2030-gesamtplan.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 09.08.2019.

BMWi (2019): Energieeffizienz in Zahlen, Entwicklungen und Trends in Deutschland 2019: Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi). Berlin, Online verfügbar unter https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/energieeffizienz-in-zahlen-2019.pdf?__blob=publicationFile&v=72, zuletzt geprüft am 26.03.2020.

Böckh, P. v.; Wetzel, T. (2017): Wärmeübertragung, Grundlagen und Praxis. 7., aktualisierte und überarbeitete Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg (Lehrbuch), Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-55480-7.

Böhm, A. (1989): Wasser- und Abwasserleitungen, Betrieb, Instandhaltung, Rekonstruktion. 1. Aufl. Berlin: Verl. für Bauwesen.

Böhm, A. (2002): Abwasserrohrleitungen und -rohrnetze, Betrieb, Erneuerung und Instandhaltung. Essen: Vulkan-Verl.

Bohne, D. (2019): Technischer Ausbau von Gebäuden, Und nachhaltige Gebäudetechnik. 11., aktualisierte Auflage. Wiesbaden: Springer Vieweg, Online verfügbar unter http://www.springer.com/.

Brameshuber, W.; Cvetkovic, V.; Saenger, D.; Spörel, F.; Rahimi, A. (2009): Messung des tiefenabhängigen Feuchtegehaltes, Ergänzende Untersuchungen ; [Abschlußbericht ; ergänzende Untersuchungen zum Forschungsvorhaben F 844. [1. Ausfertigung]. Stuttgart (Forschungsbericht / Institut für Bauforschung Aachen, F-941).

Breit, W.; Adams, R. (2020): Baustoffliche Grundlagen. In: Heinz Patt und Robert Jüpner (Hg.): Hochwasser-Handbuch. Auswirkungen und Schutz. 3rd ed. 2020, S. 263–339.

Brückner, S. (2016): Industrielle Abwärme in Deutschland, Bestimmung von gesichertem Aufkommen und technischer bzw. wirtschaftlicher Nutzbarkeit, Dissertation: Technische Universität München, München, Lehrstuhl für Energiesysteme, Online verfügbar unter https://mediatum.ub.tum.de/doc/1310042/1310042.pdf, zuletzt geprüft am 05.11.2018.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2020), Online verfügbar unter https://geoviewer.bgr.de/mapapps4/resources/apps/bodenatlas/index.html?lang=de&tab=boedenDeutschlands, zuletzt geprüft am 20.10.2020.

Bundesrepublik Deutschland: Gesetz zur Einführung eines Bundes-Klimaschutzgesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften, vom 12.12.2019. In: Bundesanzeiger Verlag, Online verfügbar unter https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?startbk=Bundesanzeiger_BGBl&start=//*[@attr_id=%27bgbl119s0010.pdf%27]#__bgbl__%2F%2F*%5B%40attr_id%3D%27bgbl119s2513.pdf%27%5D__1585303624964, zuletzt geprüft am 27.03.2020.

Buri, R.; Kobel, B. (2004): Wärmenutzung aus Abwasser, Leitfaden für Inhaber, Betreiber und Planer von Abwasserreinigungsanlagen und Kanalisationen. Unter Mitarbeit von Oskar Wanner, Hansruedi Siegrist, Markus Koch und Walo Meier. Bern/Zürich, Online verfügbar unter https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-um/intern/Dateien/Dokumente/5_Energie/Energieeffizienz/Abwasserwaermenutzung/Leitfaden_Ratgeber/Leitfaden_Waerme_aus_Abwasser.pdf, zuletzt geprüft am 03.02.2020.

Buri, R.; Kobel, B. (2005): Energie aus Kanalabwasser, Leitfaden für Ingenieure und Planer. Hg. v. Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Osnabrück/Bern, Online verfügbar unter http://www.ib-salzmann.de/energie_aus_abwasser/leitfaden_fuer_ingenieure_planer.pdf, zuletzt geprüft am 09.10.2018.

Bürschgens, A. (Hg.) (2016): Legionellen in Trinkwasser-Installationen, Gefährdungsanalyse und Sanierung: Deutsches Institut für Normung. 1. Auflage. Berlin, Wien, Zürich: Beuth Verlag GmbH (Technische Gebäudeausrüstung).

BZgA (2018): Legionellen, Informationen über Krankheitserreger beim Menschen, Bürgerinformation. Hg. v. Bundeszentrale für gesundheitliche Aufklärung, Online verfügbar unter https://www.infektionsschutz.de/erregersteckbriefe/legionellen/, zuletzt aktualisiert am 23.04.2018, zuletzt geprüft am 18.10.2018.

Cao, Y. S.; Wah, Y. L.; Ang, C. M.; Kandiah, R. S. (2008): Biological nitrogen removal activated sludge process in warm climates ;, Full-scale process investigation, laboratory experimentation and mathematical modeling. London: IWA Publishing.

Demtröder, W. (2018): Experimentalphysik 1, Mechanik und Wärme. 8. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum (Springer-Lehrbuch).

Dericks, B. (2016): Vorkommen und Bewertung von Legionellen in Abwasser-, Oberflächenwasser- und Kühlwasser-Proben aus Nordrhein-Westfalen, Zwischenbericht zum Projekt „Risikoorientierte Gewässerbewirtschaftung im Hinblick auf wasserbürtige Krankheitserreger, insbesondere Legionellen“ mit Ergebnisdarstellung der LANUV-Messprogramme im Zeitraum April 2015 bis März 2016. Hg. v. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/legionellen/Zwischenbericht_LANUV_Legionellen-_Projekt.pdf, zuletzt geprüft am 18.10.2018.

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hg.) (2009): Heizen und Kühlen mit Abwasser, Energierückgewinnung aus häuslichem und kommunalem Abwasser - Ratgeber für Bauträger und Kommunen. Osnabrück, Online verfügbar unter https://www.waermepumpe.de/fileadmin/user_upload/waermepumpe/07_Publikationen/bwp-Heizen_und_Kuehlen_mit_Abwasser.pdf, zuletzt geprüft am 09.10.2018.

Deutscher Wetterdienst (Hg.) (2011): Klimastatusbericht 2011, Auswirkungen von Klimaänderungen für die Bauwirtschaft. Offenbach, Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimastatusbericht/publikationen/ksb_2011.pdf?__blob=publicationFile&v=5, zuletzt geprüft am 06.03.2020.

DGUV (2010): Sicherheit und Gesundheitsschutz im Abwasserbereich - Unterweisungshilfen, DGUV Information 203-051. Hg. v. Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung (DGUV).

Berlin, Online verfügbar unter https://publikationen.dguv.de/dguv/pdf/10002/i-8653.pdf, zuletzt geprüft am 17.02.2019.

DIN 1986-3 (2004): Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke, November 2004.

DIN EN 681-2 (2006): Elastomer-Dichtungen – Werkstoff-Anforderungen für Rohrleitungs-Dichtungen für Anwendungen in der Wasserversorgung und Entwässerung, November 2006.

DIN EN 15450 (2007): Heizungsanlagen in Gebäuden, Dezember 2007.

DIN EN 12831-1 (2008): Heizsysteme in Gebäuden - Verfahren zur Berechnung der Norm-Heizlast - Nationaler Anhang NA, Juli 2008.

DIN EN 476 (2011): Allgemeine Anforderungen an Bauteile für Abwasserleitungen und -kanäle, April 2011.

DIN 4263 (2011): Kennzahlen von Abwasserkanälen und -leitungen für die hydraulische Berechnung im Wasserwesen, Juni 2011.

DIN 276 (2018): Kosten im Bauwesen, Dezember 2018.

Döbler, J. (2015): Wärme aus Abwasser. In: Wolfram Stodtmeister (Hg.): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Wärmetauscher, Wärmepumpen, Verbundsysteme; direkte und indirekte Nutzung Abwasser/Luft; Handbuch. Essen/Germany: PP PUBLICO Publications, S. 70–76.

Dürrenmatt, D. J. (2006): Berechnung des Verlaufs der Abwassertemperatur im Kanalisationsrohr, Diplomarbeit: Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Zürich, Institut für Umweltingenieurwissenschaften.

Dürrenmatt, D. J.; Wanner, O. (2008): Simulation of the wastewater temperature in sewers with TEMPEST. In: *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 57 (11), S. 1809–1815. DOI: 10.2166/wst.2008.291.

Dürrenmatt, D. J.; Wanner, O. (2014): A mathematical model to predict the effect of heat recovery on the wastewater temperature in sewers. In: *Water research* 48, S. 548–558. DOI: 10.1016/j.watres.2013.10.017.

DWA (2006): Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserleitungen und -kanälen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Arbeitsblatt DWA-A 110), August 2006.

DWA (2008): Schutz und Instandsetzung von Betonbauwerken in kommunalen Kläranlagen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Merkblatt DWA-M 211), April 2008.

DWA (2009): Energie aus Abwasser - Wärme- und Lageenergie. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V. (Merkblatt DWA-M 114), Juni 2009.

DWA (2010): Korrosion von Abwasseranlagen, Abwasserableitungen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Merkblatt DWA-M 168), Oktober 2010.

DWA (2012a): Fremdwasser in Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Merkblatt DWA-M 182), April 2012.

DWA (2012b): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. überarb. Aufl. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Juli 2012.

DWA (2012c): Schmutzfrachtsimulation in der Siedlungsentwässerung, DWA-Arbeitsbericht. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Juli 2012.

DWA (2013): Indirekteinleitung nicht häuslichen Abwassers. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Merkblatt DWA-M 115-2), Februar 2013.

DWA (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Arbeitsblatt DWA-A 131), Juni 2016.

DWA (2019): Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen - Teil 1: Grundlagen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Merkblatt DWA-M 154-1), November 2019.

DWA (2020): Abwasserwärmenutzung. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Merkblatt DWA-M 114), April 2020.

DWA-Themen (2010): Energiepotenziale in der deutschen Wasserwirtschaft, Schwerpunkt Abwasser. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA-Themen), April 2010.

DWA-Themen (2016): Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen, DWA-Themen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA-Themen, T 4/2016), korrigierte Fassung November 2017.

Ecke, J.; Göke, L. (2017): Energie aus Abwasser, Das bislang unentdeckte Potential für die Wärmewende. Hg. v. enervis energy advisors GmbH. Berlin, Online verfügbar unter https://www.uhrig-bau.eu/de/energie-aus-abwasser/potential/, zuletzt geprüft am 28.01.2019.

Eichler, T.; Gieler-Breßmer, S. (2019): Kathodischer Korrosionsschutz im Stahlbetonbau. In: Konrad Bergmeister, Frank Fingerloos und Johann-Dietrich Wörner (Hg.): Beton-Kalender 2019. Parkbauten Geotechnik und Eurocode 7. 108. Jahrgang. Berlin, Germany: Ernst et Sohn (Beton-Kalender, 108.2019), S. 863–904.

Exner, M. (2009): Hygiene in Trinkwasser-Installationen - Erfahrungen aus Deutschland. Legionellen-Fachgespräch UBA/BfR am 20.10.2009 in Berlin

Exner; Hartemann; Herr; Lück; Rosenwinkel; Selke et al. (2015): Bericht der Expertenkommission Legionellen.

Feldhaus, R.; Poppe, A.; Frechen, F.-B.; Frey, M. (2005): Beeinflussung von Gewässern und Abwasserreinigung durch die Zugabe von Stoffen in Freispiegelkanälen zur Geruchsminimierung. Unter Mitarbeit von Volker Jansen, Hans-Josef Ruß und Hans-Dieter Stock: Fachhochschule Köln, Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/wasser/kanal/Abschlussbericht_Beeinflussung.pdf, zuletzt geprüft am 25.08.2020.

Fields, B. S.; Benson, R. F.; Besser, R. E. (2002): Legionella and Legionnaires' disease: 25 years of investigation. In: *Clinical microbiology reviews* 15 (3), S. 506–526. DOI: 10.1128/CMR.15.3.506–526.2002.

Flemming, H.-C.; Wingender, J. (2002): Was Biofilme zusammenhält: Proteine, Polysaccharide. In: *Chemie in unserer Zeit* 36 (1), S. 30–42. DOI: 10.1002/1521-3781(200202)36:1<30: AID-CIUZ30>3.0.CO;2-O.

Flinspach, D. (1973): Wärmelastplan Neckar Plochingen bis Mannheim Stand Mai 1973: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg. Stuttgart.

Frechen, F. B. (2005): Geruchsemissionen, Grundlagen und Meßtechnik. In: Franz-Bernd Frechen (Hg.): Forschung für die Praxis. 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium. Kassel: Kassel Univ. Press (Wasser - Abwasser - Umwelt, 27), 9-1 bis 9-18.

Frechen, F. B. (2015): Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen: Grundlagen, Messtechnik, Strategie. In: Norbert Matsché (Hg.): Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen. ÖWAV-Seminar - Wien 2015, TU Wien, 23. Juni 2015. Wien: Inst. f. Wassergüte Ressourcenmanagement u. Abfallwirtschaft TU Wien (Wiener Mitteilungen, 237), S. 39–64.

Frey, M. (2008): Untersuchungen zur Sulfidbildung und zur Effizienz der Geruchsminimierung durch Zugabe von Additiven in Abwasserkanalisationen, Dissertation: Universität Kassel, Kassel, Online verfügbar unter http://www.uni-kassel.de/upress/online/frei/978-3-89958-453-0.volltext.frei.pdf, zuletzt geprüft am 05.12.2018.

Fritz, S.; Pehnt, M. (2018): Kommunale Abwässer als Potenzial für die Wärmewende?, Kurzstudie: IFEU. Heidelberg, Online verfügbar unter https://www.ifeu.de/wp-content/uploads/ifeu-bmu_Abwaermepotenzial_Abwasser_final_update.pdf, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Glöckner, A. (2017): Modellierung der Wärmeleiteigenschaften von GFK-Schlauchlinern bei erhöhten Abwassertemperaturen, Masterarbeit: TU Kaiserslautern, Kaiserslautern, Fachgebiet Baubetrieb und Bauwirtschaft. betreut durch: Philipp Müller, Karsten Körkemeyer.

Grote, L.; Hoffmann, P.; Tänzer, G. (2015): Abwärmenutzung - Potentiale, Hemmnisse und Umsetzungsvorschläge, Studie: Institut für ZukunftsEnergieSysteme (IZES) gGmbH. Saarbrücken, Online verfügbar unter http://www.izes.de/sites/default/files/publikationen/20150901_BMUB_Studie_Abwaerme_V.1.1.pdf, zuletzt geprüft am 27.07.2020.

Gruber, G. (1999): Der biologisch abbaubare Kohlenstoffgehalt in der Abwassertechnik, BTOC und BDOC als Alternative zum BSB, Zugl.: Graz, Techn. Univ., Diss., 1999. Graz: Inst. für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau (Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 33).

Grunditz, C.; Dalhammar, G. (2001): Development of nitrification inhibition assays using pure cultures of nitrosomonas and nitrobacter. In: *Water research* 35 (2), S. 433–440. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00312-2.

Gujer, W. (2007): Siedlungswasserwirtschaft, Mit 84 Tabellen. 3., bearb. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer, Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-34330-1.

Haberfellner, R.; Daenzer, W. F. (Hg.) (2002): Systems Engineering, Methodik und Praxis. 11., durchges. Aufl. Zürich: Verl. Industrielle Organisation.

Hadjianghelou, H.; Hadjianghelou, A.; Papachristou, E. (1984): Über die Berechnung der zu erwartenden Sulfidbildung in Abwasserdruckleitungen: Vom Wasser, 62. Band, S. 267-278.

Häfner, F.; Wagner, R.-M.; Meusel, L. (2015): Bau und Berechnung von Erdwärmeanlagen, Einführung mit praktischen Beispielen. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg, Online verfügbar unter http://gbv.eblib.com/patron/FullRecord.aspx?p=4098029.

Hahn, H.; Klein, P.; Vogt, K. (Hg.) (2005): Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie, Mit 155 Tabellen. 5., vollst. aktualisierte Aufl. Heidelberg: Springer.

Hamann, A. (2012): Nachhaltige Immobilienwirtschaft am Beispiel der Abwasserwärmenutzung, Technische Grundlagen, Sachstand in Deutschland und wirtschaftliche Vergleiche unter Berücksichtigung der Anforderungen des EEWärmeG und der EnEV. München: Oldenbourg Industrieverlag.

Hamann, A. (2014): Klimaschutzstrategien für Nichtwohngebäude in Stadtquartieren, Bestandsmodellierung und CO2-Minderungsszenarien am Beispiel Wuppertal, Dissertation: Bergischen Universität Wuppertal, Wuppertal.

Hamann, A. (2015): Grundlagen der Abwasserwärmenutzung, Leitfaden für Architekten, Ingenieure und Stadtplaner. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag.

Häupl, P.; Höfker, G.; Homann, M.; Kölzow, C.; Maas, A.; Nocke, C.; Riese, O. (2017): Lehrbuch der Bauphysik, Schall - Wärme - Feuchte - Licht - Brand - Klima. 8. Auflage. Hg. v. Wolfgang M. Willems. Wiesbaden: Springer Vieweg (Lehrbuch), Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/978-3-658-16074-6.

Hensen, F.; Kolbmüller, H.; Stahr, M.; Weber, J.; Wild, U. (2009): Bausanierung, Erkennen und Beheben von Bauschäden. Wiesbaden: Springer Fachmedien, Online verfügbar unter http://gbv.eblib.com/patron/FullRecord.aspx?p=749131.

Henze, M.; Harremoes, P.; Arvin, E.; Jansen, J. l. C. (2002): Wastewater treatment, Biological and chemical processes. 3. ed. Berlin: Springer (Environmental engineering).

Herwig, H. (2019): Wärme und Entropie, Doch, sie gehören zusammen! 1st ed. 2019 (essentials).

Heyden, E. O. (2015): Kostenoptimale Abwärmerückgewinnung durch integriert-iteratives Systemdesign (KOARiiS), Ein Verfahren zur energetisch-ökonomischen Bewertung industrieller Abwärmepotenziale, Dissertation: Universität Stuttgart, Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER).

Hilbert, N. (2018): Analyse möglicher Auswirkungen aufgrund erhöhter Abwassertemperaturen auf Aspekte der Arbeitssicherheit und Hygiene, Bachelorarbeit: Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern, Baubetrieb und Bauwirtschaft. betreut durch: Philipp Müller, Karsten Körkemeyer.

Hirzel, S.; Sontag, B.; Rhode, C. (2013): Industrielle Abwärmenutzung, Kurzstudie: Fraunhofer ISI, Online verfügbar unter https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/cce/2013/Kurzstudie_Abwaermenutzung.pdf, zuletzt geprüft am 27.07.2020.

Hopp, V. (2016): Wasser und Energie, Ihre zukünftigen Krisen? 2. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum, Online verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-48089-2.

Hosoi, Y.; Murakami, H. (1986): Effect of the Fluid Velocity on the Biofilm Development. In: Mohammad Karamouz, George R. Baumli und William J. Brick (Hg.): Water Forum '86. World water issues in evolution ; proceedings of the conference. New York, N.Y: American Society of Civil Engineers, S. 1718–1725.

Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J. (2001): Odour formation in sewer networks. In: Richard Stuetz und Franz Frechen (Hg.): Odours in wastewater treatment. Measurement, modelling and control. London: IWA Publ.

Imhoff, K.; Imhoff, K. R. (2018): Taschenbuch der Stadtentwässerung. 32., verbesserte Auflage. Hg. v. Norbert Jardin. Essen: DIV Deutscher Industrieverlag (gwf Edition).

Institut für Krankenhaushygiene und Mikrobiologie (Hg.) (2016): Problemkeime in wasserführenden Systemen - Legionellen und Pseudimonas aeruginosa, Fachrichtlinie Nr. 25. Graz, Online verfügbar unter http://www.krankenhaushygiene.at/cms/dokumente/10310808_9236981/425b8011/25_Legionellen_22.11.2016_v4.pdf, zuletzt geprüft am 18.10.2018.

Keser, B.; Mietzel, T.; Widmann, R. (2014): KuLaRuhr - Nachhaltige urbane Kulturlandschaft in der Metropole Ruhr, Technische Umsetzung und Bewertung von Maßnahmen zum nachhaltigen Umgang mit Energie und Wasser, Endbericht Teilprojekt 05 - Cluster02 (FKZ: 033L020A), Online verfügbar unter http://www.kularuhr.de/tl_files/downloads/abschluss_berichte/TP05_Energie_und_Wasser_Schlussbericht.pdf, zuletzt geprüft am 08.12.2019.

Kirchheim, N. (2005): Kanalablagerungen in der Mischkanalisation. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V.

Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050, Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaschutz/klimaschutzprogramm_2030_umsetzung_klimaschutzplan.pdf, zuletzt geprüft am 27.03.2020.

Klose, N. (1981): Sulfidprobleme und deren Vermeidung in Abwasseranlagen. Düsseldorf: Beton-Verl. (22.1982).

Knowles, G.; Downing, A. L.; Barrett, M. J. (1965): Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with the Aid of an Electronic Computer. In: *Journal of general microbiology* 38, S. 263–278.

Kopp, J. (2009): Theoretische Grundlagen zur Entwässerbarkeit von Schlämmen, Fachtagung der VSA-Kommission "ARA" vom 13. März 2009.

Kopp, J.; Gerke, W.; Reichardt, T. (2006): Verminderung des Suspensaabriebs im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Göttingen durch Einsatz von Kalkhydrat. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 53. Nr. 9, S. 908–915.

Koppe, P.; Stozek, A. (1999): Kommunales Abwasser, Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme. 4. Aufl. Essen: Vulkan-Verl.

Korda, M.; Bischof, W. (Hg.) (2005): Städtebau, Technische Grundlagen ; mit 131 Tabellen. 5., neubearb. Aufl. Stuttgart: Teubner, Online verfügbar unter http://deposit.dnb.de/cgi-bin/dokserv?id=2628159&prov=M&dok_var=1&dok_ext=htm.

Körkemeyer, K. (2013): Beitrag zu einer nachhaltigen Energieversorgung mit Betonrohren, Nahwärmeverteilung in Kanalisationen. In: *BWI - BetonWerk International* (Heft 1), S. 127–129, Online verfügbar unter https://www.cpi-worldwide.com/de/journals/artikel/25751/entry_2575010, zuletzt geprüft am 15.02.2019.

Krarti, M.; Kreider, J. F. (1996): Analytical model for heat transfer in an underground air tunnel. In: *Energy Conversion and Management* 37 (10), S. 1561–1574. DOI: 10.1016/0196-8904(95)00208-1.

Krebs, P.; Kühn, V.; Kempke, S.; Effenberger, J.; Günther, N. (2013): Auswirkungen des regionalen Klimawandels auf die Abwasserbehandlung, Produkt 3.2.4d,

Abschlussbericht: TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft. Dresden (Förderkennzeichen: 01 LR 0802).

Kretschmer, F.; Simperler, L.; Ertl, T. (2016): Analysing wastewater temperature development in a sewer system as a basis for the evaluation of wastewater heat recovery potentials. In: *Energy and Buildings* 128, S. 639–648. DOI: 10.1016/j.enbuild.2016.07.024.

Kühn, V.; Gebhard, V. (1998): Auswirkungen des Kanalnetzes auf die Abwasserbeschaffenheit. In: Helmut Kroiß (Hg.): Fortbildungskurs Biologische Abwasserreinigung. ÖWAV-Seminar, TU-Wien, 26./27. Februar 1998, Technische Universität Wien. Wien: IWAG (Wiener Mitteilungen, 145), S. 79–116.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2003): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, (KVR-Leitlinien). 7., überarb. Aufl. Berlin.

Lang, J. (2011): Kompendium Abwasserwärmenutzung, [AWN]. Berlin: Trialog-Verlag.

Lange, R.-L. (2013): Untersuchungen zum Ablagerungsverhalten in der Mischkanalisation als Grundlage der Optimierung von Reinigungsintervallen, Dissertation: Ruhr-Universität Bochum, Bochum, Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Online verfügbar unter http://www-brs.ub.ruhr-uni-bochum.de/netahtml/HSS/Diss/LangeRubenLaurids/diss.pdf, zuletzt geprüft am 10.10.2018.

Langeheinecke, K.; Kaufmann, A.; Langeheinecke, K.-J.; Thieleke, G. (2017): Thermodynamik für Ingenieure, Ein Lehr- und Arbeitsbuch für das Studium. 10., überarbeitete Auflage. Wiesbaden: Springer Vieweg (Lehrbuch).

Läufle, B. (2015): Wärme aus Abwasser und dem umgebenden erwärmten Erdreich mit dem System PKS-Thermpipe. In: Wolfram Stodtmeister (Hg.): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Wärmetauscher, Wärmepumpen, Verbundsysteme; direkte und indirekte Nutzung Abwasser/Luft; Handbuch. Essen/Germany: PP PUBLICO Publications, S. 92–103.

Lesnik, R.; Brettar, I.; Höfle, M. G. (2016): Legionella species diversity and dynamics from surface reservoir to tap water: from cold adaptation to thermophily. In: *The ISME journal* 10 (5), S. 1064–1080. DOI: 10.1038/ismej.2015.199.

Loga, T.; Stein, B.; Diefenbach, N.; Born, R. (2015): Deutsche Wohngebäudetypologie, Beispielhafte Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz von typischen Wohngebäuden ; erarbeitet im Rahmen der EU-Projekte TABULA - "Typology approach for building stock energy assessment", EPISCOPE - "Energy performance indicator tracking schemes for the continous optimisation of refurbishment processes in European housing stocks". 2., erw. Aufl. Darmstadt: IWU, Online verfügbar unter http://www.building-typology.eu/downloads/public/docs/brochure/DE_TABULA_TypologyBrochure_IWU.pdf.

Lohse, M. (1986): Schwefelverbindungen in Abwasserableitungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung der biogenen Schwefelsäurekorrosion. Band 62. Hg. v. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz-Universität Hannover. Hannover.

Matsche, N.; Saracevic, E.; Bertran de Lis, F.; Brooks, L. (2005): Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, (KUGPIA). Hg. v. Lebensministerium Wien: Institut für Wassergüte Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien. Wien.

Matsché, N. (Hg.) (2015): Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen, ÖWAV-Seminar - Wien 2015, TU Wien, 23. Juni 2015: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband; Technische Universität Wien; ÖWAV/TU Wien-Seminar Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen. Wien: Inst. f. Wassergüte Ressourcenmanagement u. Abfallwirtschaft TU Wien (Wiener Mitteilungen, 237).

Metcalf & Eddy (2014): Wastewater engineering, Treatment and Resource Recovery. Unter Mitarbeit von George Tchobanoglous, David H. Stensel, Ryujiro Tsuchihashi, Franklin Burton, Mohammad Abu-Orf, Gregory Bowden und William Pfrang. 5. Aufl. New York: McGraw-Hill Education.

Moshage, U. (2004): Rheologie kommunaler Klärschlämme, Messmethoden und Praxisrelevanz, Dissertation: Technische Universität Braunschweig, Braunschweig.

Müller, E. A.; Graf, E.; Kobel, B.; Roth, Y.; Müller, K.; Billmaier, K. et al. (2010): Untersuchung der Voraussetzungen für Projekte zur Wärmerückgewinnung aus Abwasser: Institut Energie in Infrastrukturanlagen Winterthur, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung an der Universität Stuttgart, Forschungsinstitut für Wasser und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FKZ: UBA-FB 3709 26 325).

Müller, E. A.; Moser, R.; Mathys, O. (2015): Abwasserenergienutzung aus Kanal, Machbarkeitsstudien The Circle Flughafen Zürich, Schlussbericht. Hg. v. InfraWatt Verein für die Energienutzung aus Abwasser, Abfall, Abwärme und Trinkwasser. Schaffhausen, Online verfügbar unter http://www.infrawatt.ch/sites/default/files/2015_06_04_Schlussbericht_inkl.Machbarkeitsstudie_low.pdf, zuletzt geprüft am 02.06.2020.

Müller, H.; Wiens, U. (2019a): Beton. In: Konrad Bergmeister, Frank Fingerloos und Johann-Dietrich Wörner (Hg.): Beton-Kalender 2019. Parkbauten Geotechnik und Eurocode 7. 108. Jahrgang. Berlin, Germany: Ernst et Sohn (Beton-Kalender, 108.2019), S. 1–172.

Müller, K.; Billmaier, K.; Müller, E.; Graf, E.; Kobel, B.; Roth, Y. et al. (2013): Potenziale und technische Optimierung der Abwasserwärmenutzung. Hg. v. FiW an der RWTH Aachen. Aachen.

Müller, P.; Körkemeyer, K. (2019b): Innovative Abwärmenutzung durch Wärmeverteilung über die Kanalisation "InnoA2", Endbericht Teil 2: TU Kaiserslautern, Fachgebiet Baubetrieb und Bauwirtschaft. Kaiserslautern (FKZ: 03ET1402B).

Nielsen, P. H.; Raunkjaer, K.; Hvitved-Jacobsen, T. (1998): Sulfide production and wastewater quality in pressure mains. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 37 (1), S. 97–104. DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00758-0.

Nowak, O. (1996): Nitrifikation im Belebungsverfahren bei massgebendem Industrieabwassereinfluss, Dissertation: Technische Universität Wien ,Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wiener Mitteilungen, Band 135.

Pehnt, M.; Bödeker, J.; Arens, M.; Jochem, E.; Idrissova, F. (2010): Die Nutzung industrieller Abwärme - technisch-wirtschaftliche Potenziale und energiepolitische Umsetzung. Heidelberg, Karlsruhe (FKZ 03KSW016A und B), Online verfügbar unter http://www.jaske-wolf.de/pdfs/2010%20-%20Nutzung_industrieller_Abwaerme.pdf, zuletzt geprüft am 27.07.2020.

Pehnt, M. (Hg.) (2010): Energieeffizienz, Ein Lehr- und Handbuch. 1., korrigierter Nachdr. Berlin: Springer.

Persson, U.; Möller, B.; Werner, S. (2014): Heat Roadmap Europe: Identifying strategic heat synergy regions. In: *Energy Policy* 74, S. 663–681. DOI: 10.1016/j.enpol.2014.07.015.

Peters, W. (1998): Zur Theorie der Modellierung von Natur und Umwelt, Ein Ansatz zur Rekonstruktion und Systematisierung der grundperspektiven ökologischer Modellbildung für planungsbezogene Anwendungen, Dissertation: Technische Universität Berlin.

Pinnekamp, J.; Haußmann, R.; Dorgeloh, E.; Khan, P. (2006): Untersuchungen zur Gasentwicklung in Kleinkläranlagen, (Abschätzung des Explosionsrisikos): RWTH Aachen. Aachen (AZ IV - 9 - 042 063).

Pomeroy, R. D. (1990): The problem of hydrogen sulphide in sewers: Clay Pipe Development Association.

Prangenberg, R. (2015): Wärmeverteilung über die Kanalisation – Auswirkungen der Abwassertemperatur auf die Kanalisation und ihr Umfeld, Bachelorarbeit: Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern, Fachgebiet Baubetrieb und Bauwirtschaft. betreut durch: Karsten Körkemeyer, Anja Stadthaus.

Rehman, A. (2017): Ökonomische und technische Analyse der Auswirkungen erhöhter Abwassertemperaturen auf die Kanalsubstanz und -umgebung, Masterarbeit: Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern, Fachgebiet Baubetrieb und Bauwirtschaft. betreut durch: Philipp Müller, Karsten Körkemeyer.

Reichel, M. (2015): Schlammfaulung mit erhöhtem Feststoffgehalt - Chancen, Grenzen, Herausforderung, Dissertation: Technische Universität Wien, Wien.

Reiff, H. (1992): Wachstum und Abtrag der Sielhaut in Mischwasserkanälen. Hg. v. Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft, Universität Gesamthochschule Kassel. Kassel (Band 9).

Rhode, K.; Zachhuber, S.; Böge, M. (2015): Wärmerückgewinnung aus einer Abwasserdruckrohrleitung. In: Wolfram Stodtmeister (Hg.): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Wärmetauscher, Wärmepumpen, Verbundsysteme; direkte und indirekte Nutzung Abwasser/Luft; Handbuch. Essen/Germany: PP PUBLICO Publications, S. 104–114.

Rometsch, L.; Bennerscheidt, C.; Kobel, B.; Müller, A.; Bosseler, B. (2004): Wärmegewinnung aus Abwasserkanälen, Entwicklung eines Anforderungskatalogs für Kläranlagen- und Kanalnetzbetreiber gestützt auf Praxistests mit Wärmetauschern. Hg. v. IKT - Institut für Unterirdische Infrastruktur: IKT - Institut für Unterirdische Infrastruktur. Gelsenkirchen, Online verfügbar unter https://www.ikt.de/website/down/f0118langbericht.pdf, zuletzt geprüft am 10.10.2018.

Rühling, K.; Rothmann, R. (2012): Untersuchungen zur Verifizierung von Sicherheitsabständen zur Zone des Legionellenwachstums in der Trinkwassererwärmung: Fakultät Maschinenwesen, Institut für Energietechnik, Technische Universität Dresden. Dresden, Online verfügbar unter https://tu-dresden.de/ing/maschinenwesen/iet/gewv/ressourcen/dateien/forschung_und_projekte/projekte/berichte/bericht_legionellen?lang=de, zuletzt geprüft am 17.10.2018.

Scheer, H. (2013): Vorlesungsskript Planung, Genehmigung und Wirtschaftlichkeit, Kapitel 3 - Projektbewertungsverfahren und Entscheidungsfindung. 1. Auflage: Leibnitz Universität Hannover.

Schinnerl, D.; Bucar, G.; Piller, S.; Unger, F. (2007): Abwasserwärmenutzung - Leitfaden zur Projektentwicklung. Hg. v. Berliner Energieagentur Grazer Energieagentur.

Schlagbauer, P. (2018): Thermische Energiegewinnung aus Abwasser, Entwicklung eines Temperaturmodells für SWMM, Masterarbeit: Technische Universität Graz, Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau. betreut durch: Dirk Muschalla, Johannes Leimgruber, Online verfügbar unter https://www.tugraz.at/fileadmin/user_upload/Institute/SWW/3_Unterseite_Lehre/4_Masterarbeiten/2018_MA_Schlagbauer.pdf, zuletzt geprüft am 10.02.2020.

Schmid, F. (2007): Wärmerückgewinnung aus Abwasser, Potenzialerhebung im Rahmen eines GEP. In: *Gas Wasser Abwasser GWA*, S. 405–411, Online verfügbar unter https://www.kasag.com/fileadmin/user_upload/Erneuerbare%20Energien/3.0/DE_2007_W%C3%A4rmer%C3%BCckgewinnung_aus_Abwasser__PDF__1637KB_.pdf, zuletzt geprüft am 09.10.2018.

Schmidt, U.; Bohatsch, A. (2014): Maßnahmen gegen Geruch und Korrosion im Mindener Kanalnetz umgesetzt. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61. Nr. 4, S. 291–298.

Schönherr, F. (2009): Halbtechnische Untersuchungen zum Einfluss des pH-Wertes auf die Nitrifikation beim Belebungsverfahren in Abhängigkeit des Kohlensäuresystems, Dissertation: Universität der Bundeswehr München, Neubiberg.

Schratz, U.; Resem, T.; Hillenbrand, T.; Aydemir, A.; Hilgenfeld, V.; Hohmann, C. et al. (2019): Innovative Abwärmenutzung durch Wärmeverteilung über die Kanalisation "InnoA2", Endbericht Teil 1: Stadtbetrieb Abwasserbeseitungung Lünen AöR, Kommunalagentur NRW, Fraunhofer ISI. Karlsruhe und Lünen (FKZ: 03ET1402A und 03ET1402C).

Schremmer, H. (1990): Abschätzung der biogenen Schwefelsäure-Korrosion in Abwasserkanälen. In: *Korrespondenz Abwasser* (11), 1332–1339.

Sigloch, H. (2008): Technische Fluidmechanik, Mit 40 Tabellen, sowie 114 gelösten Berechnungsbeispielen. 6., neu bearb. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.

Sobotta, S. (Hg.) (2018): Praxis Wärmepumpe, Technik, Planung, Installation: Deutsches Institut für Normung; Beuth Verlag. 3., überarbeitete und erweiterte Auflage. Berlin, Wien, Zürich: Beuth Verlag GmbH (Beuth Praxis), Online verfügbar unter http://www.beuth.de/cmd?level=tpl-langanzeige&websource=vlb&smoid=266467392.

Sodeikat, C.; Mayer, T. (2019): Instandsetzung von Tiefgaragen und Parkhäusern. In: Konrad Bergmeister, Frank Fingerloos und Johann-Dietrich Wörner (Hg.): Beton-Kalender 2019. Parkbauten Geotechnik und Eurocode 7. 108. Jahrgang. Berlin, Germany: Ernst et Sohn (Beton-Kalender, 108.2019), S. 713–794.

Sperling, M. von; Chernicharo, C. A. d. L. (2005): Biological wastewater treatment in warm climate regions. London: IWA Publishing, Online verfügbar unter https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/9781780402703.pdf.

Stachowiak, H. (1973): Allgemeine Modelltheorie. Wien: Springer.

Stark, J.; Wicht, B. (2013): Dauerhaftigkeit von Beton. 2., aktualisierte und erweiterte Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg.

Statistisches Bundesamt (2019): Umwelt, Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung, - Strukturdaten zur Wasserwirtschaft -. Fachserie 19. Wiesbaden (Reihe 2.1.1, Artikelnummer 2190213169004), Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/wasser-oeffentlich-2190211169004.html, zuletzt geprüft am 31.07.2020.

Steffens, A. (2000): Modellierung von Karbonatisierung und Chloridbindung zur numerischen Analyse der Korrosionsgefährdung der Betonbewehrung, Dissertation: Technische Universität Braunschweig, Institut für Statik.

Stein, D.; Stein, R. (2014): Instandhaltung von Kanalisationen. 4. Auflage. Bochum: Stein & Partner Germany.

Steinmetz, H.; Dittmer, U.; Launay, M.; Butz, J.; Lerke, O.; Lippe, W. (2013): Anpassung einer Software zur Simulation der Abwassertemperatur auf Baden-Württembergische Verhältnisse. Hg. v. Umweltministerium Baden-Württemberg. Stuttgart.

Stephan, P.; Kabelac, S.; Kind, M. (2019): VDI-Wärmeatlas, Fachlicher Träger VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen. 12th ed. 2019 (VDI Springer Reference).

Stetzer, T. (2007): Plausibilität von Betriebsparametern, Vortrag zur Sonderveranstaltung der vier vorderpfälzischen Nachbarschaften: Laborgesellschaft für Umweltschutz mbH., 18.04.2007, Online verfügbar unter http://nb610.dwa-hrps.de/portale/hrps-nb-610/hrps-nb-610.nsf/C125738300536579/D5300D46A29FCC71C12574810044D61E/$FILE/2007_04_18_Plausibilit%C3%A4t%20von%20Betriebsparametern,%20Stetzer.pdf, zuletzt geprüft am 17.05.2019.

Stodtmeister, W. (2015): Technische Lösungen zur Wärmerückgewinnung aus Abwasser, Heizen und Kühlen - Eine Übersicht -. In: Wolfram Stodtmeister (Hg.): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Wärmetauscher, Wärmepumpen, Verbundsysteme; direkte und indirekte Nutzung Abwasser/Luft; Handbuch. Essen/Germany: PP PUBLICO Publications, S. 32–42.

Surek, D. (2014): Pumpen für Abwasser- und Kläranlagen: Auslegung und Praxisbeispiele: Springer Fachmedien Wiesbaden.

Surek, D.; Stempin, S. (2017): Technische Strömungsmechanik, Für Studium, Examen und Praxis : Mit ausführlichen Beispielen, zahlreichen Aufgaben + Lösungen und Musterklausuren. 3., überarbeitete und erweiterte Auflage. Wiesbaden: Springer Vieweg (Lehrbuch).

Teichgräber, B. (1988): Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität, Dissertation: Technische Universität Braunschweig.

Theilen, U.; Eichenauer, S. (2016): Nutzung der Anaerobtechnik zur Effizienzsteigerung der kommunalen Abwasserentsorgung, Kurzfassung: Technische Hochschule Mittelhessen, ZEuUS für Kompetenzzentrum Energie- und Umweltsystemtechnik. Gießen (Forschungskennzahl [371026319], UBA-FB-00).

Thistlethwayte, D. K. B. (Hg.) (1972): Sulfide in Abwasseranlagen, Ursachen, Auswirkungen, Gegenmaßnahmen. Deutsche Ausgabe 1979. Düsseldorf: Beton-Verl. (Das Bauthema, 3).

Tränckner, J.; Koegst, T.; Nowack, M. (2012): Auswirkungen des demografischen Wandels auf die Siedlungsentwässerung (DEMOWAS). Dresden.

Trianel Kohlekraftwerk Lünen GmbH & Co. KG: Erzeugungsdaten des Kraftwerks, Online verfügbar unter http://www.trianel-luenen.de/kraftwerk/erzeugungsdaten/, zuletzt geprüft am 20.10.2020.

UBA (2014): Hygieneanforderungen an Bäder und deren Überwachung, Empfehlung des Umweltbundesamtes (UBA) nach Anhörung der Schwimm- und Badebeckenwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit (BMG) beim Umweltbundesamt, Bekanntmachung des Umweltbundesamtes. In: *Bundesgesundheitsbl.* 57 (2), S. 258–279. DOI: 10.1007/s00103-013-1899-7.

Vajna, S.; Weber, C.; Zeman, K.; Hehenberger, P.; Gerhard, D.; Wartzack, S. (2018): CAx für Ingenieure, Eine praxisbezogene Einführung. 3., vollständig neu bearbeitete Auflage. Berlin, Germany: Springer Vieweg.

VDI 2067 (2012): Wirtschaftlichkeit gebäudetechnischer Anlagen, Grundlagen und Kostenberechnung. Berlin: Beuth Verlag GmbH, September 2012.

VDI 4650 Blatt 1 (2019): Berechnung der Jahresarbeitszahl von Wärmepumpenanlagen, Elektrowärmepumpen zur Raumheizung und Trinkwassererwärmung. Berlin: Beuth Verlag GmbH, März 2019.

VDI 4661 (2014): Energiekenngrößen, Grundlagen - Methodik. Berlin: Beuth Verlag GmbH, August 2014.

VDI-Gesellschaft (2013): VDI-Wärmeatlas. 11., bearb. und erw. Aufl. Berlin: Springer Vieweg (VDI-Buch), 2013.

Vollertsen, J.; König, A. (2005): CARE - S, Computer Aided Rehabilitation of Sewer networks. Decision Support Tools for Sustainable Sewer Network Management, Report D6, MODEL TESTING AND EVALUATION. Trondheim, Online verfügbar unter https://www.sintef.no/contentassets/dcbdfcc90c044a4aa8abf26d8edfee60/d6_wp2_tool_testing.pdf, zuletzt geprüft am 03.05.2019.

von Greve-Dierfeld, S. M. (2015): Bemessungsregeln zur Sicherstellung der Dauerhaftigkeit XC-exponierter Stahlbetonbauteile, Dissertation: Technischen Universität München.

Wanner, O. (2004): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Unter Mitarbeit von Pascal Delavy, Jack Eugster, Vassileios Panagiotidis und Hansruedi Siegrist. Hg. v. Bundesamt für Energie (BFE): Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG). Dübendorf, Online verfügbar unter https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/eng/projekte/abwasser/Waermerueckgewinnung/BFE_Schlussbericht.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2018.

Wanner, O. (2009): Wärmerückgewinnung aus Abwasser, Untersuchung zu den Möglichkeiten und Grenzender Abwasserenergienutzung, insbesondere der Wärmetauschverschmutzung, ihrer Auswirkung und möglichen Gegenmassnahmen in der Praxis. Dübendorf: Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, EAWAG (Schriftenreihe der EAWAG, Nr. 19).

Weber, S. (2013): Betoninstandsetzung, Baustoff - Schadensfeststellung - Instandsetzung. 2. Aufl. 2013. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, Online verfügbar unter http://gbv.eblib.com/patron/FullRecord.aspx?p=1592095.

Weismann, D.; Lohse, M. (2007): Sulfid-Praxishandbuch der Abwassertechnik, Biogene Korrosion, Geruch, Gefahr verhindern und Kosten beherrschen. Essen: Vulkan-Verl.

Wichern, M.; Lübken, M.; Herzer, D.; Scheer, H.; Wulf, P.; Jung, D. (2017): Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser - Validierung an technischen Anlagen (EXPOVAL), Unterverbund 1 "Belebungsanlagen" - Teilprojekt "Ingenieurtechnische Prüfung und Ergänzung von Bemessungs- und Betriebshinweisen für Belebungsanlagen", Schlussbericht der Ruhr-Universität Bochum, Emscher Wassertechnik GmbH und Hach Lange GmbH. Bochum, Essen, Düsseldorf (02WA1252 B-D).

Wiedenhöft, C. (2017): Legionellen im Abwasser, Vollzug in NRW, BWK Landeskongress. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) – Landesverband NRW e. V. Recklinghausen, 11.05.2017.

Wisotzky, F.; Cremer, N.; Lenk, S. (2011): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung, Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen. Berlin, Heidelberg: Springer.

Wolf, S.; Fahl, U.; Blesl, M.; Voß, A.; Jakobs, R. (2014): Analyse des Potenzials von Industriewärmepumpen in Deutschland: Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) an der Universität Stuttgart. Stuttgart, Online verfügbar unter https://www.ier.uni-stuttgart.de/publikationen/veroeffentlichungen/forschungsberichte/downloads/141216_Abschlussbericht_FKZ_0327514A.pdf, zuletzt geprüft am 16.12.2018.

Zilch, K.; Diederichs, C. J.; Katzenbach, R.; Beckmann, K. J. (Hg.) (2013): Wasserbau, Siedlungswasserwirtschaft, Abfalltechnik. [2. Aufl.]. Berlin: Springer Vieweg (Handbuch für Bauingenieure).

Anhangsverzeichnis

Anhang A Grafische Auswertung des Z-Index in Abhängigkeit von der Temperatur

Anhang B Finanzmathematische Umrechnungsfaktoren

Anhang A: Grafische Auswertung des Z-Index in Abhängigkeit von der Temperatur

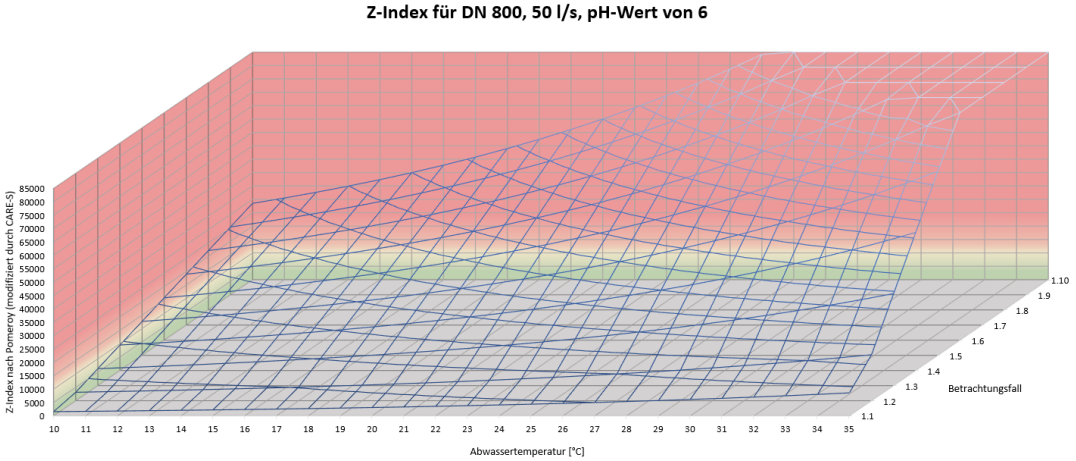


Abbildung A- 1: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 50 l/s, pH-Wert von 6

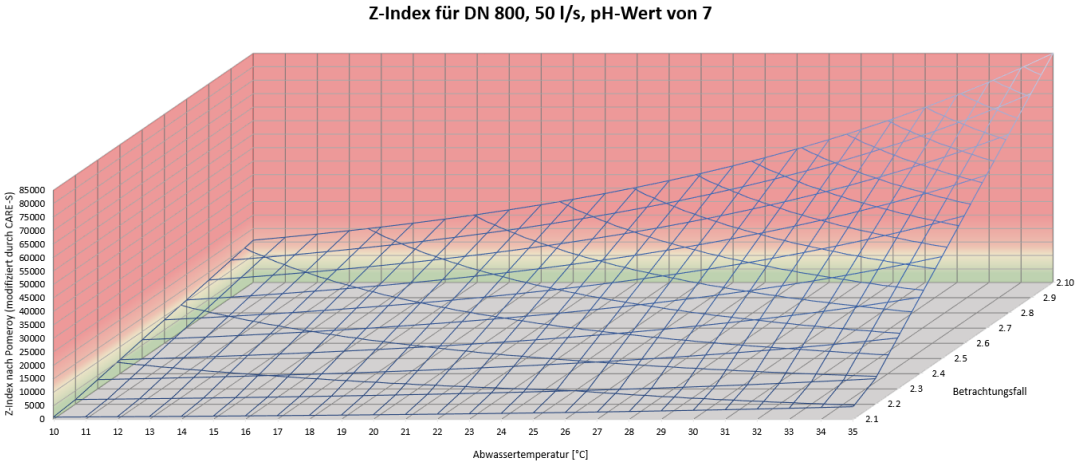


Abbildung A- 2: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 50 l/s, pH-Wert von 7

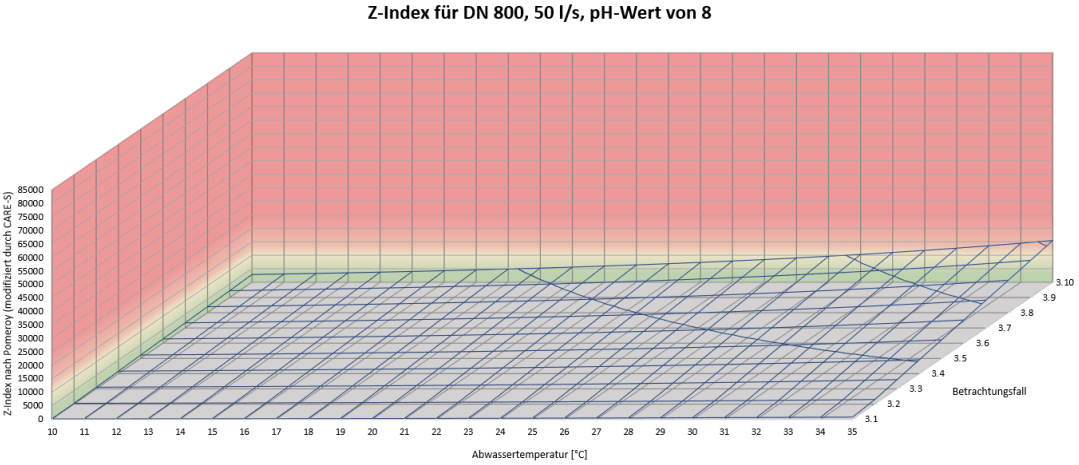


Abbildung A- 3: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 50 l/s, pH-Wert von 8

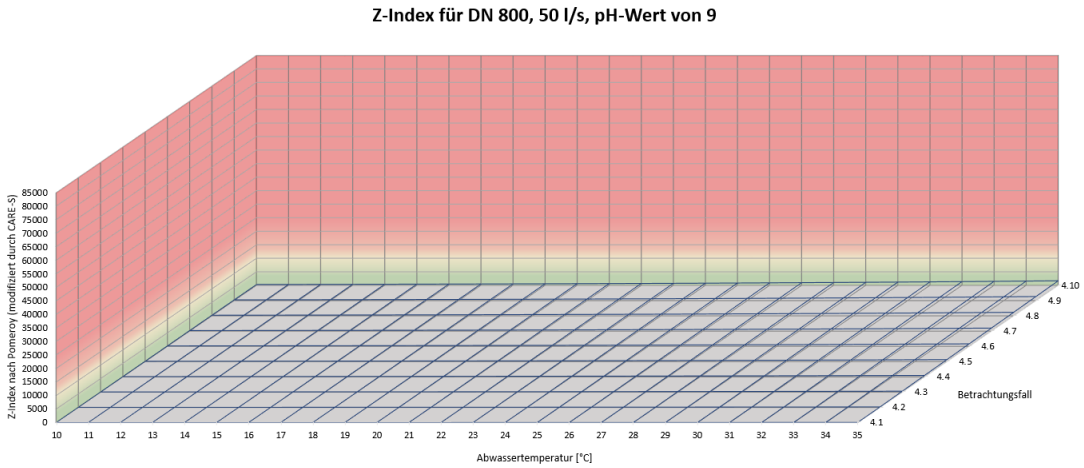


Abbildung A- 4: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 50 l/s, pH-Wert von 9

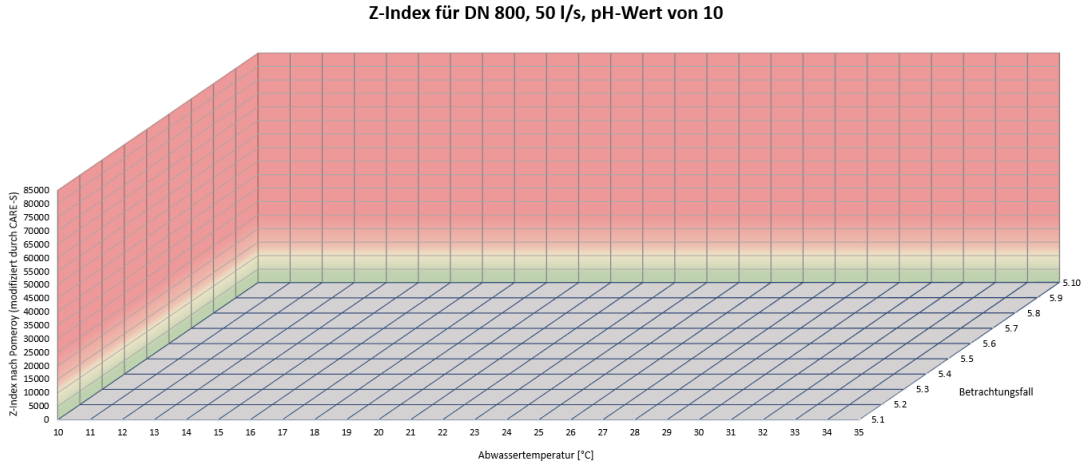


Abbildung A- 5: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 50 l/s, pH-Wert von 10

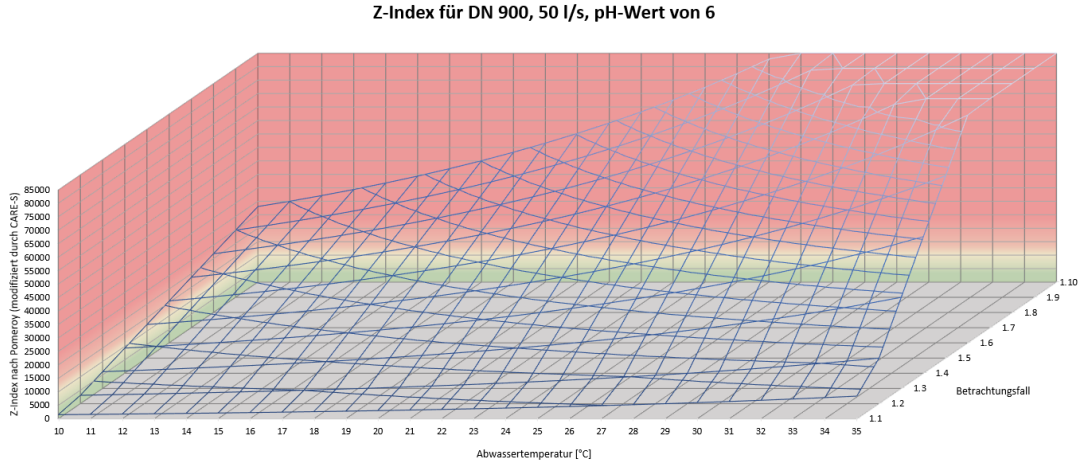


Abbildung A- 6: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 50 l/s, pH-Wert von 6

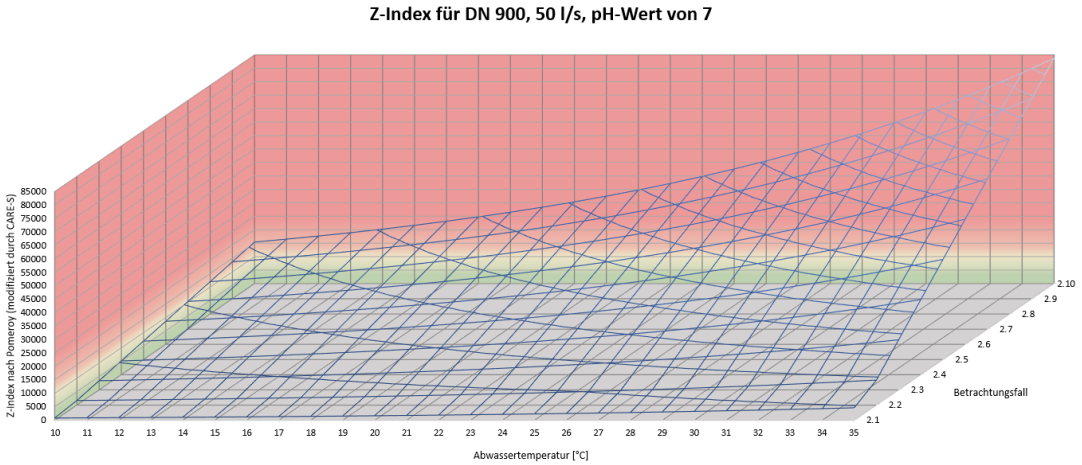


Abbildung A- 7: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 50 l/s, pH-Wert von 7

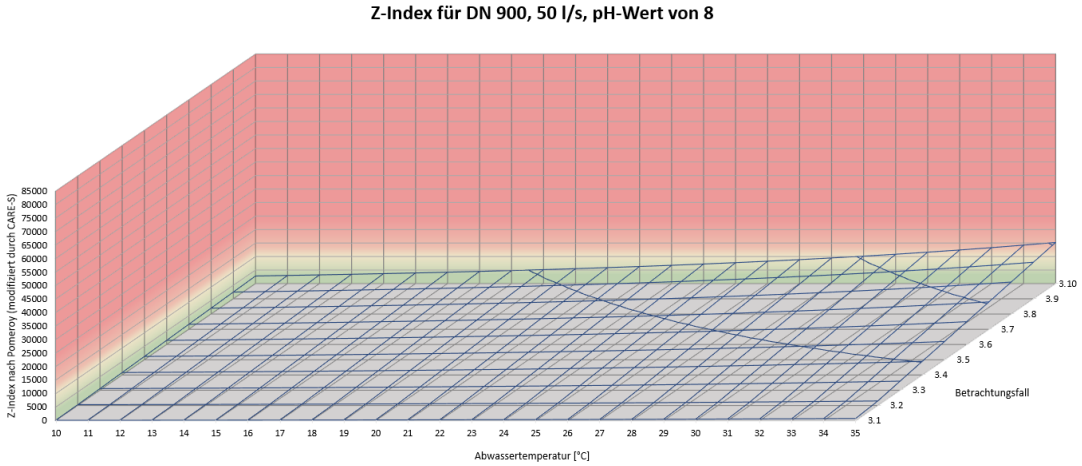


Abbildung A- 8: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 50 l/s, pH-Wert von 8

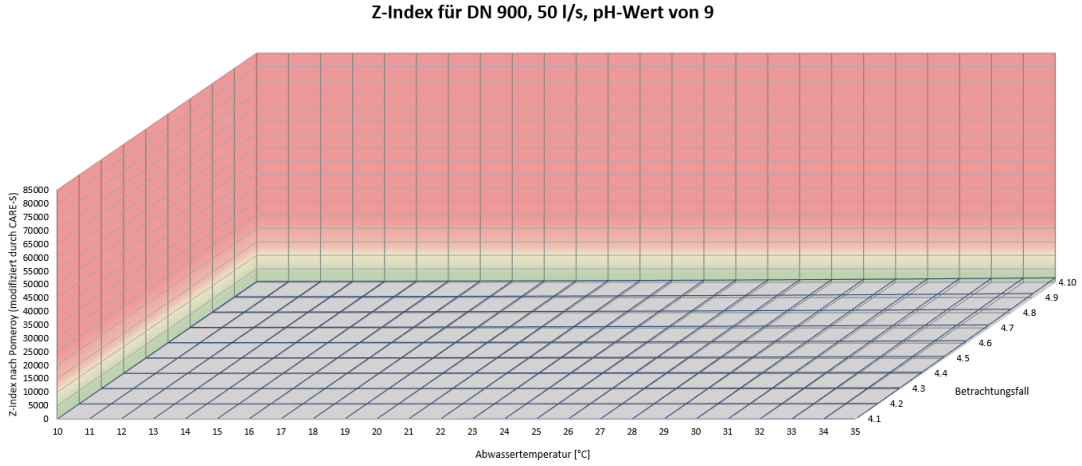


Abbildung A- 9: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 50 l/s, pH-Wert von 9

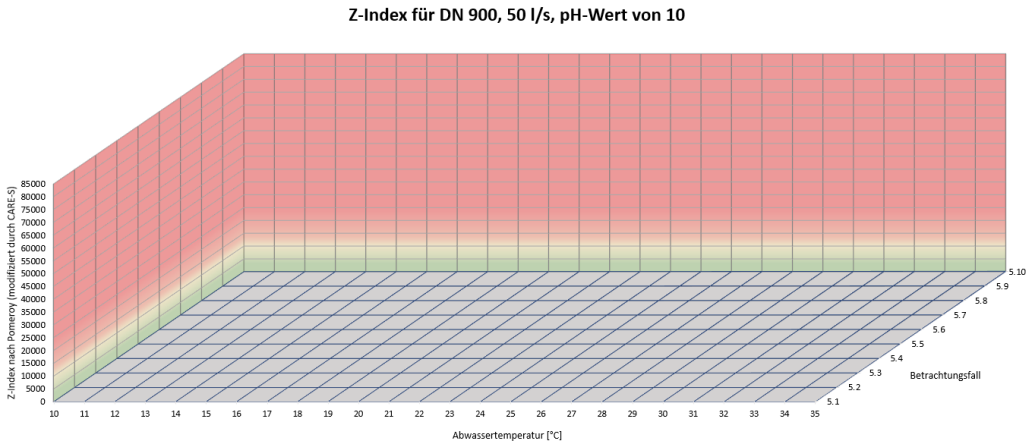


Abbildung A- 10: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 50 l/s, pH-Wert von 10

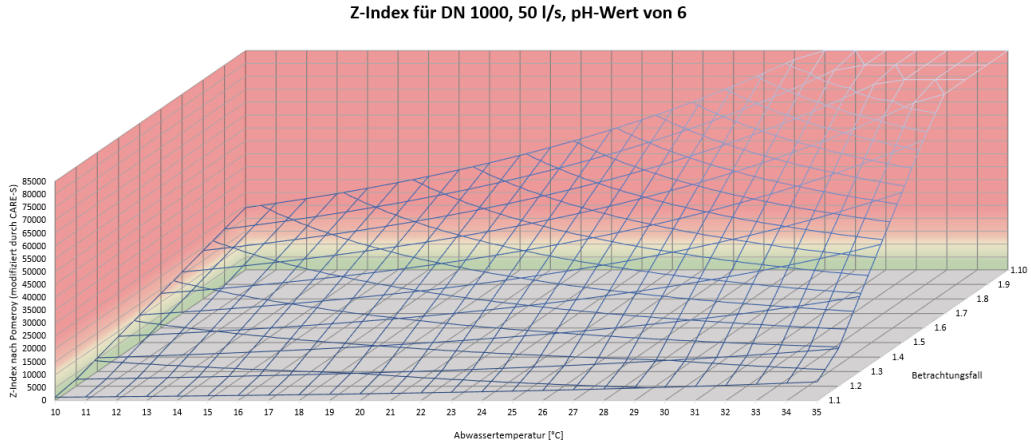


Abbildung A- 11: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 50 l/s, pH-Wert von 6

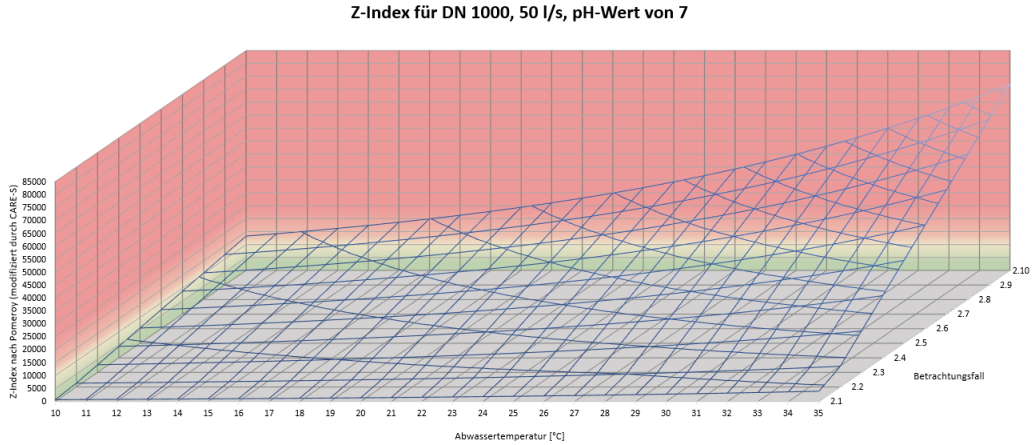


Abbildung A- 12: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 50 l/s, pH-Wert von 7

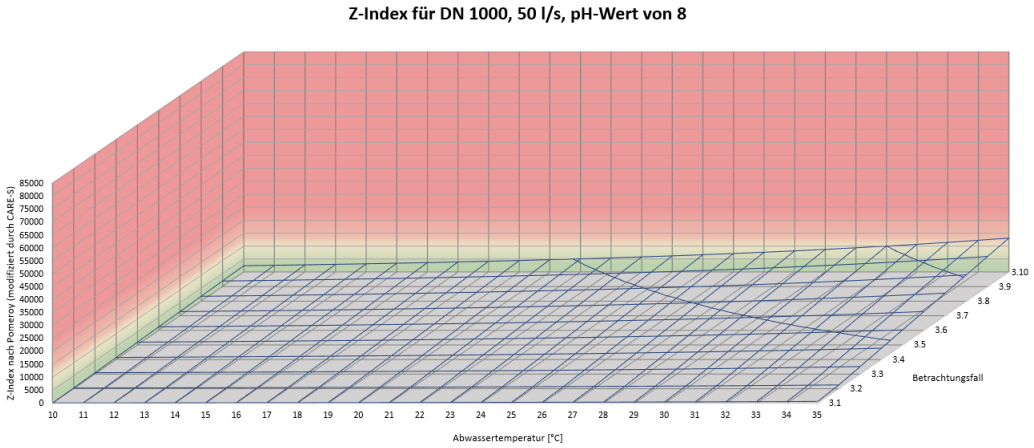


Abbildung A- 13: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 50 l/s, pH-Wert von 8

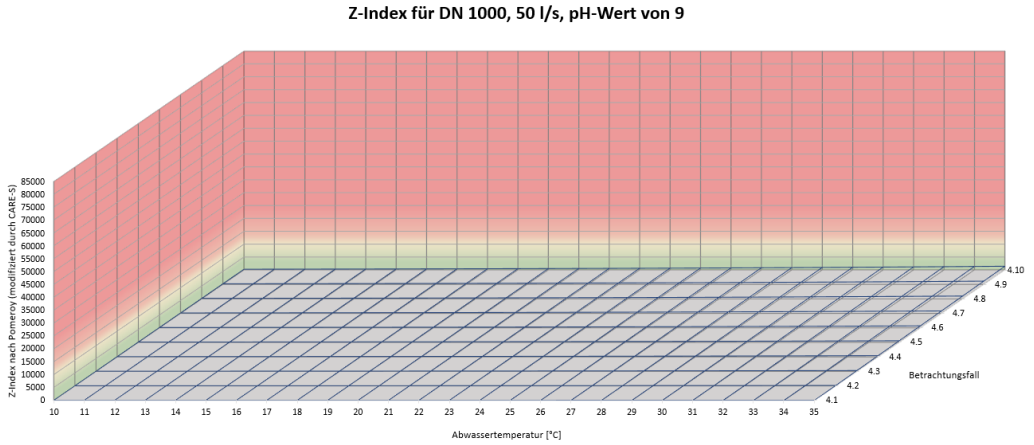


Abbildung A- 14: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 50 l/s, pH-Wert von 9

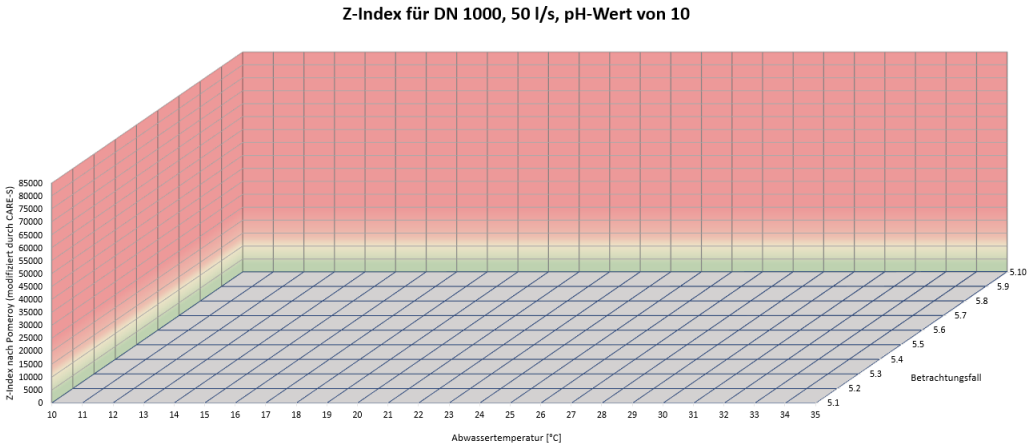


Abbildung A- 15: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 50 l/s, pH-Wert von 10

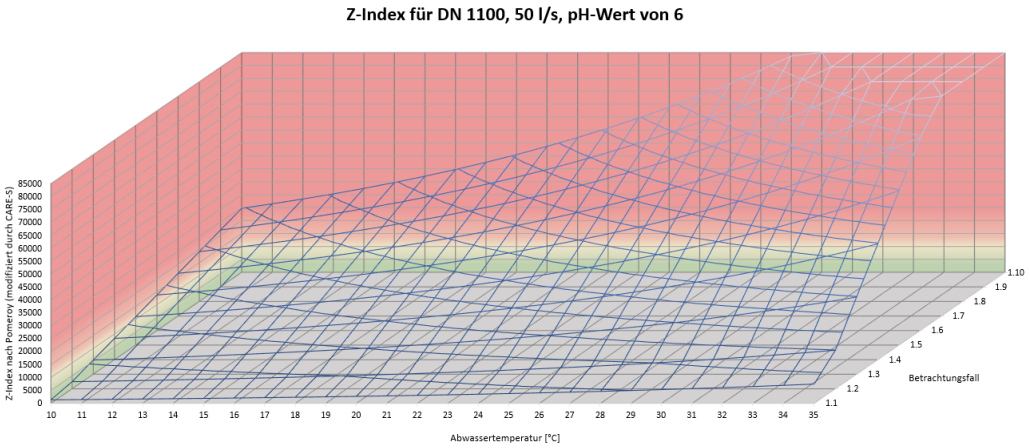


Abbildung A- 16: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 50 l/s, pH-Wert von 6

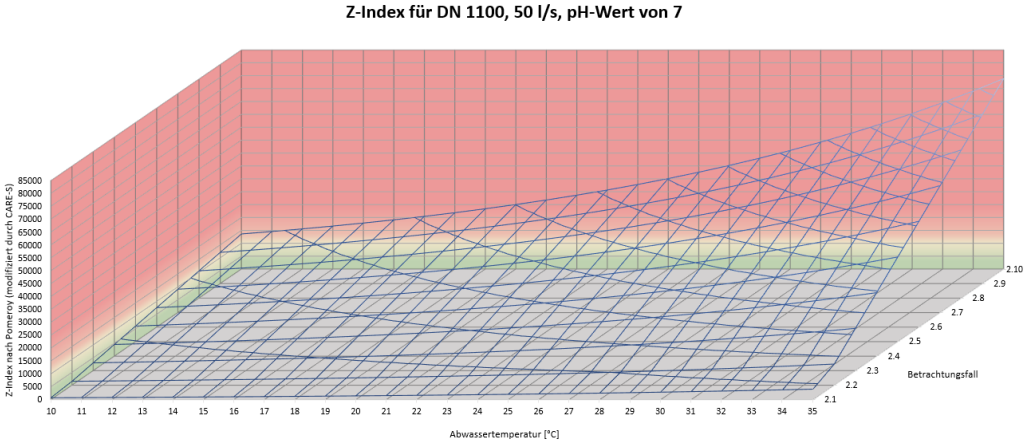


Abbildung A- 17: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 50 l/s, pH-Wert von 7

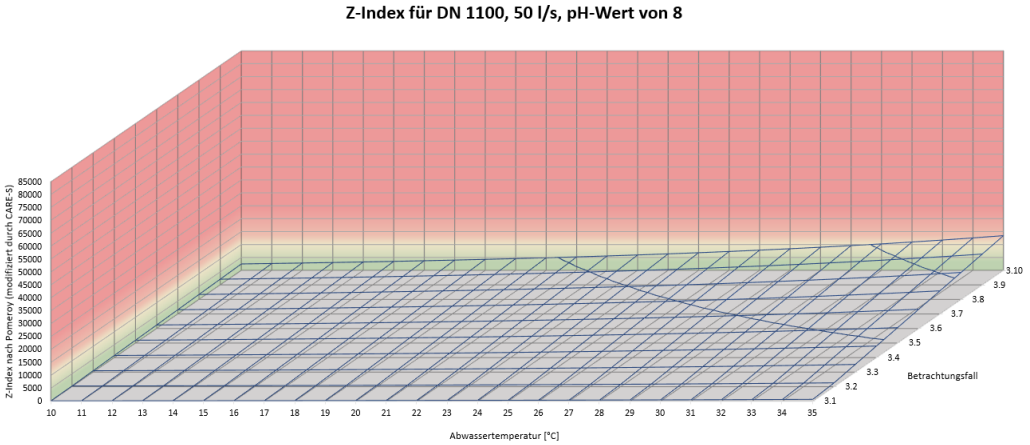


Abbildung A- 18: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 50 l/s, pH-Wert von 8

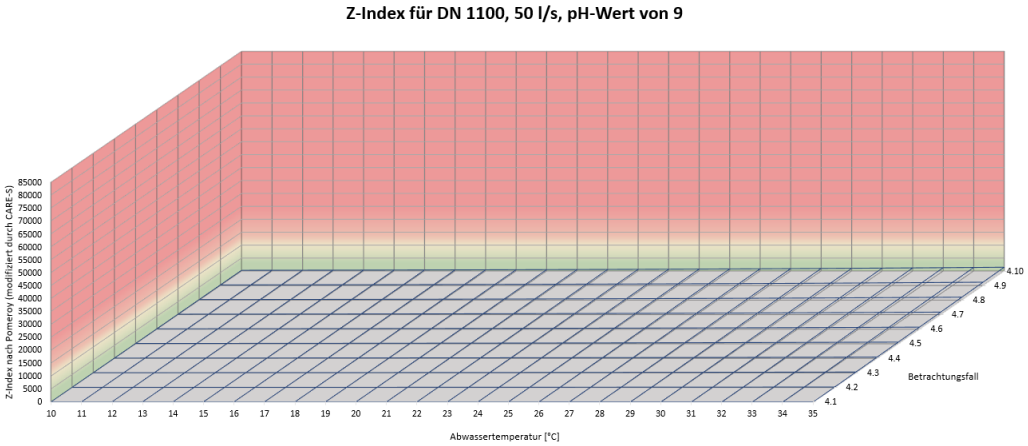


Abbildung A- 19: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 50 l/s, pH-Wert von 9

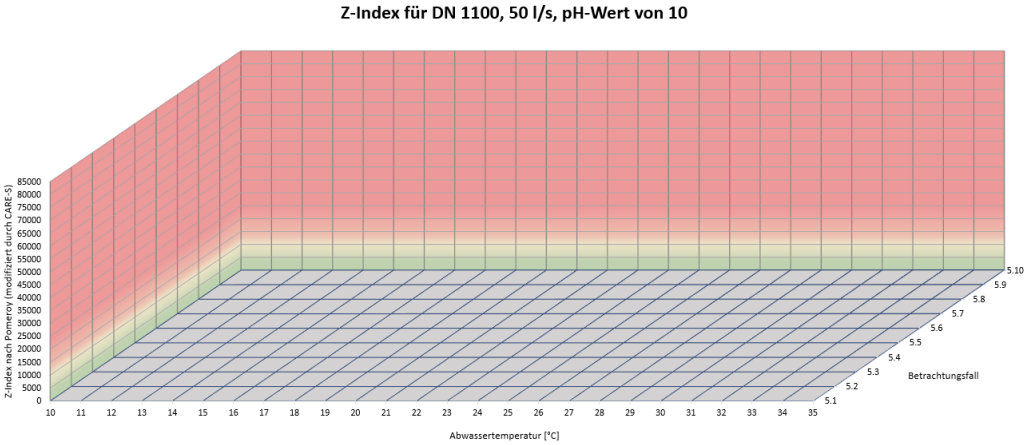


Abbildung A- 20: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 50 l/s, pH-Wert von 10

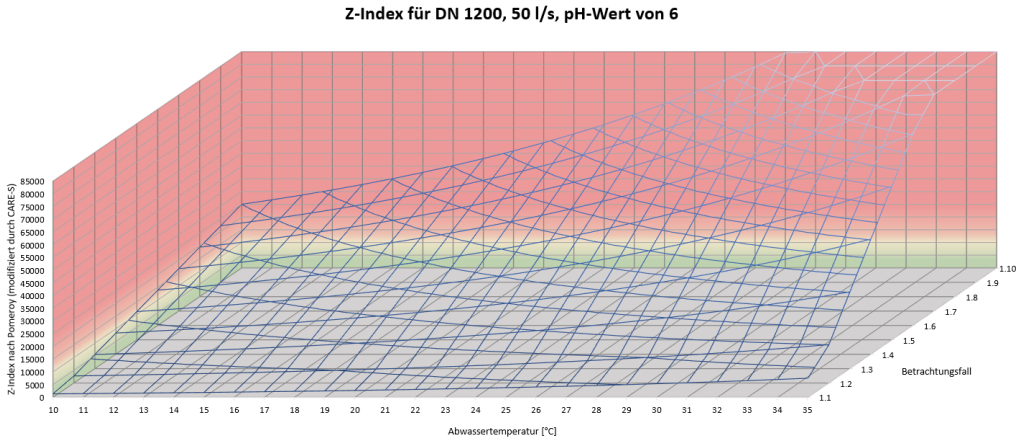


Abbildung A- 21: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 50 l/s, pH-Wert von 6

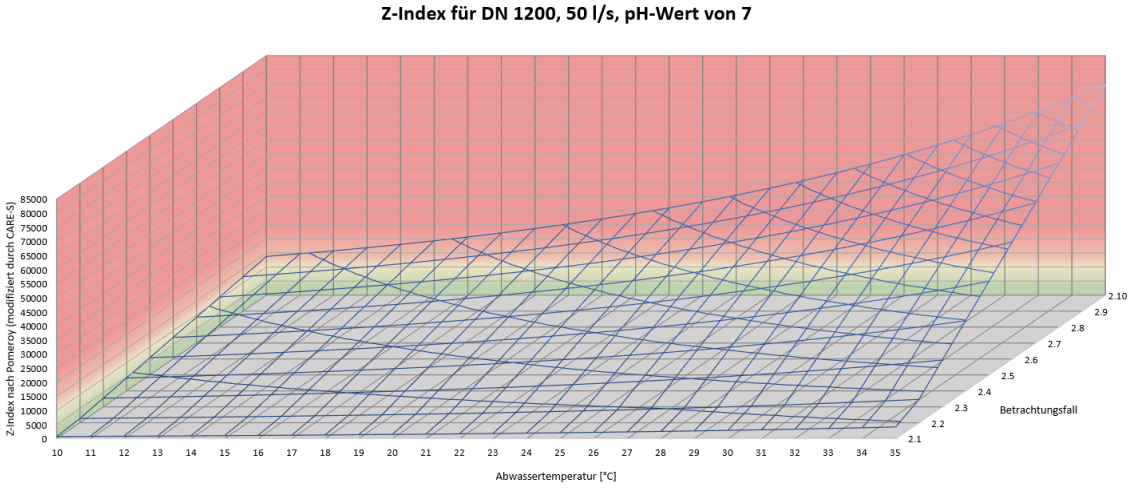


Abbildung A- 22: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 50 l/s, pH-Wert von 7

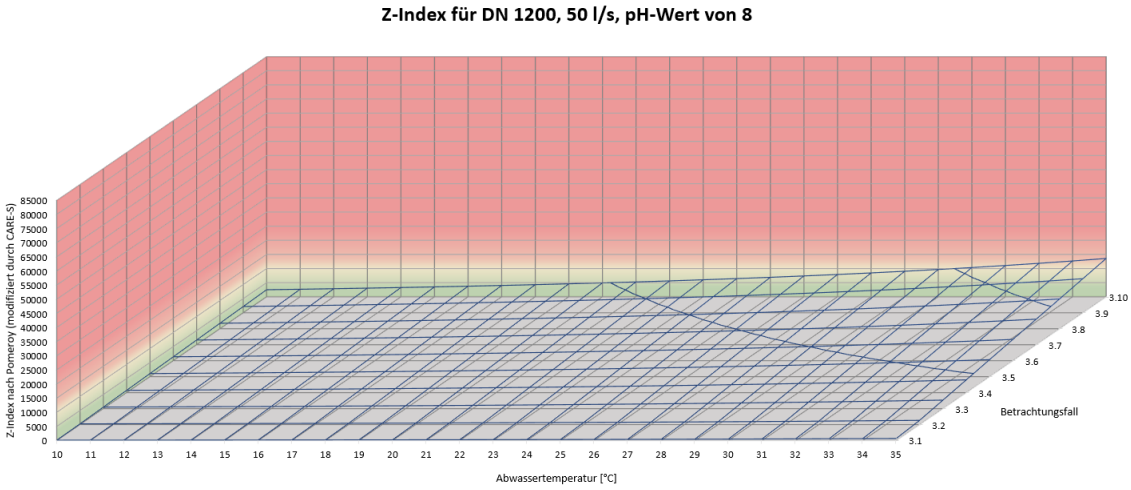


Abbildung A- 23: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 50 l/s, pH-Wert von 8

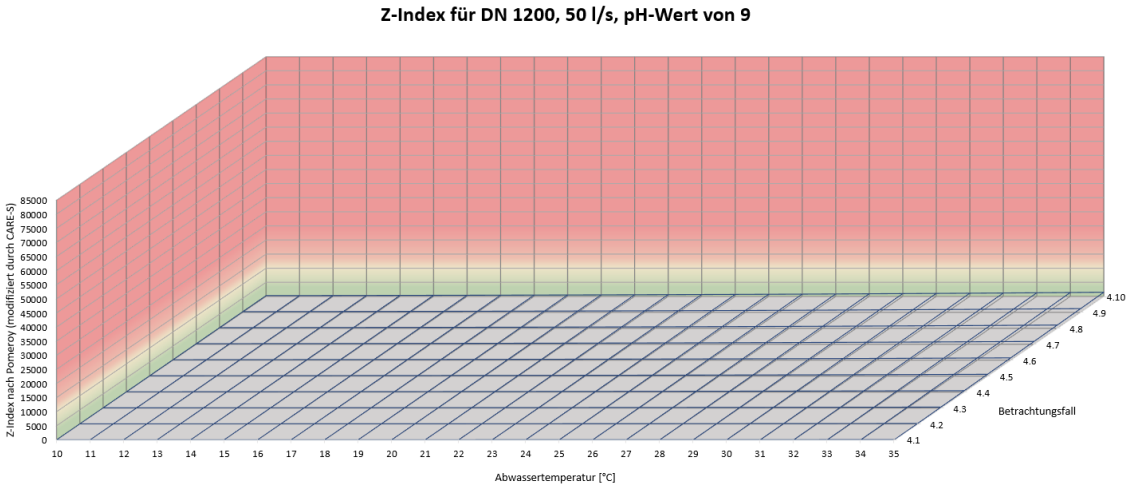


Abbildung A- 24: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 50 l/s, pH-Wert von 9

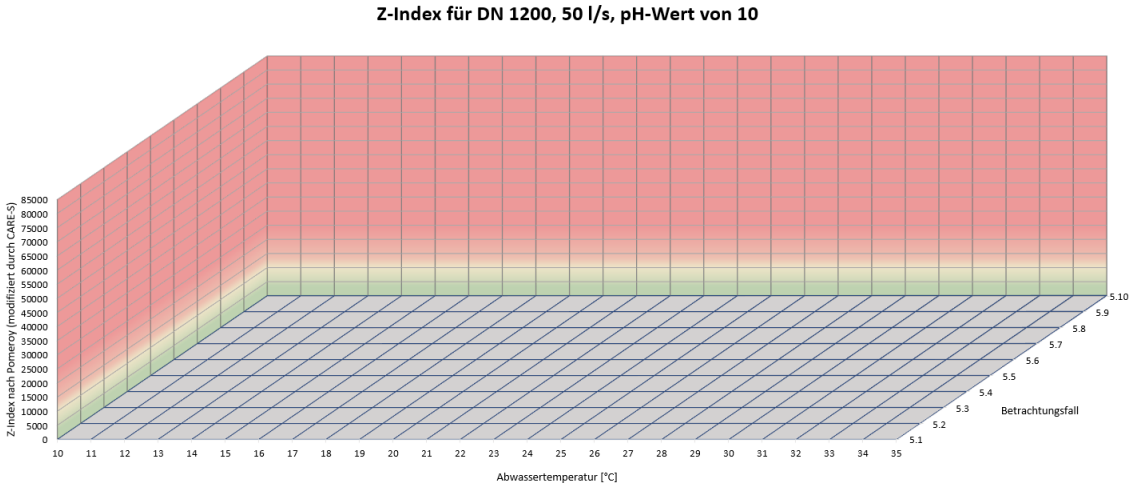


Abbildung A- 25: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 50 l/s, pH-Wert von 10

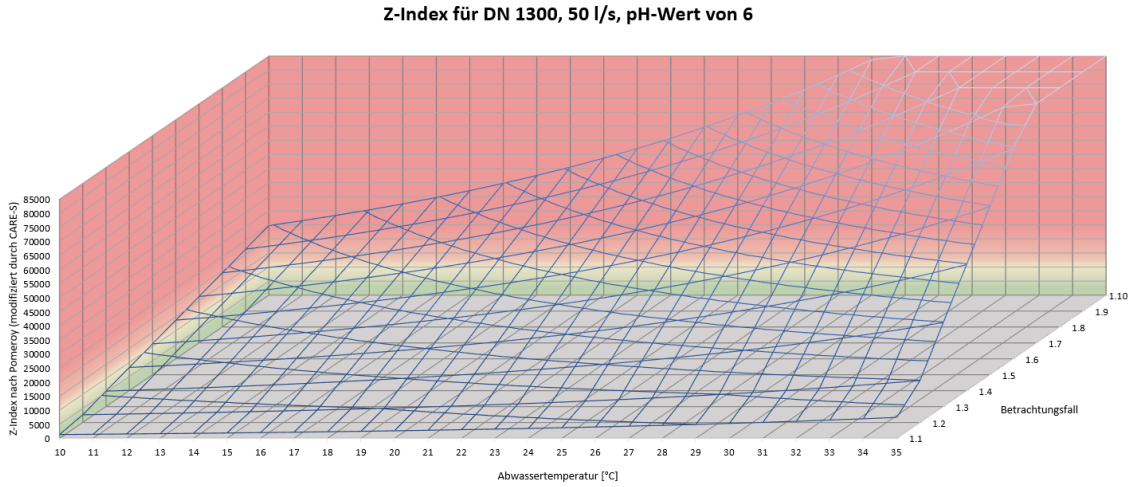


Abbildung A- 26: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 50 l/s, pH-Wert von 6

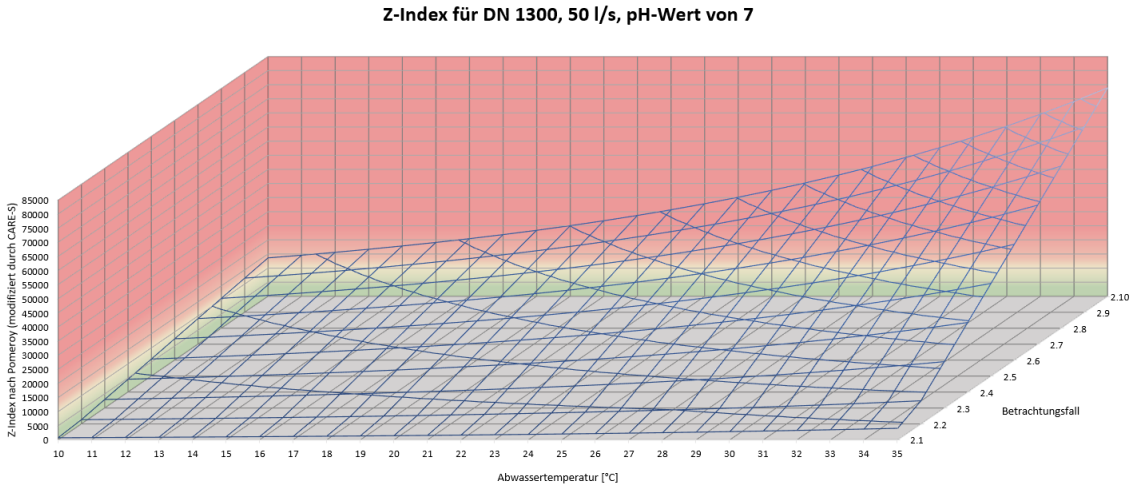


Abbildung A- 27: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 50 l/s, pH-Wert von 7

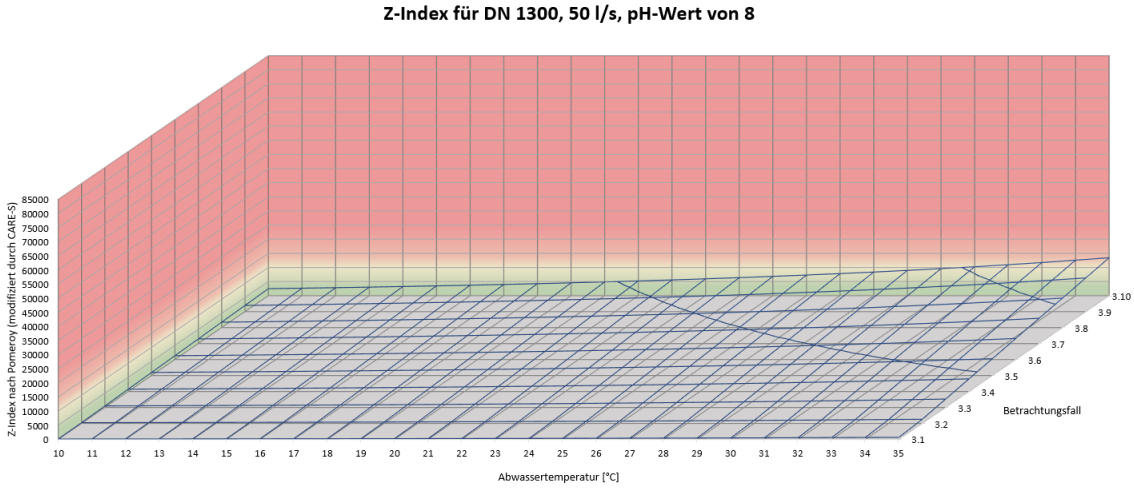


Abbildung A- 28: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 50 l/s, pH-Wert von 8

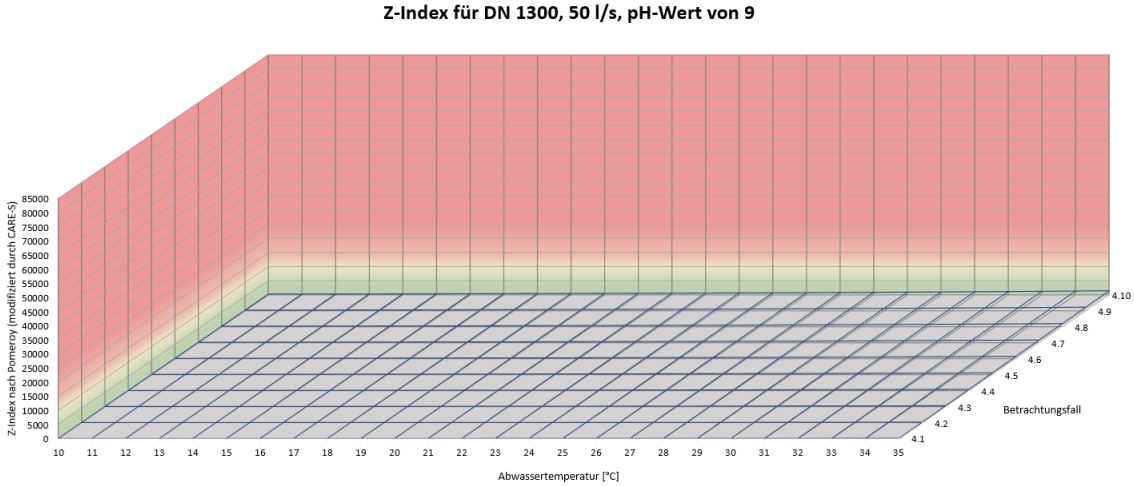


Abbildung A- 29: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 50 l/s, pH-Wert von 9

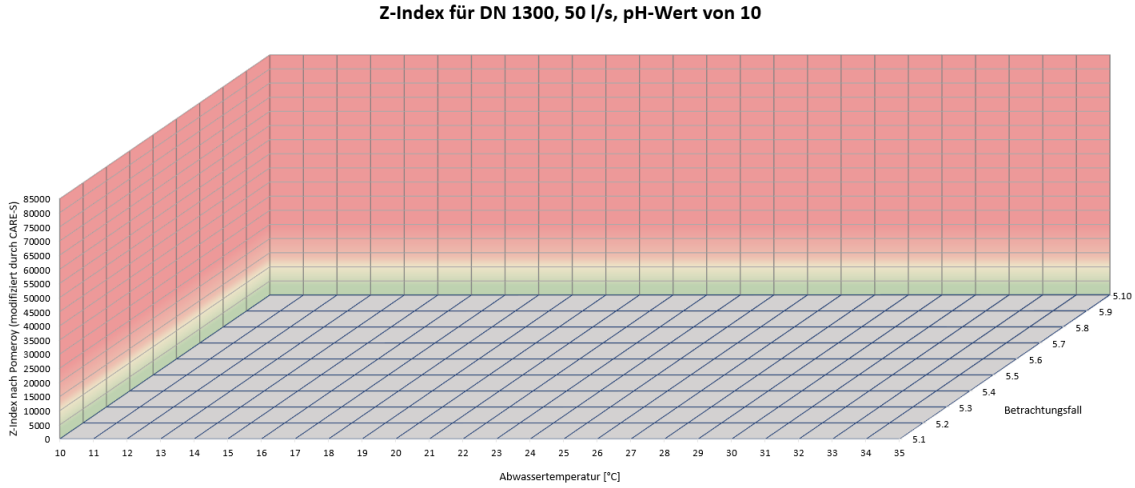


Abbildung A- 30: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 50 l/s, pH-Wert von 10

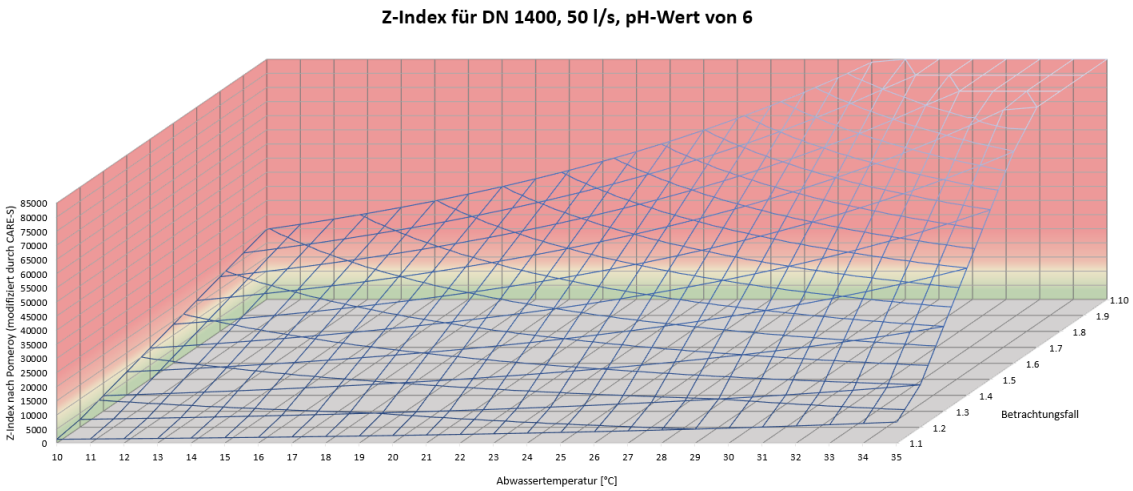


Abbildung A- 31: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 50 l/s, pH-Wert von 6

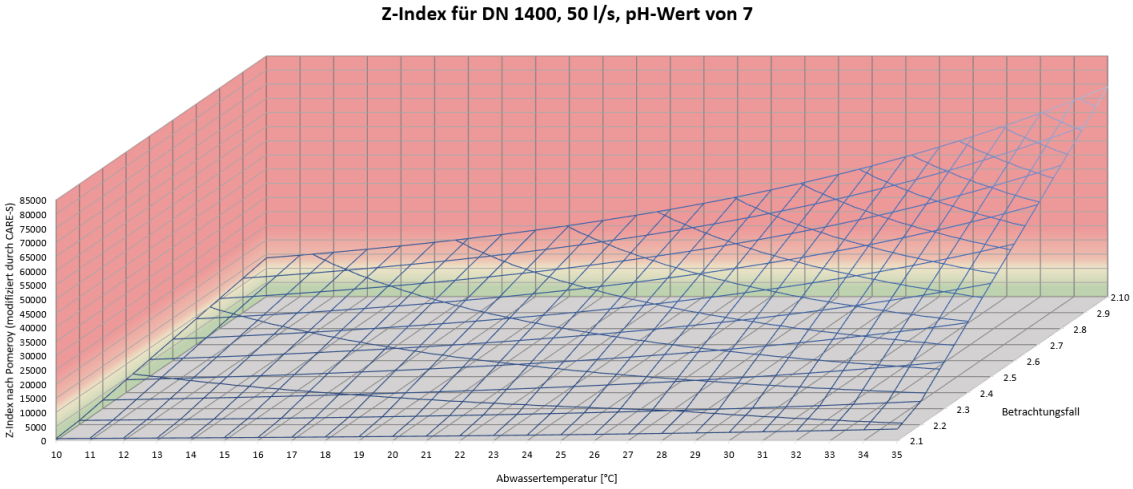


Abbildung A- 32: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 50 l/s, pH-Wert von 7

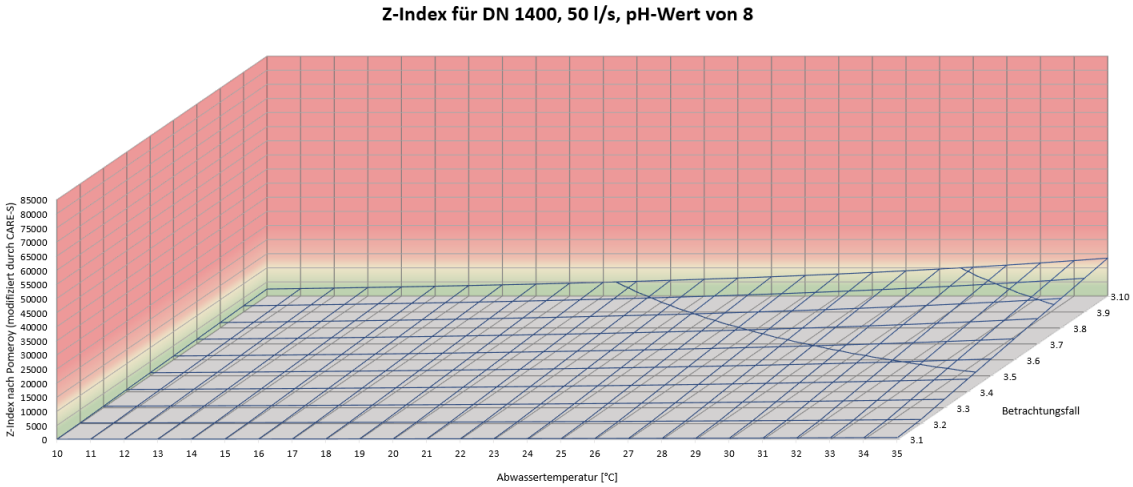


Abbildung A- 33: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 50 l/s, pH-Wert von 8

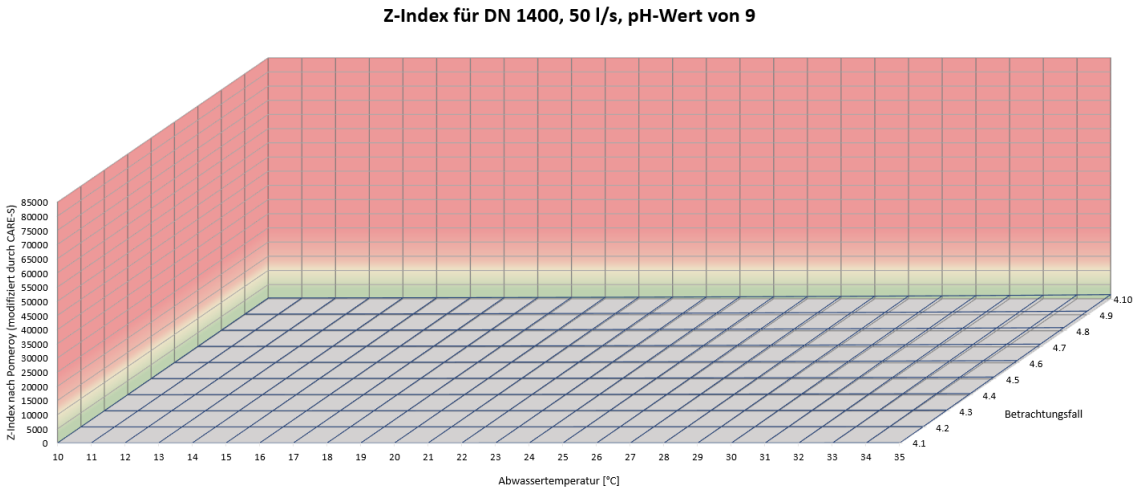


Abbildung A- 34: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 50 l/s, pH-Wert von 9

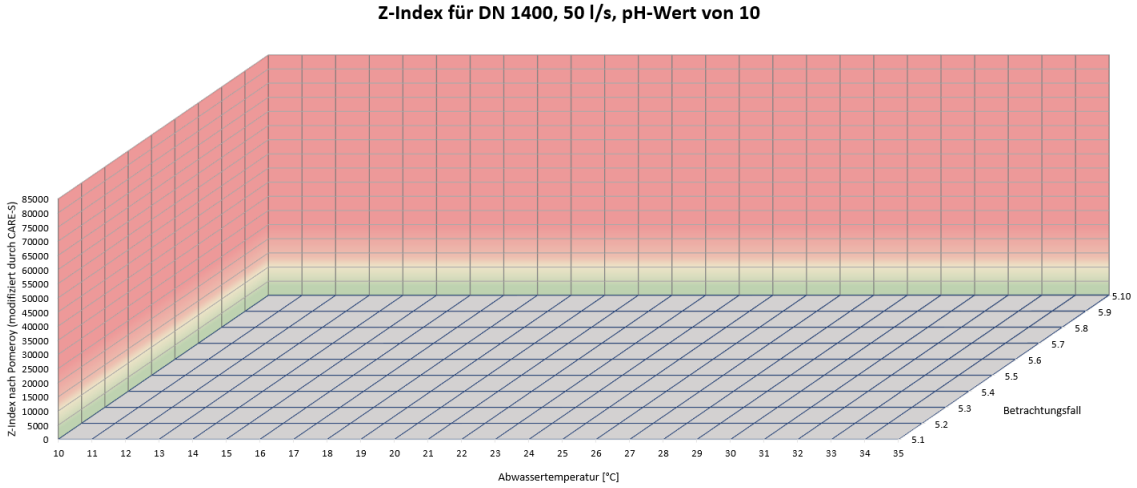


Abbildung A- 35: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 50 l/s, pH-Wert von 10

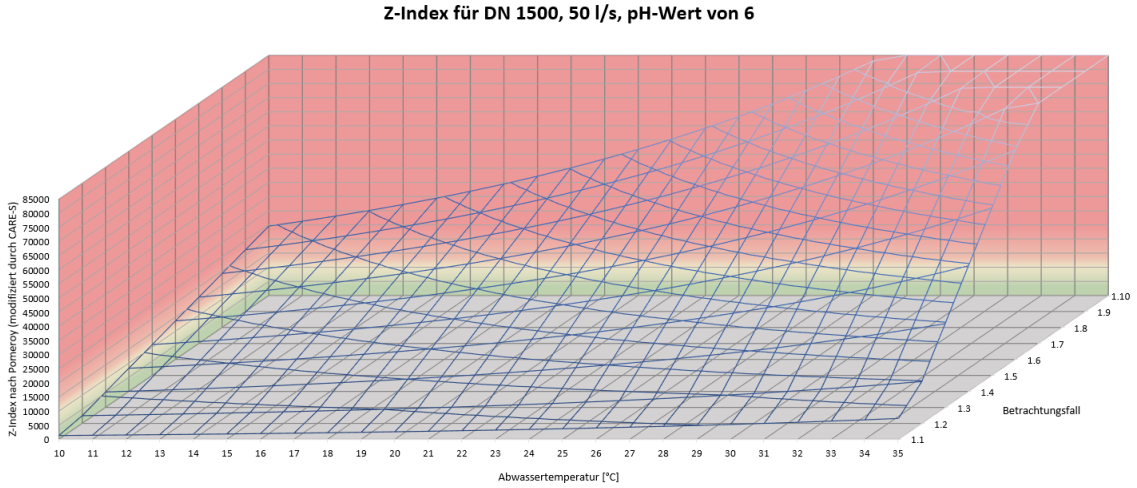


Abbildung A- 36: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 50 l/s, pH-Wert von 6

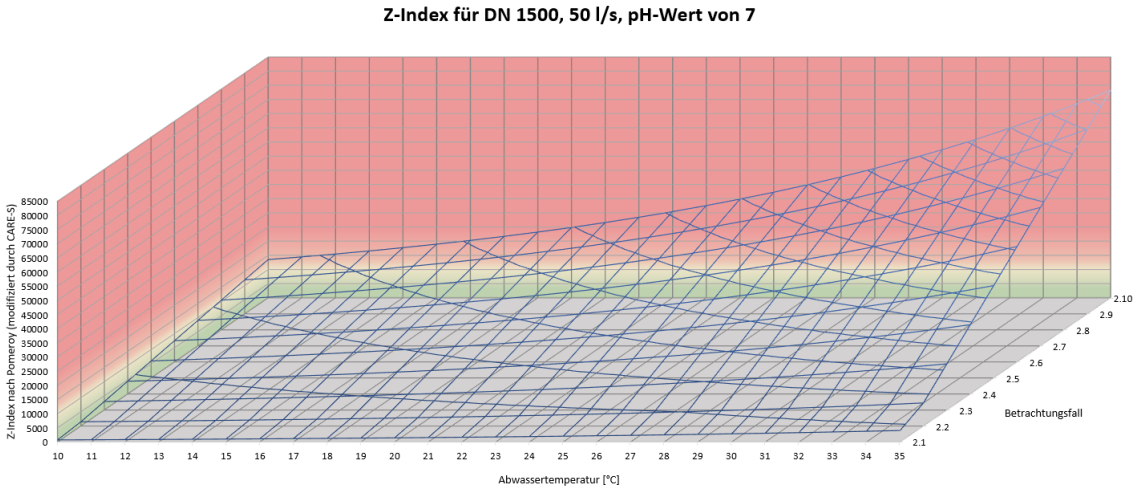


Abbildung A- 37: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 50 l/s, pH-Wert von 7

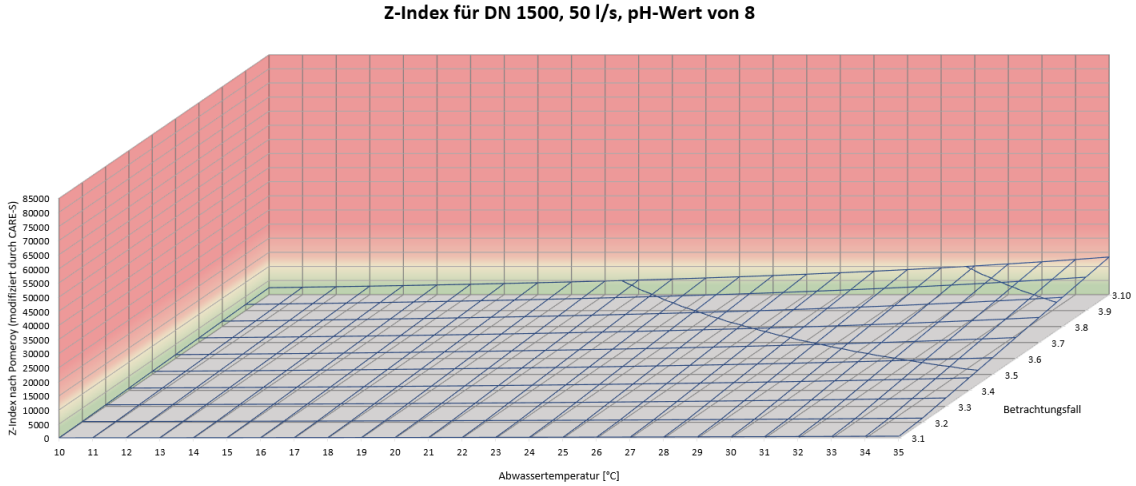


Abbildung A- 38: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 50 l/s, pH-Wert von 8

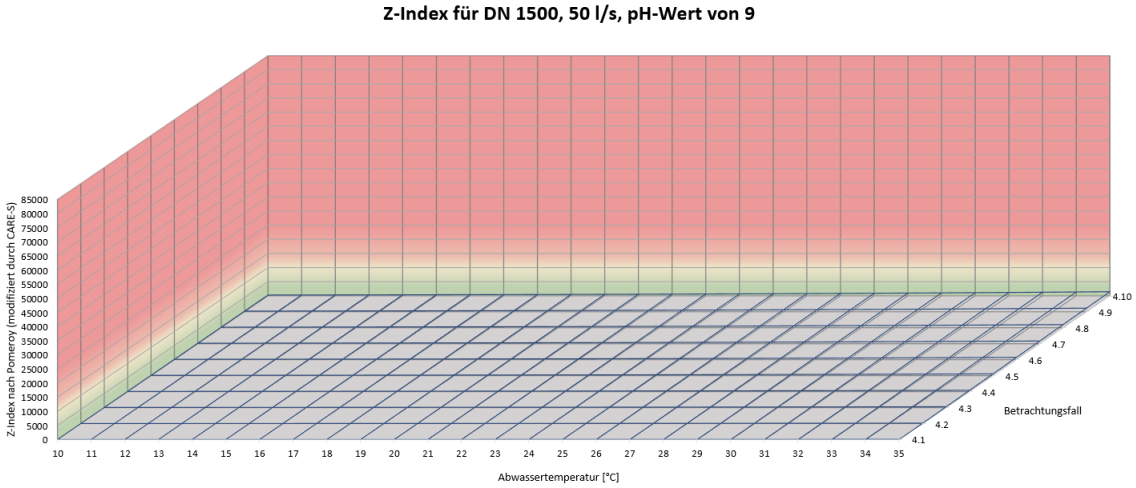


Abbildung A- 39: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 50 l/s, pH-Wert von 9

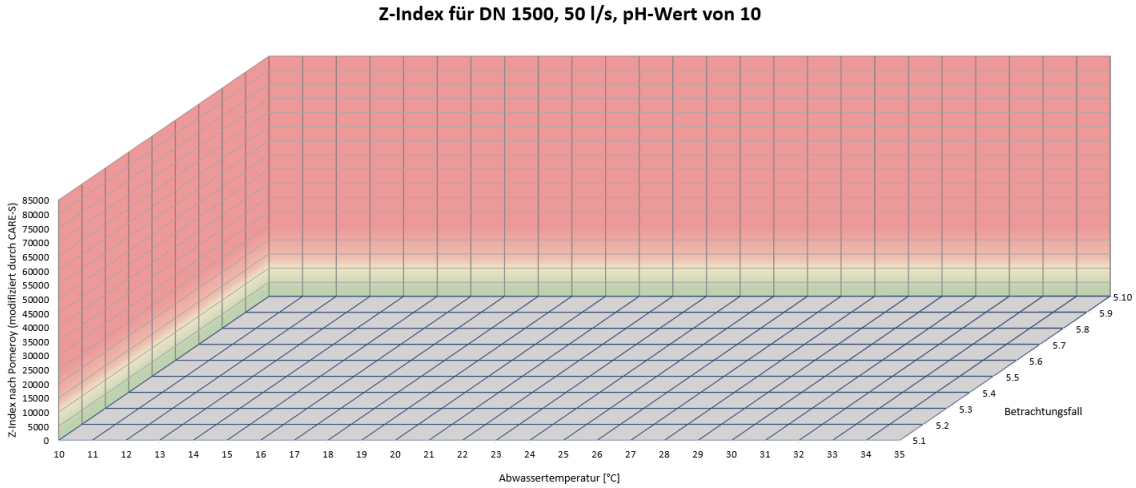


Abbildung A- 40: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 50 l/s, pH-Wert von 10

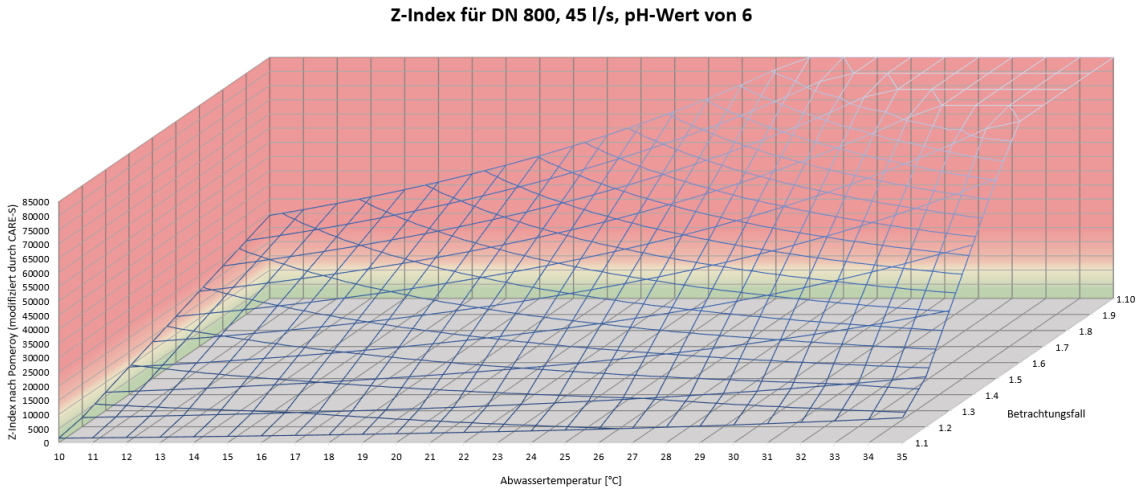


Abbildung A- 41: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 45 l/s, pH-Wert von 6

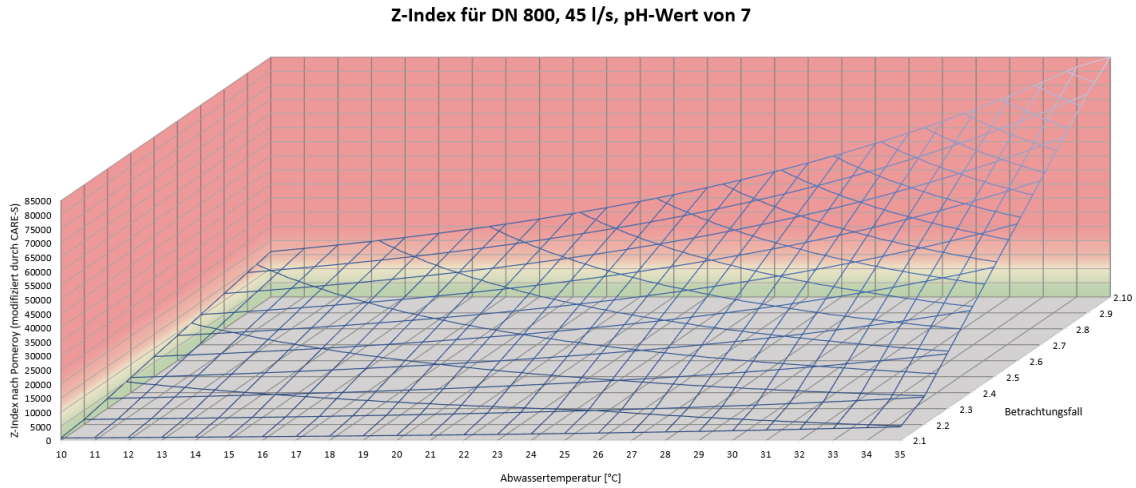


Abbildung A- 42: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 45 l/s, pH-Wert von 7

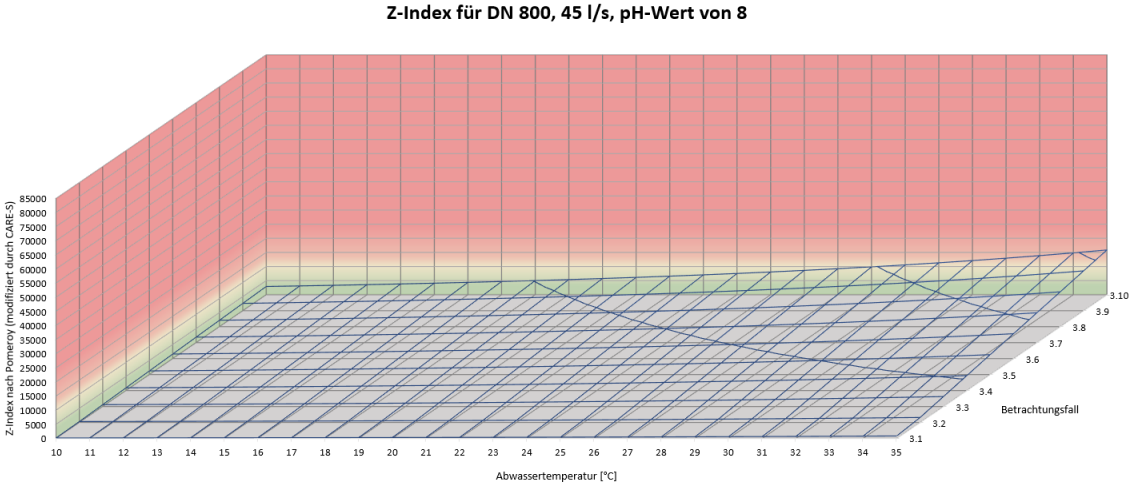


Abbildung A- 43: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 45 l/s, pH-Wert von 8

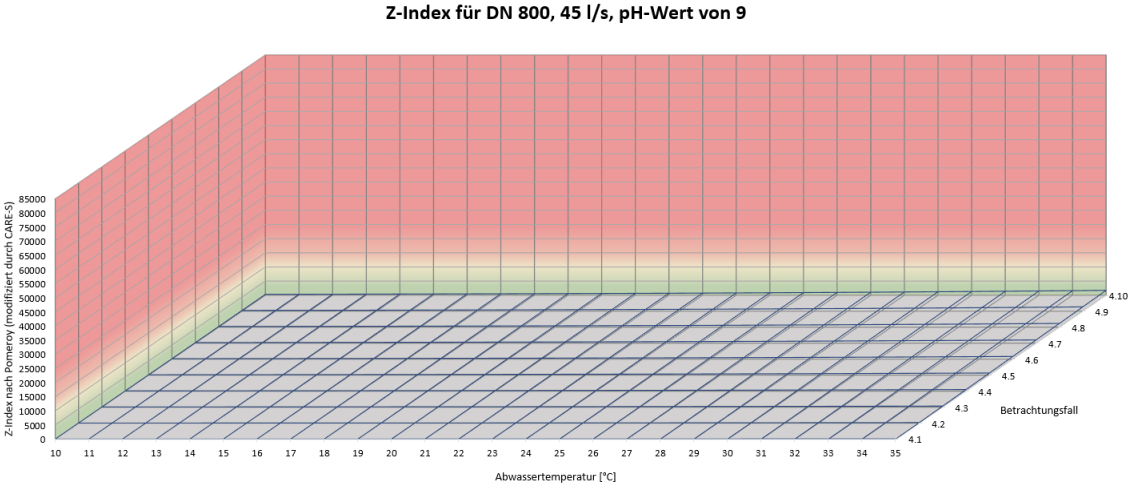


Abbildung A- 44: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 45 l/s, pH-Wert von 9

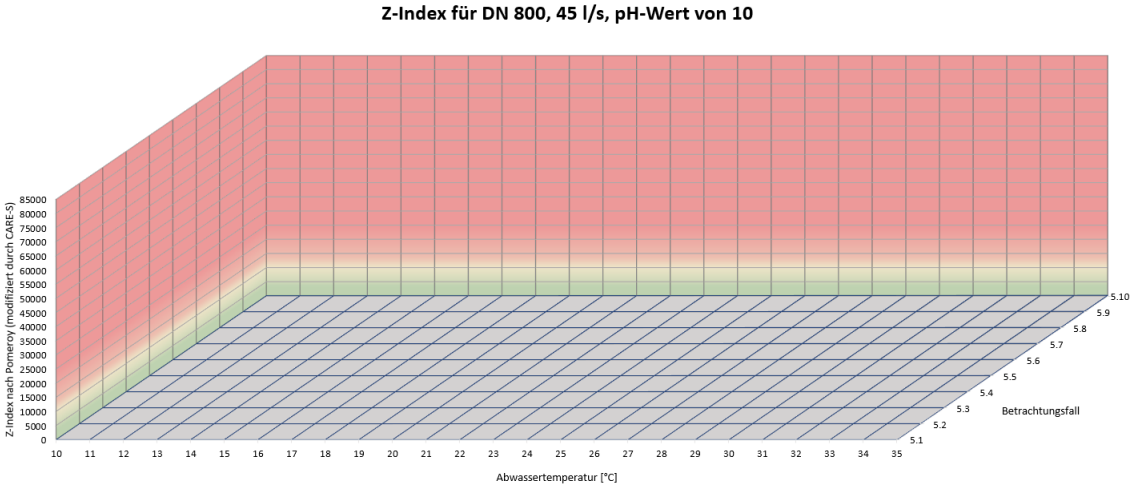


Abbildung A- 45: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 45 l/s, pH-Wert von 10

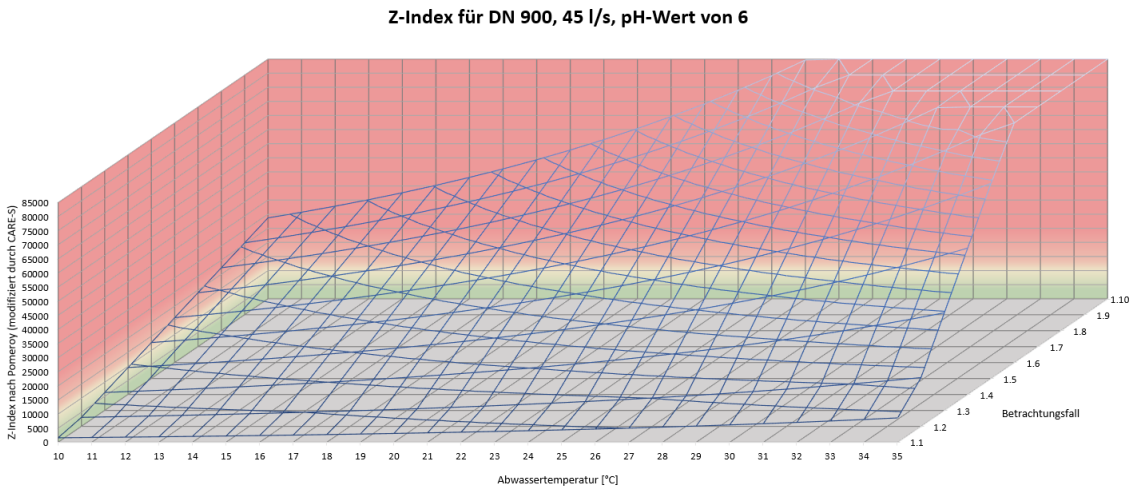


Abbildung A- 46: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 45 l/s, pH-Wert von 6

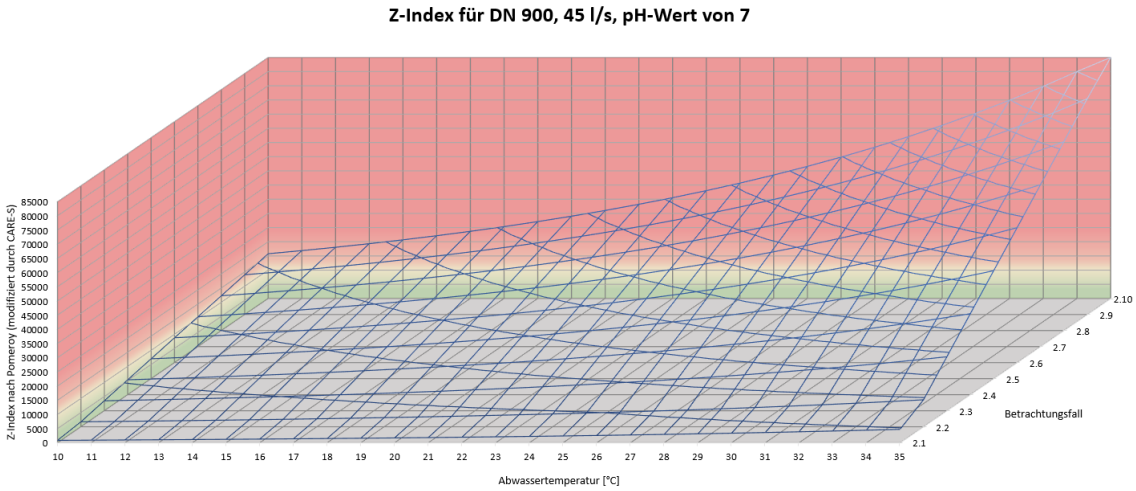


Abbildung A- 47: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 45 l/s, pH-Wert von 7

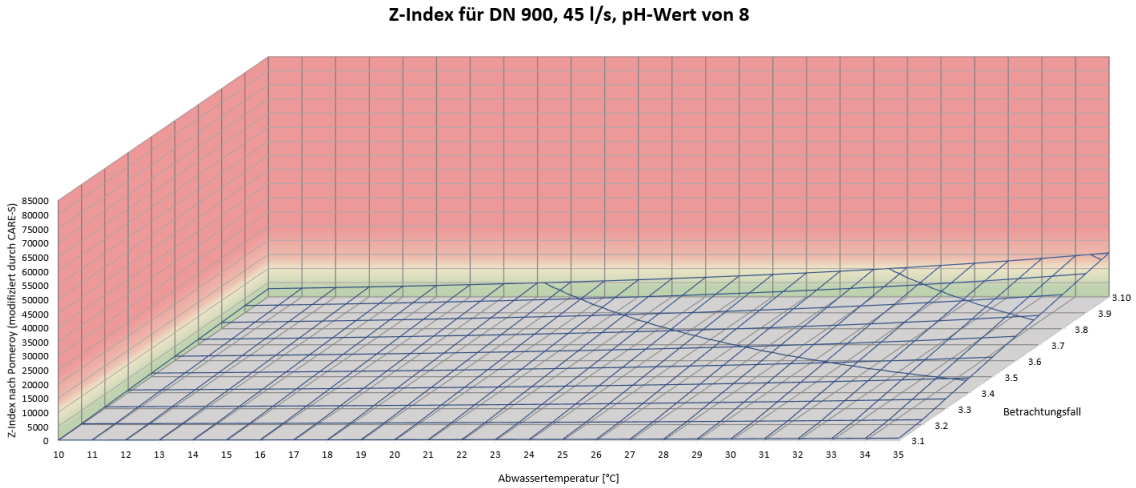


Abbildung A- 48: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 45 l/s, pH-Wert von 8

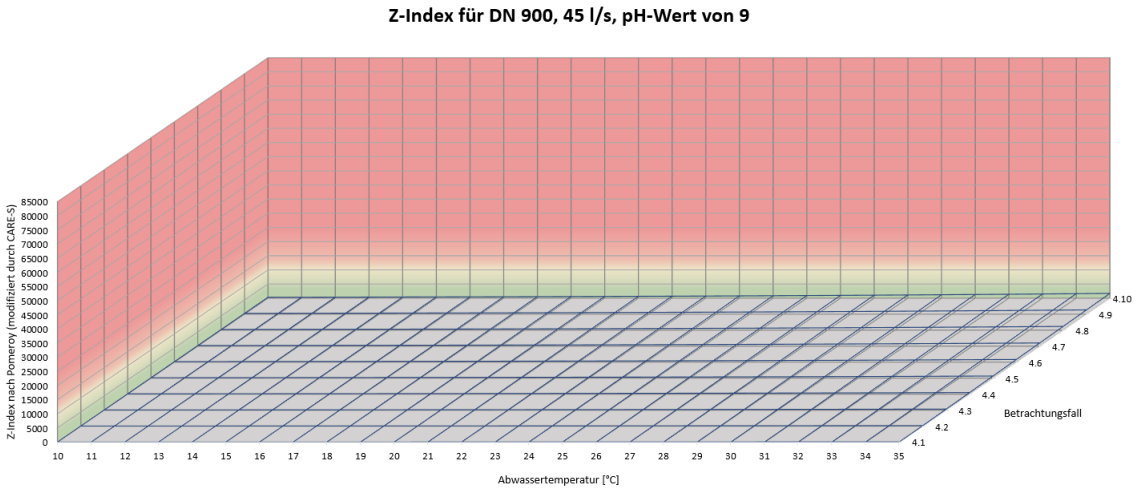


Abbildung A- 49: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 45 l/s, pH-Wert von 9

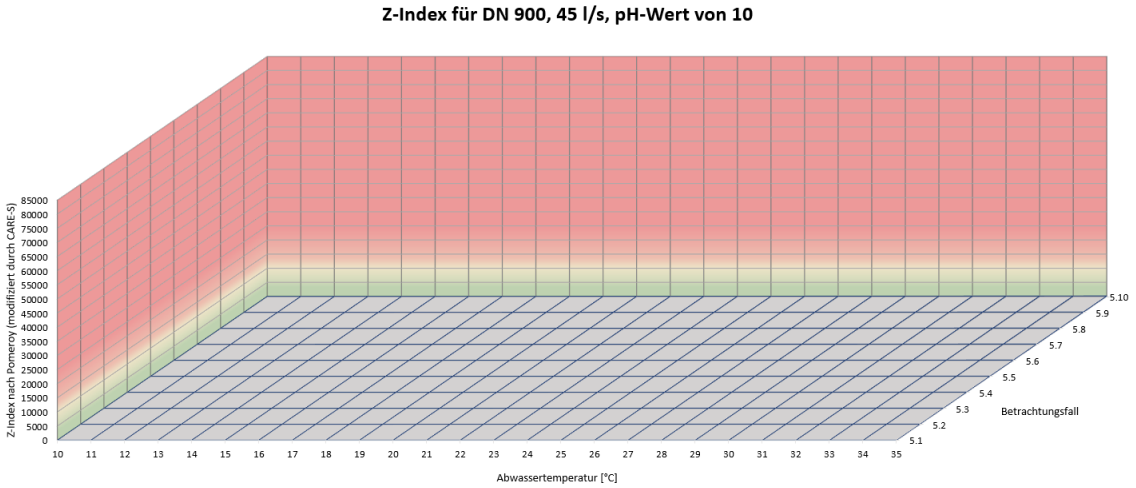


Abbildung A- 50: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 45 l/s, pH-Wert von 10

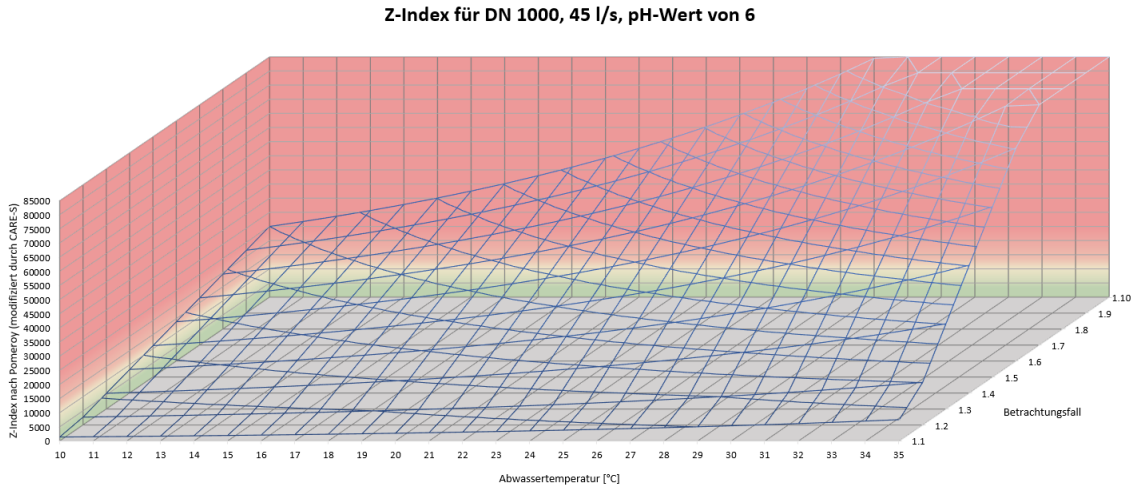


Abbildung A- 51: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 45 l/s, pH-Wert von 6

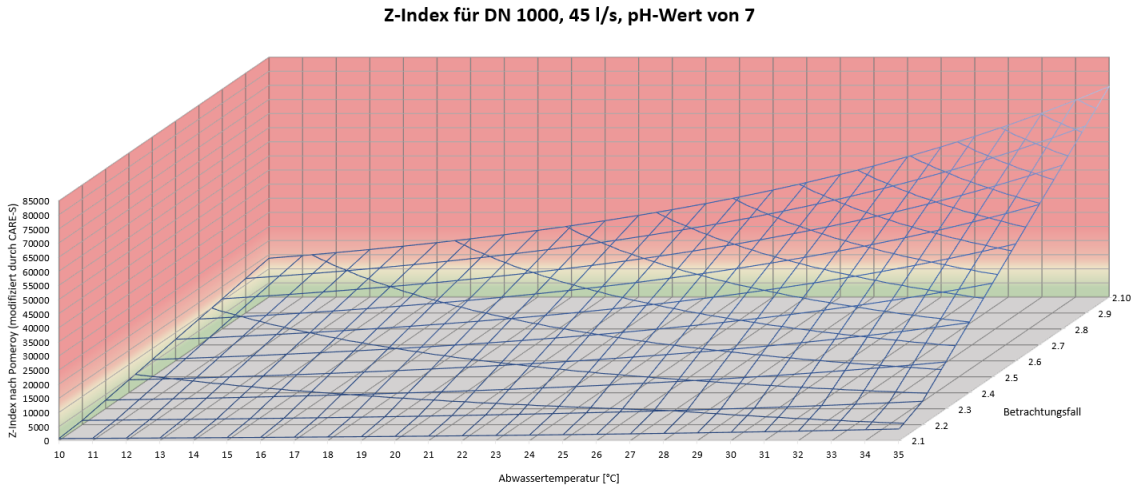


Abbildung A- 52: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 45 l/s, pH-Wert von 7

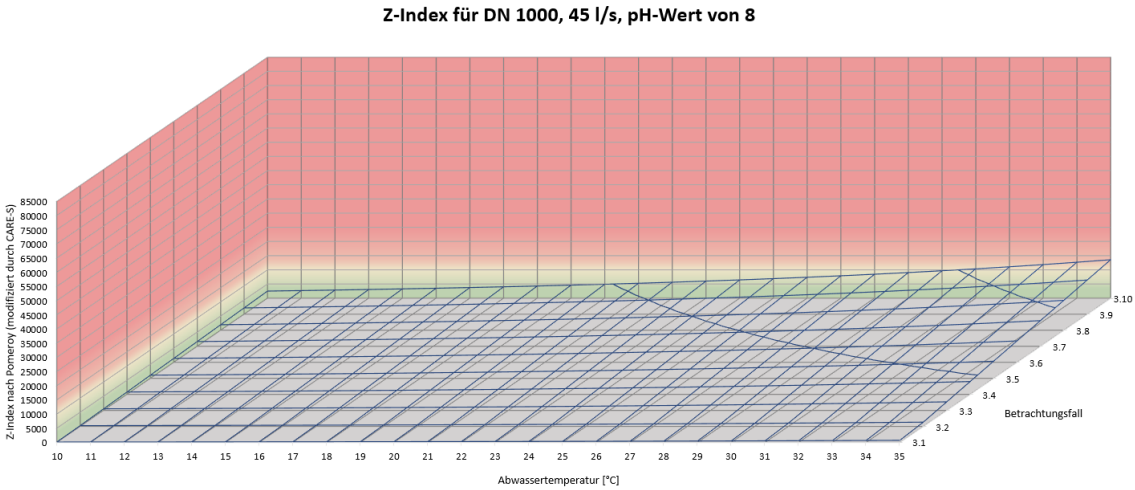


Abbildung A- 53: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 45 l/s, pH-Wert von 8

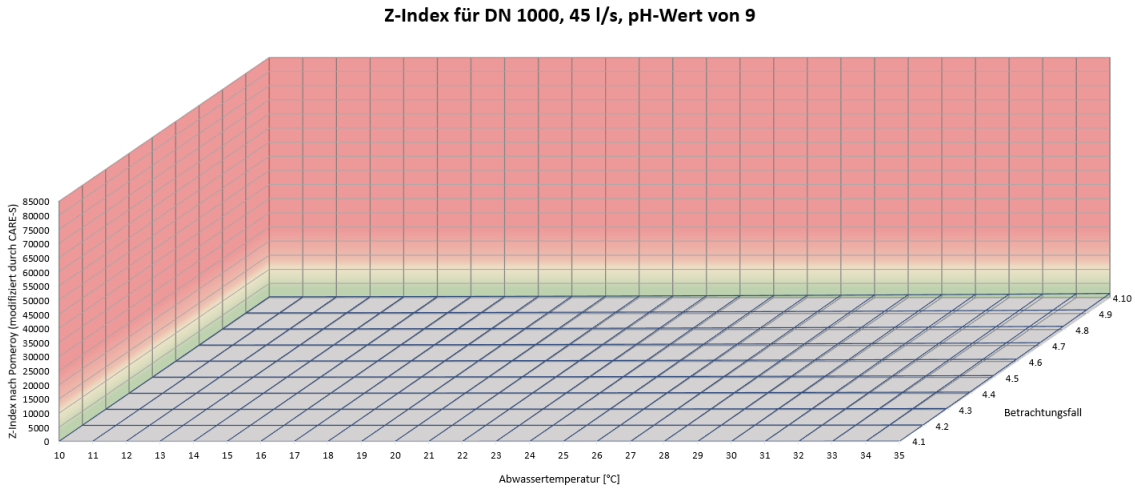


Abbildung A- 54: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 45 l/s, pH-Wert von 9

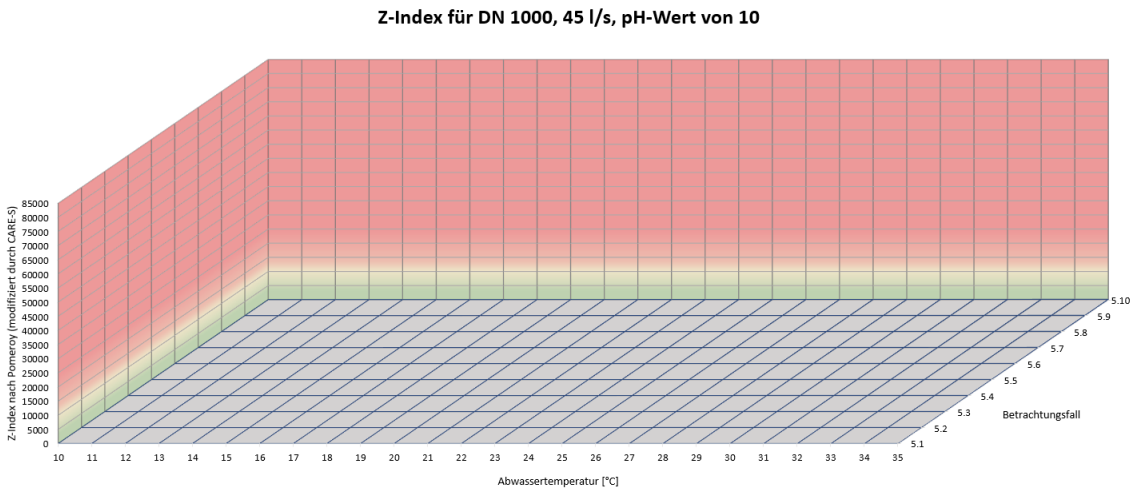


Abbildung A- 55: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 45 l/s, pH-Wert von 10

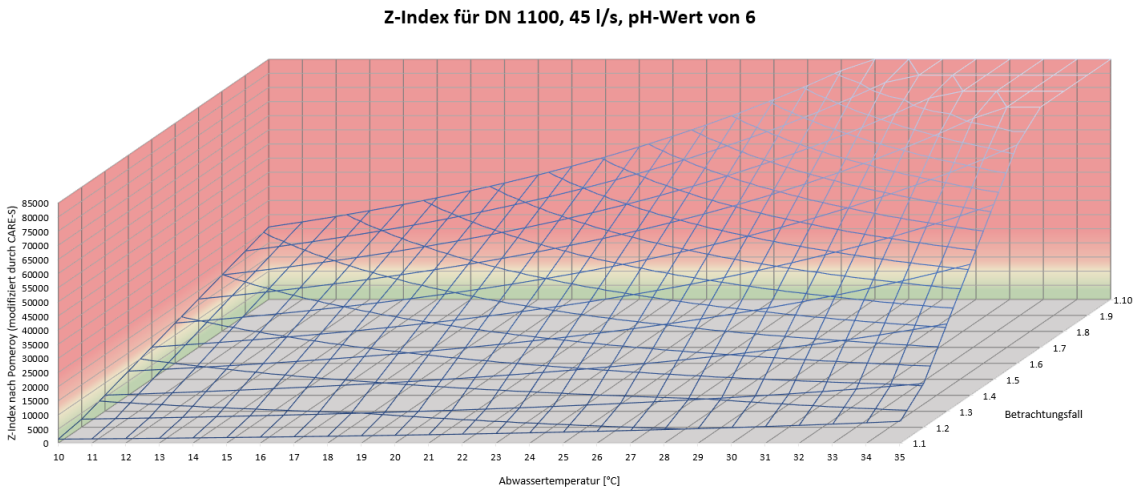


Abbildung A- 56: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 45 l/s, pH-Wert von 6

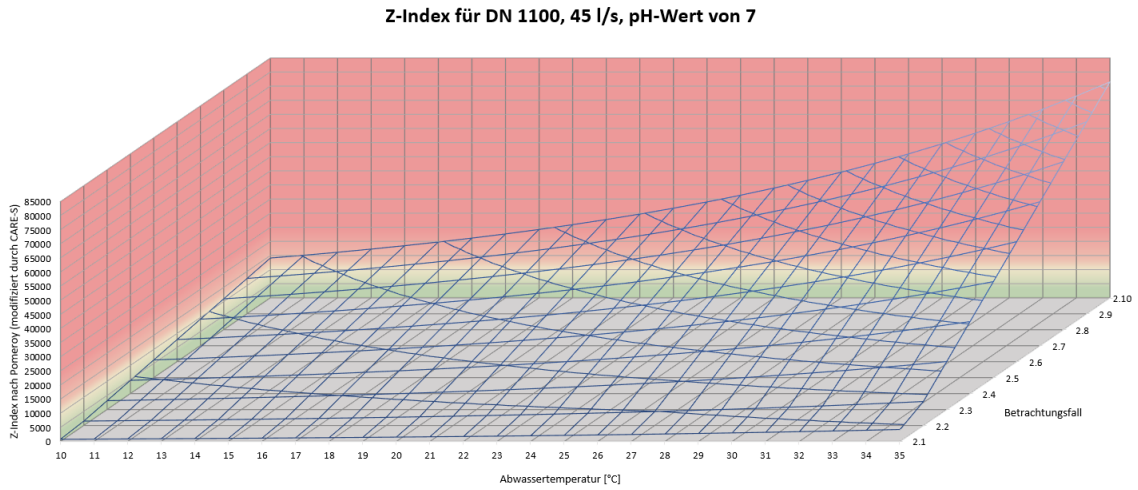


Abbildung A- 57: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 45 l/s, pH-Wert von 7

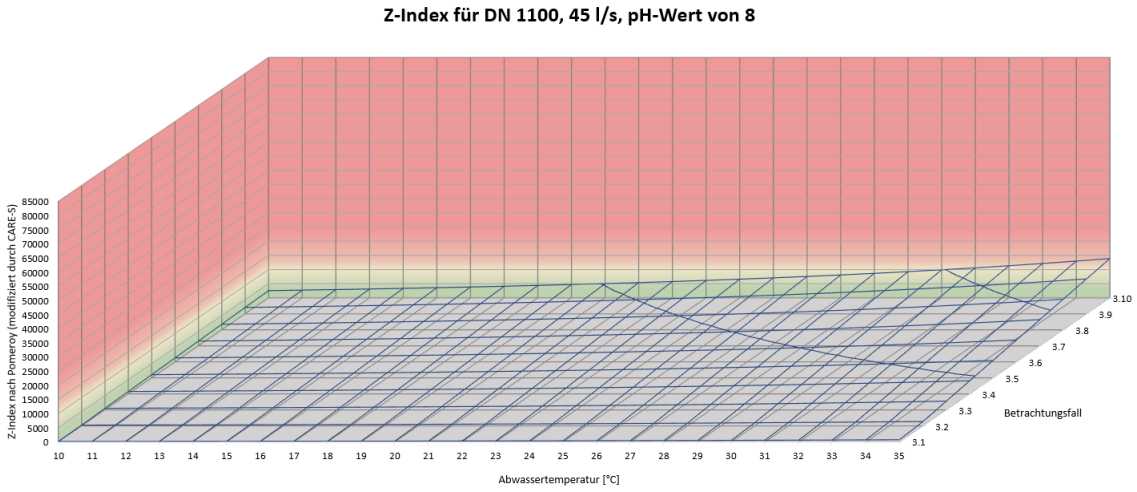


Abbildung A- 58: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 45 l/s, pH-Wert von 8

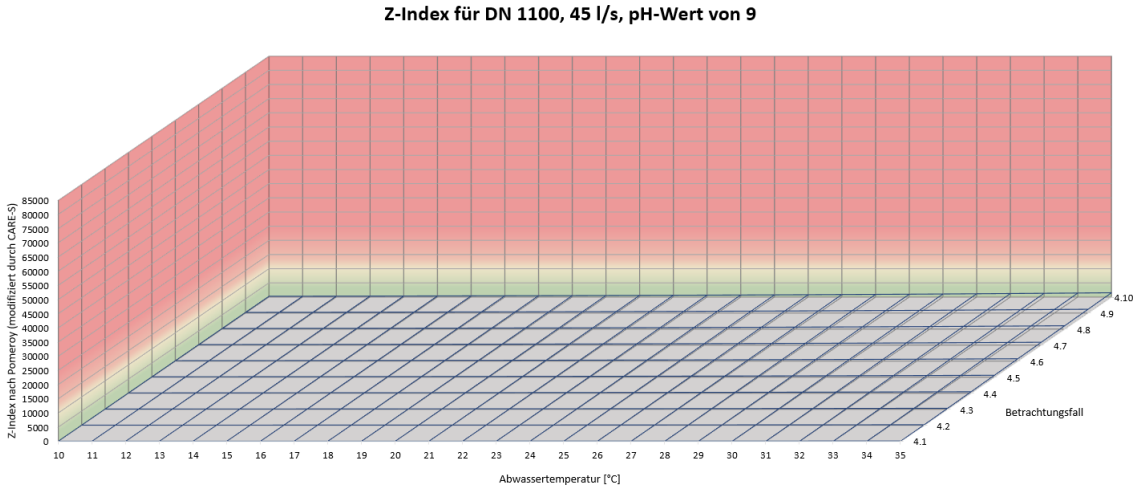


Abbildung A- 59: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 45 l/s, pH-Wert von 9

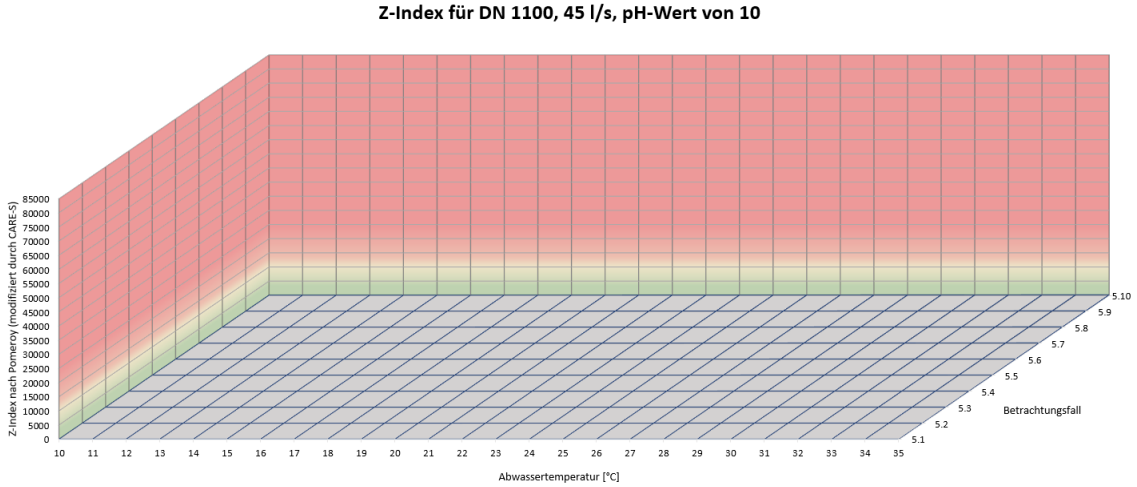


Abbildung A- 60: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 45 l/s, pH-Wert von 10

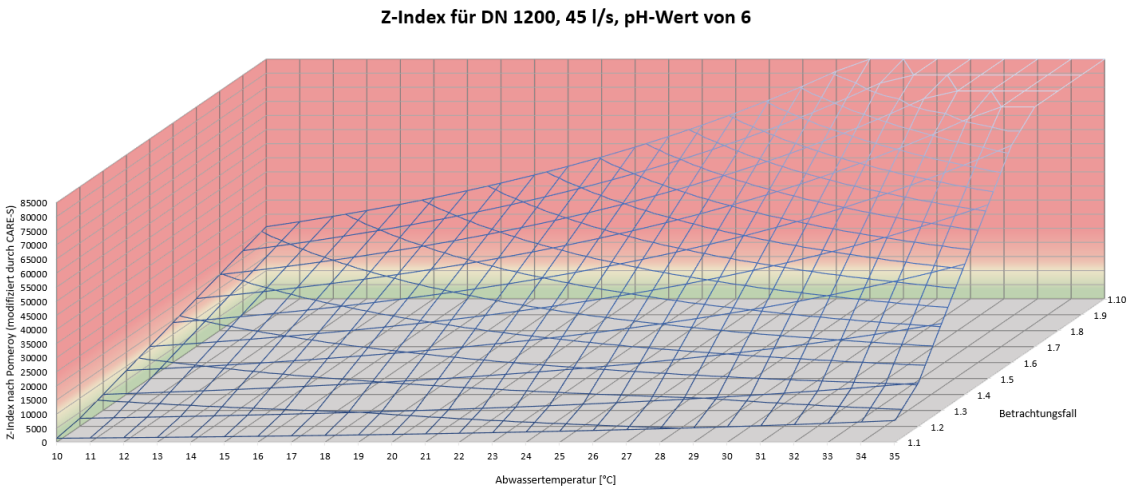


Abbildung A- 61: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 45 l/s, pH-Wert von 6

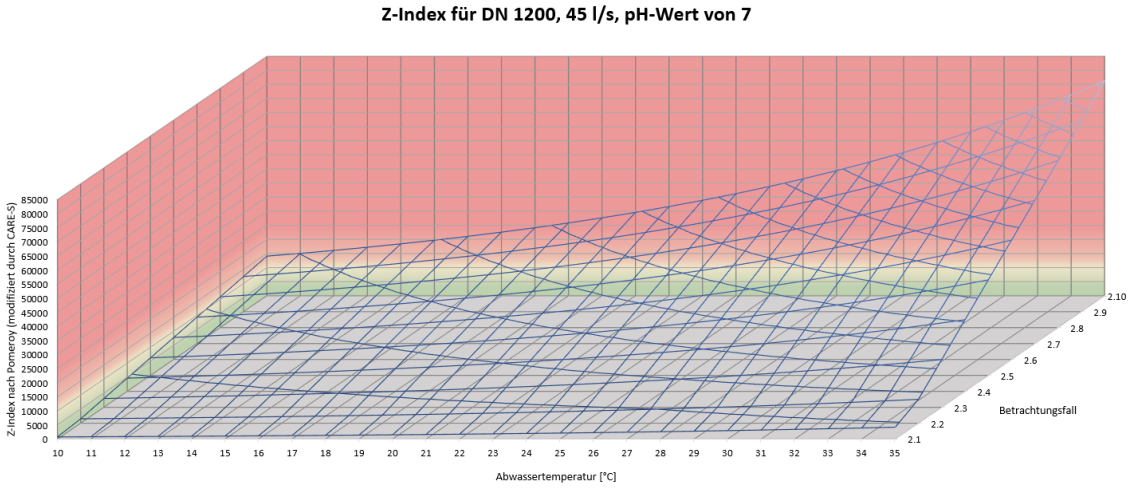


Abbildung A- 62: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 45 l/s, pH-Wert von 7

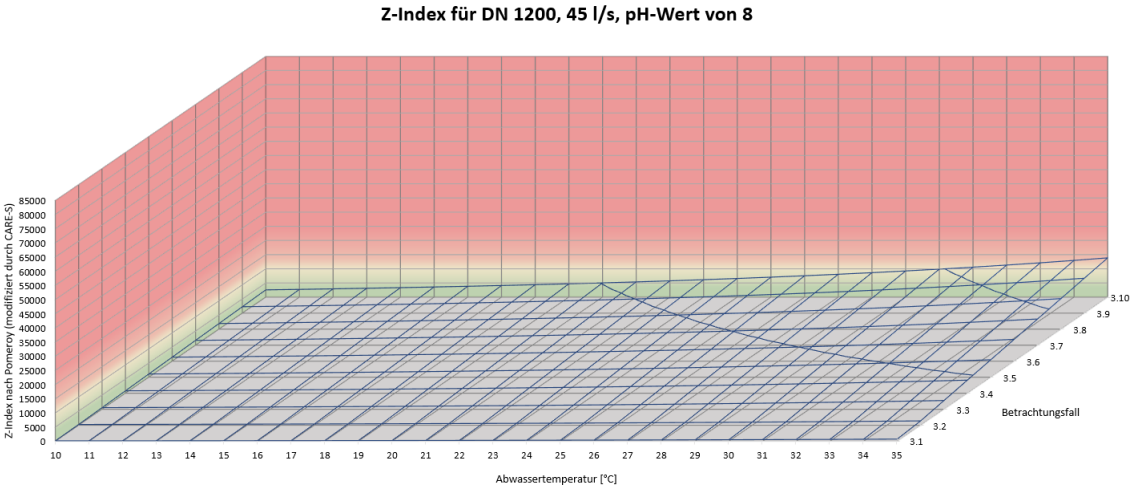


Abbildung A- 63: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 45 l/s, pH-Wert von 8

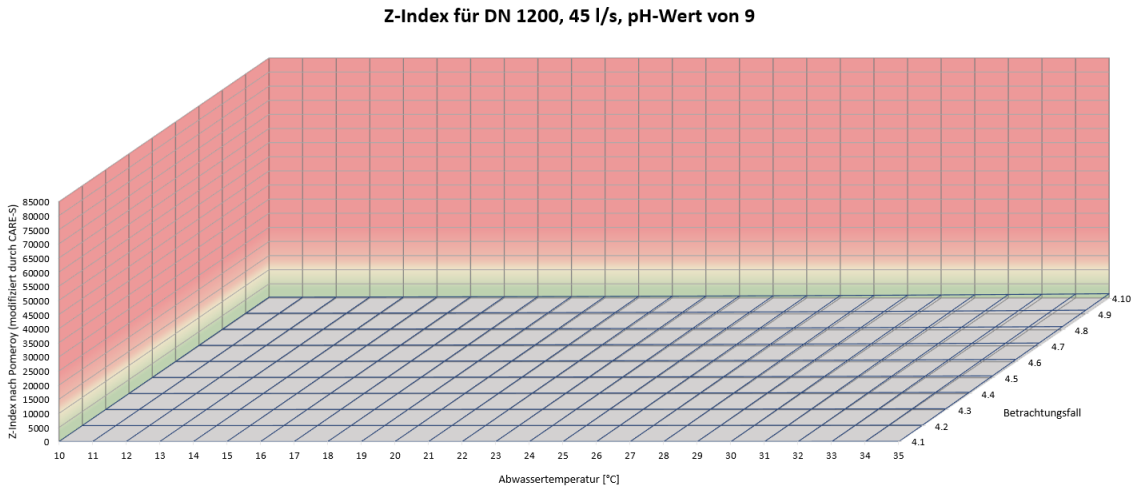


Abbildung A- 64: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 45 l/s, pH-Wert von 9

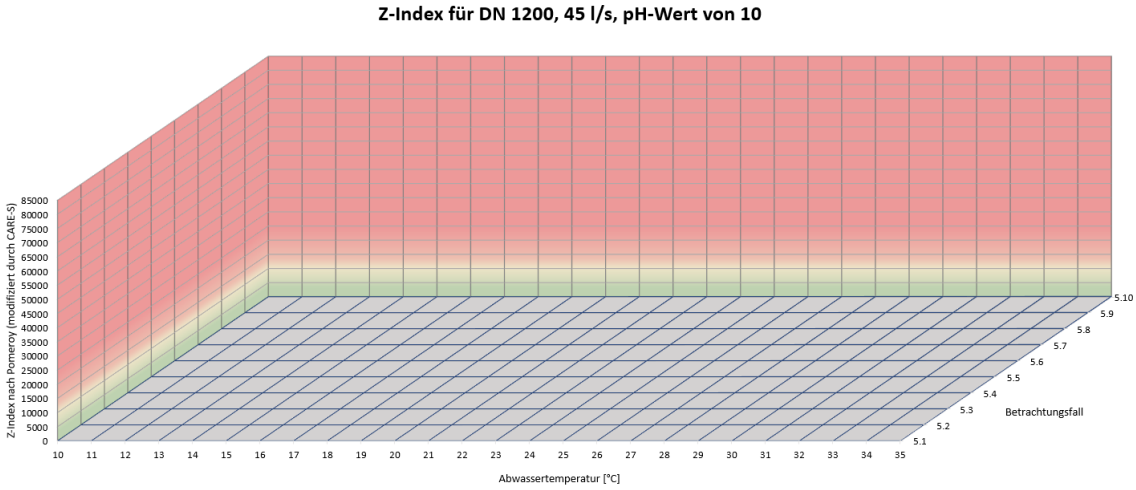


Abbildung A- 65: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 45 l/s, pH-Wert von 10

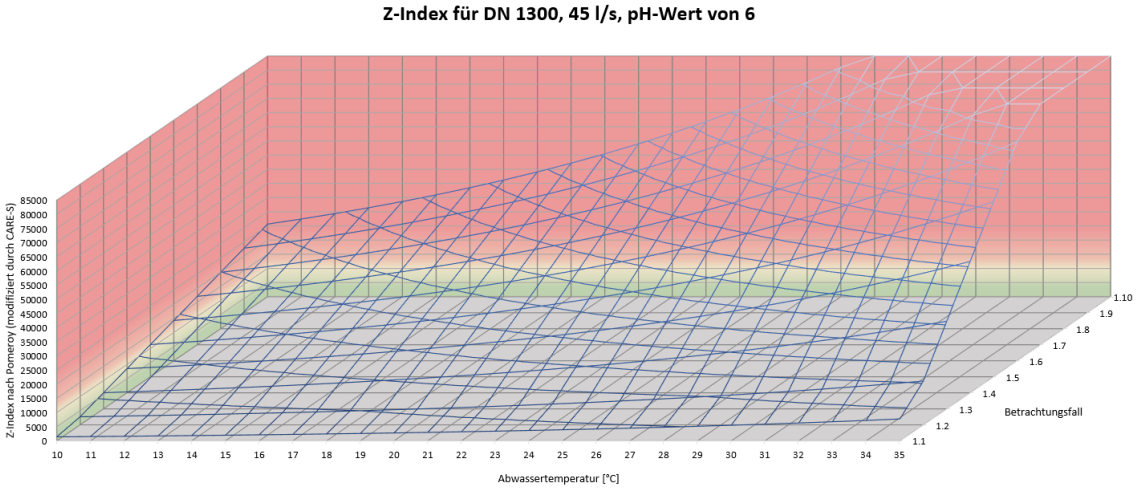


Abbildung A- 66: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 45 l/s, pH-Wert von 6

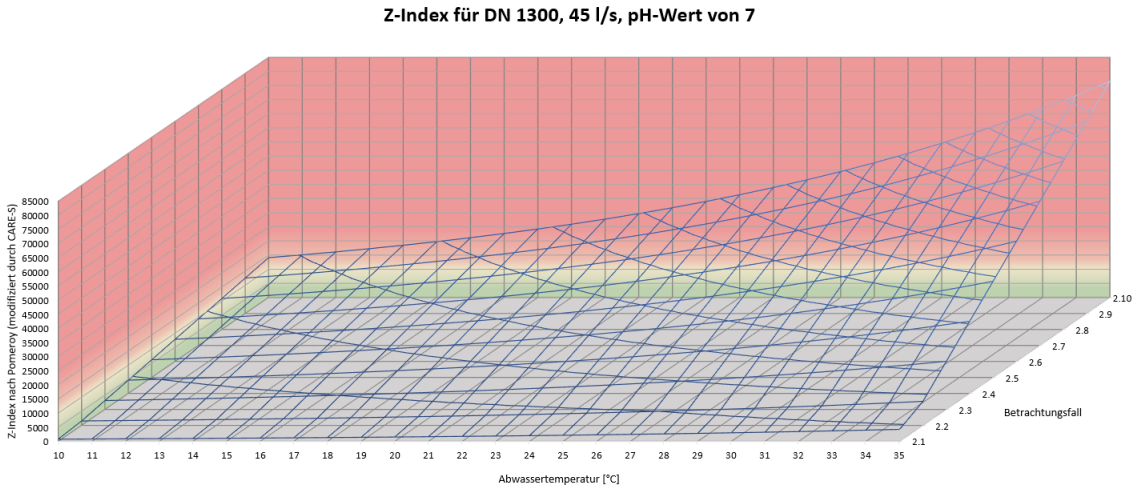


Abbildung A- 67: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 45 l/s, pH-Wert von 7

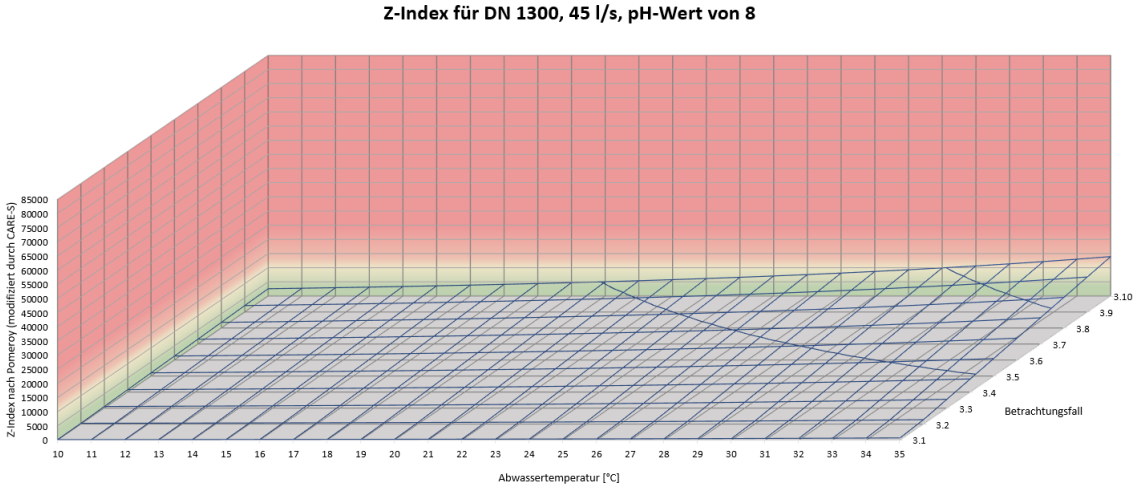


Abbildung A- 68: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 45 l/s, pH-Wert von 8

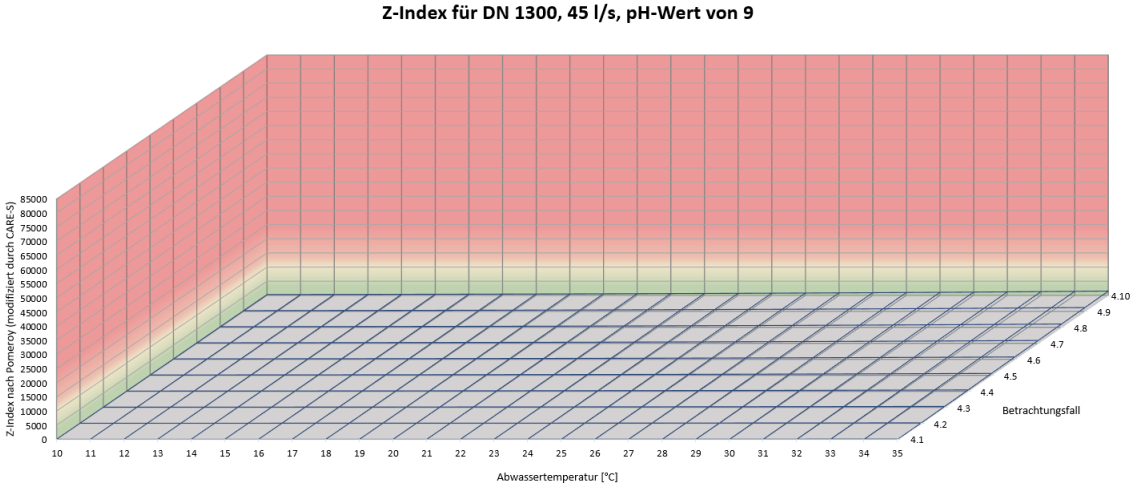


Abbildung A- 69: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 45 l/s, pH-Wert von 9

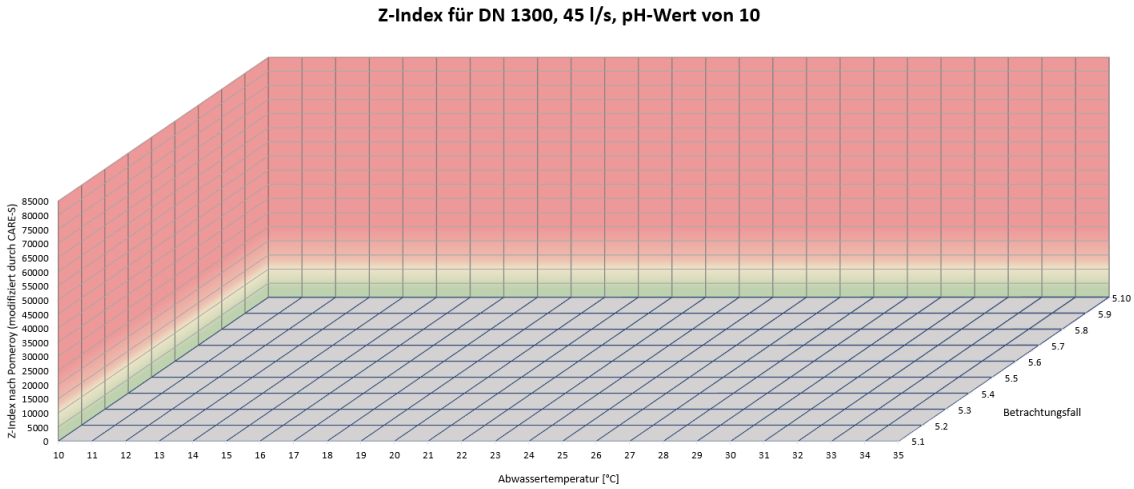


Abbildung A- 70: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 45 l/s, pH-Wert von 10

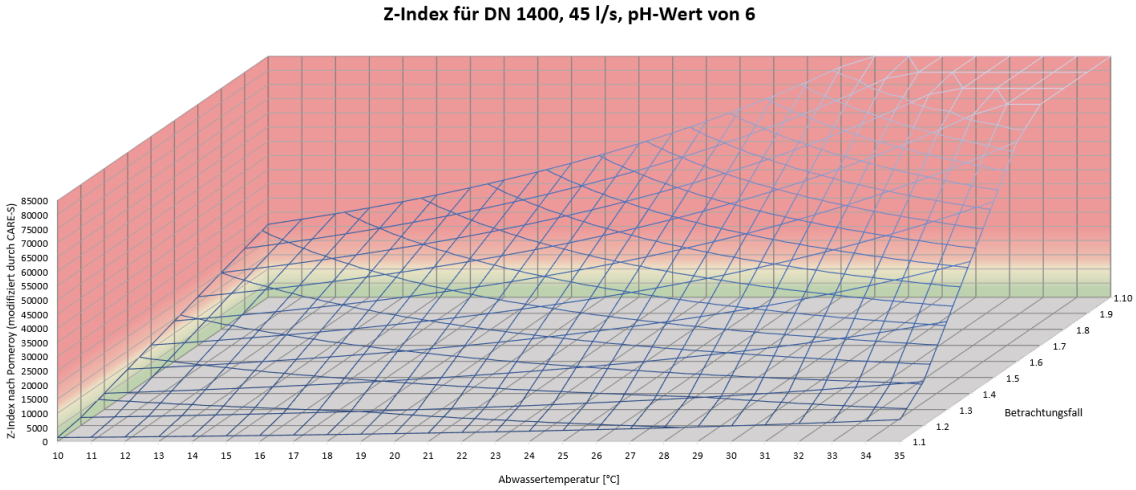


Abbildung A- 71: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 45 l/s, pH-Wert von 6

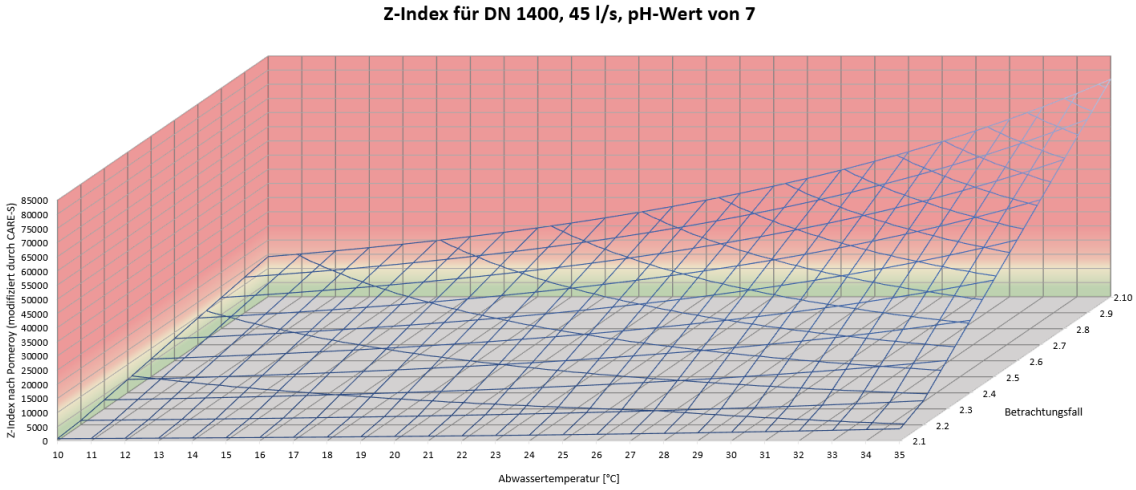


Abbildung A- 72: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 45 l/s, pH-Wert von 7

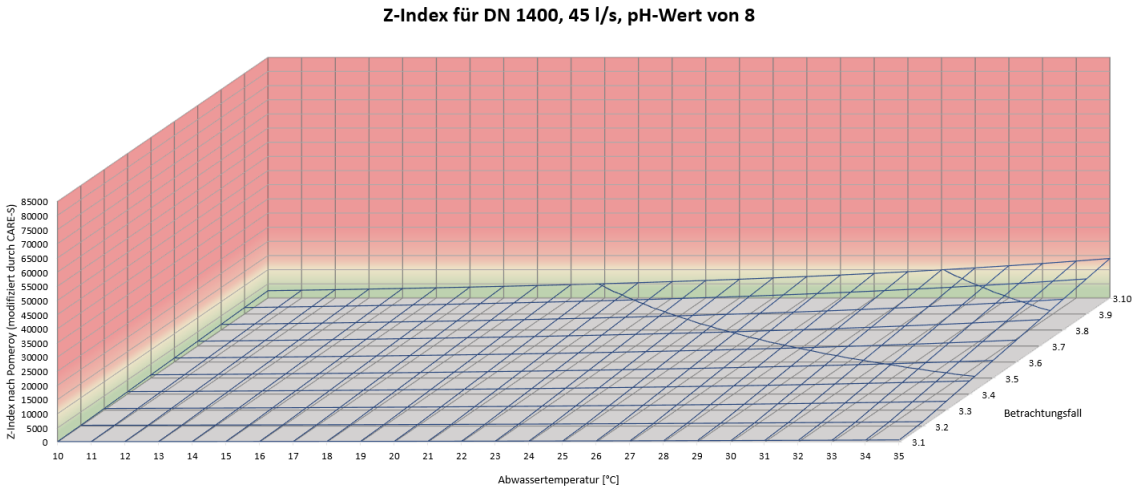


Abbildung A- 73: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 45 l/s, pH-Wert von 8

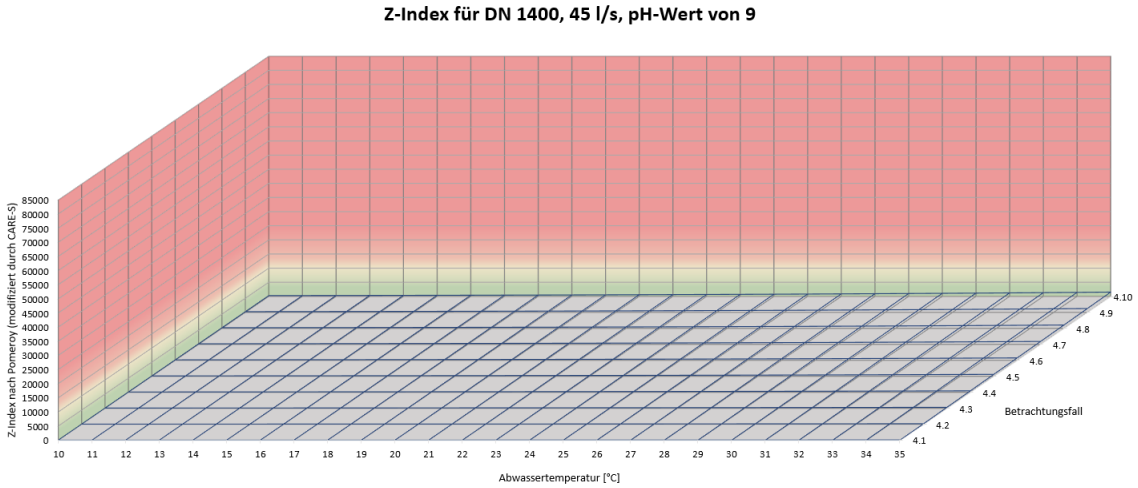


Abbildung A- 74: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 45 l/s, pH-Wert von 9

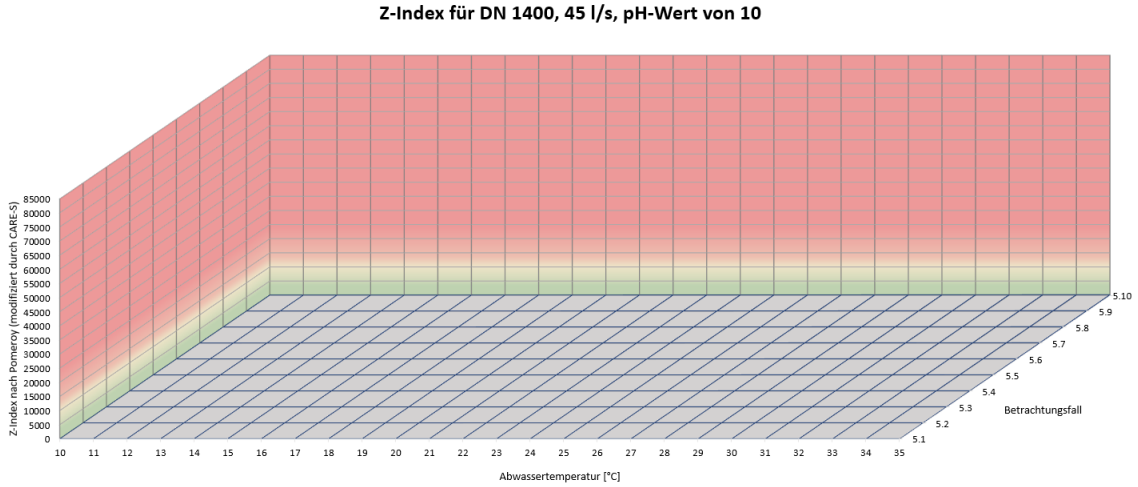


Abbildung A- 75: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1400, 45 l/s, pH-Wert von 10

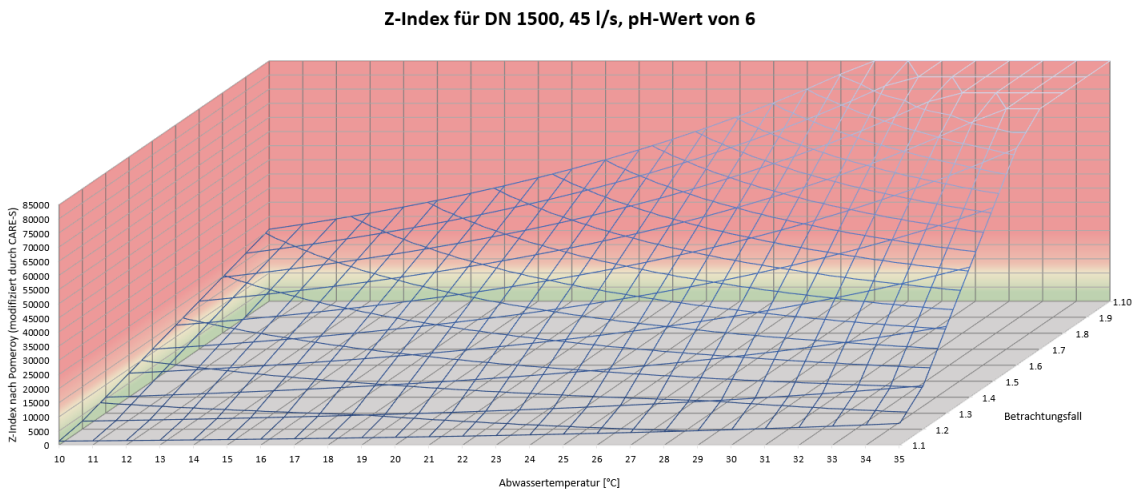


Abbildung A- 76: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 45 l/s, pH-Wert von 6

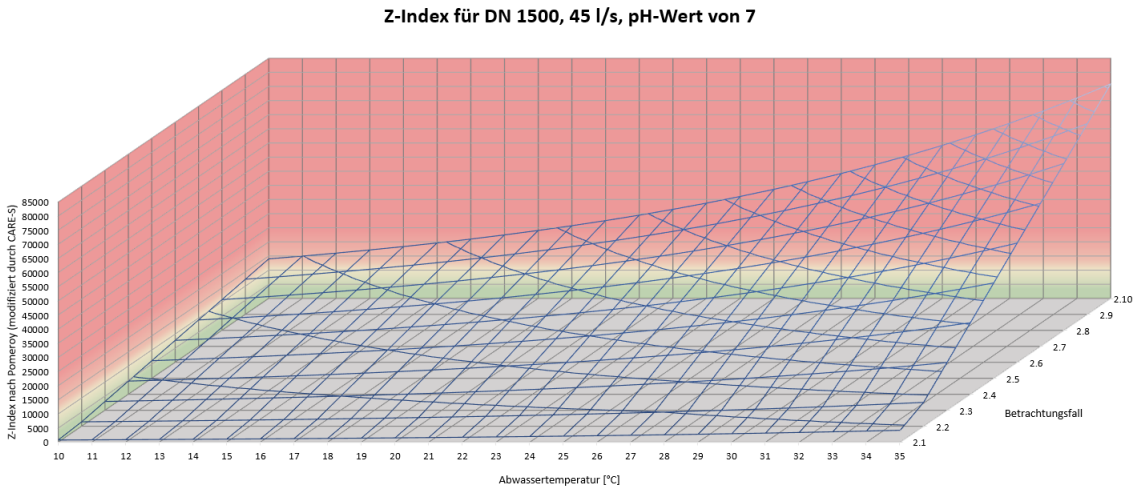


Abbildung A- 77: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 45 l/s, pH-Wert von 7

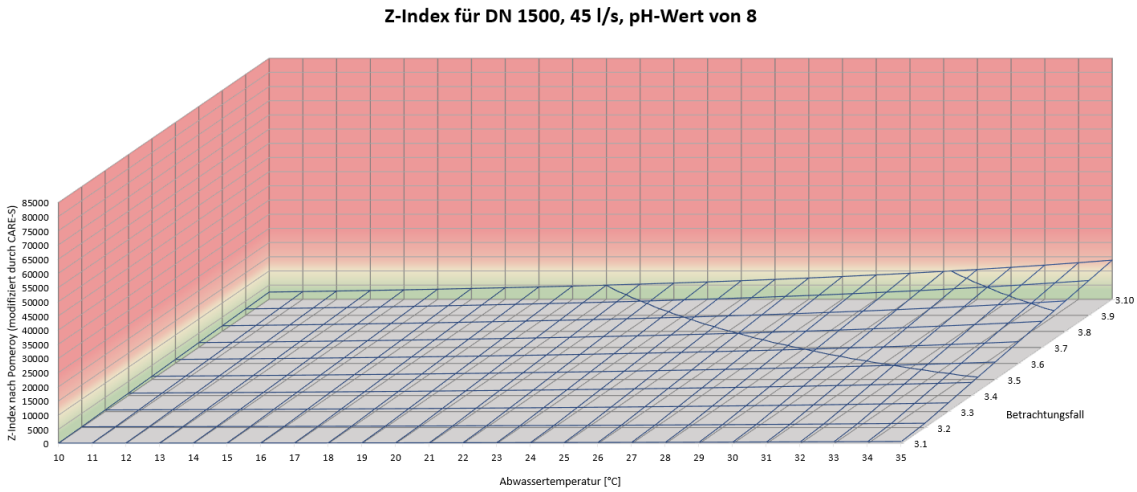


Abbildung A- 78: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 45 l/s, pH-Wert von 8

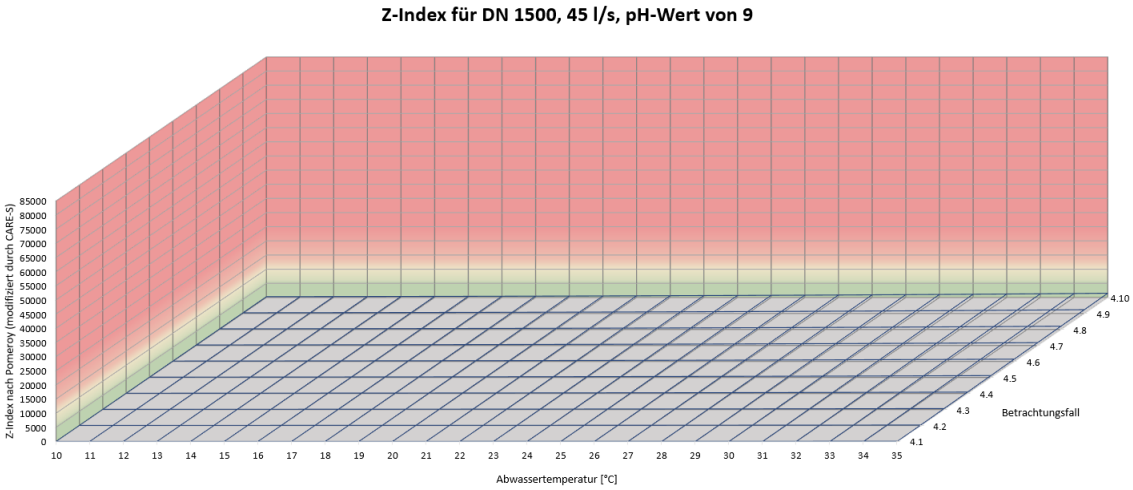


Abbildung A- 79: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 45 l/s, pH-Wert von 9

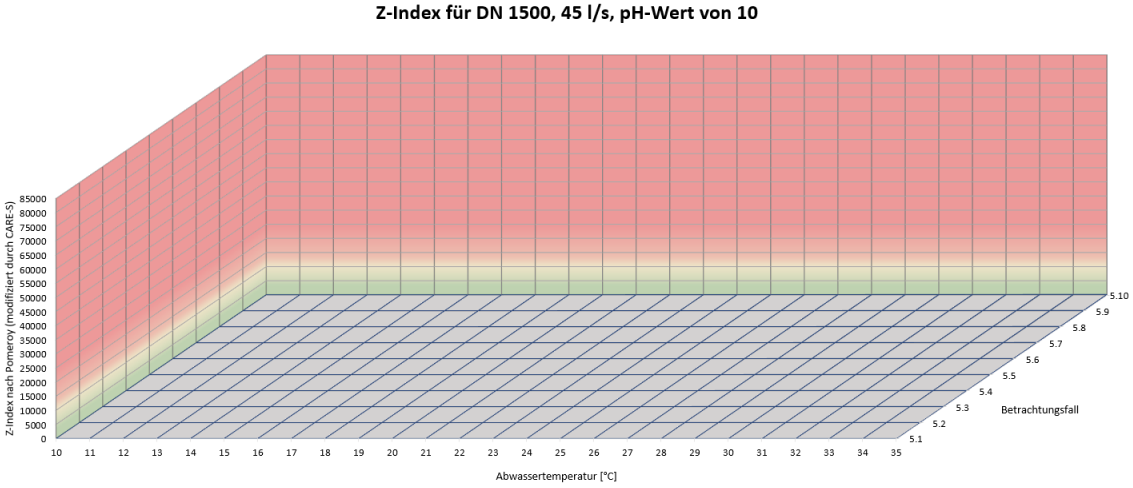


Abbildung A- 80: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1500, 45 l/s, pH-Wert von 10

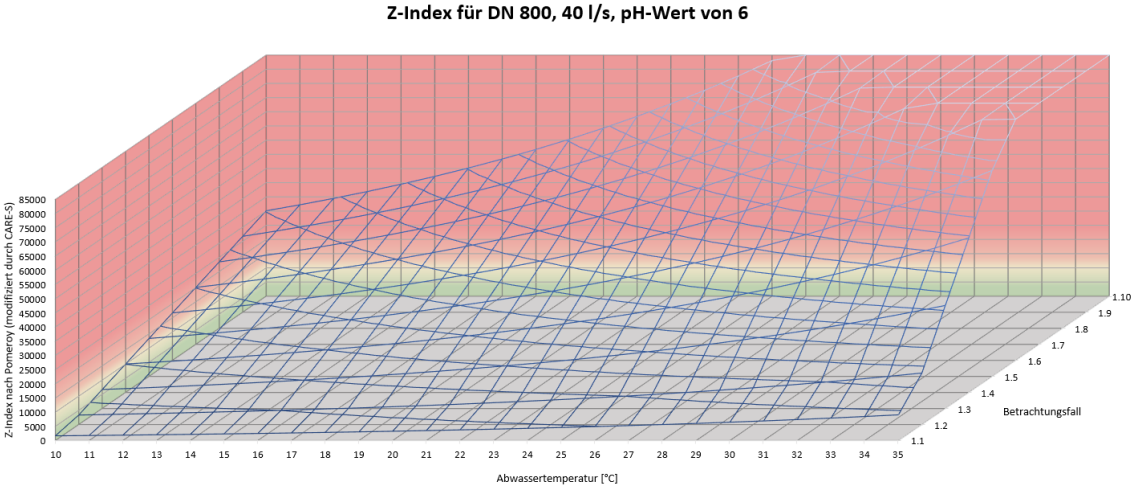


Abbildung A- 81: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 40 l/s, pH-Wert von 6

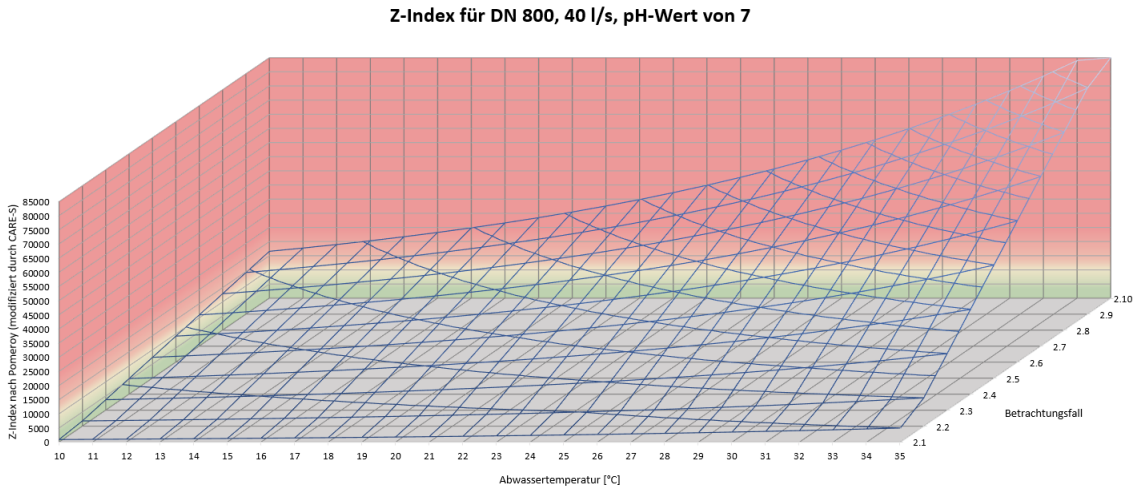


Abbildung A- 82: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 40 l/s, pH-Wert von 7

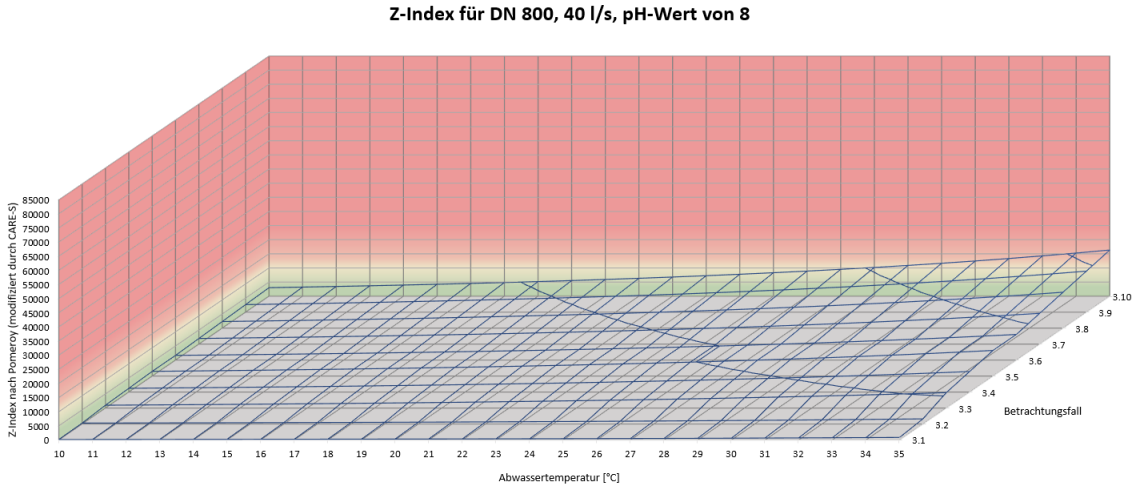


Abbildung A- 83: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 40 l/s, pH-Wert von 8

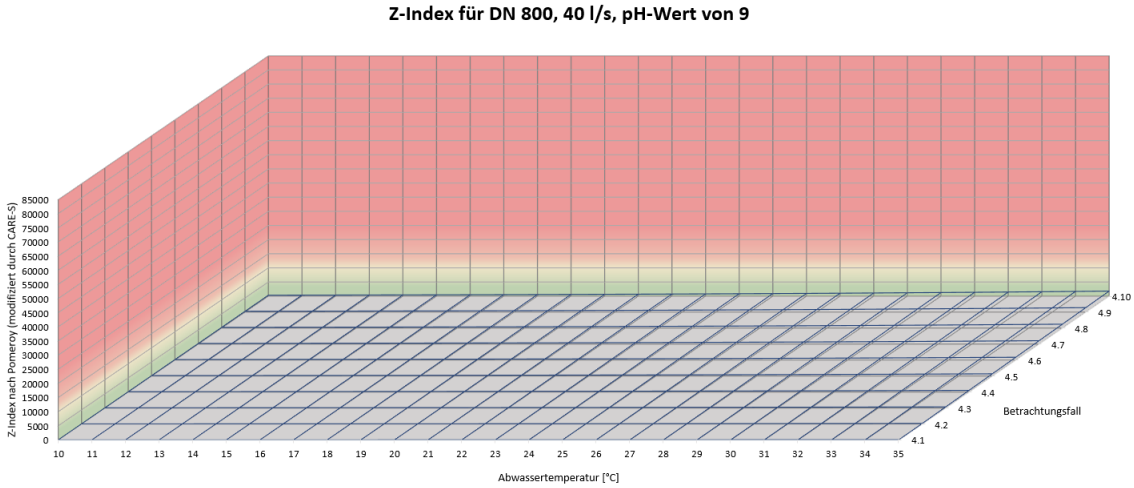


Abbildung A- 84: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 40 l/s, pH-Wert von 9

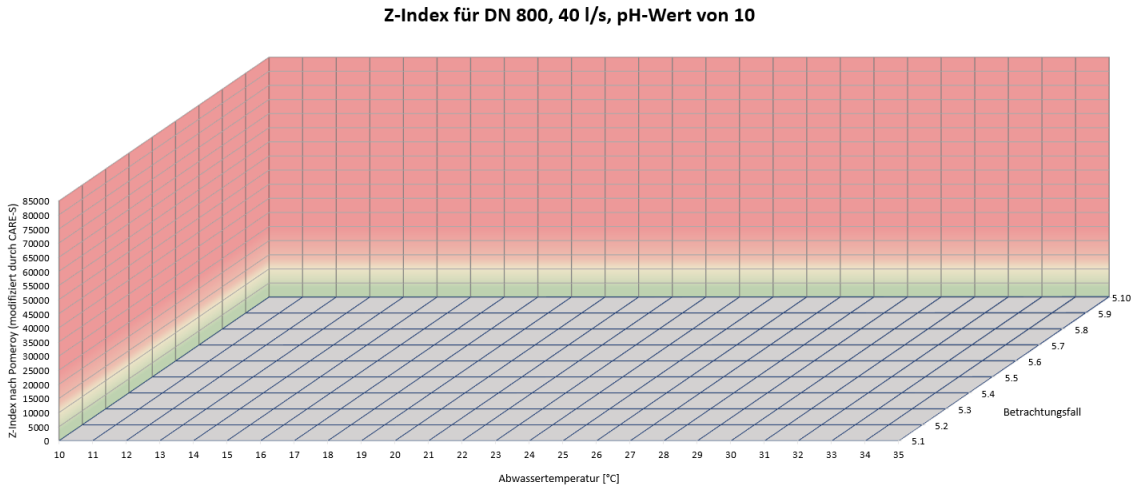


Abbildung A- 85: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 40 l/s, pH-Wert von 10

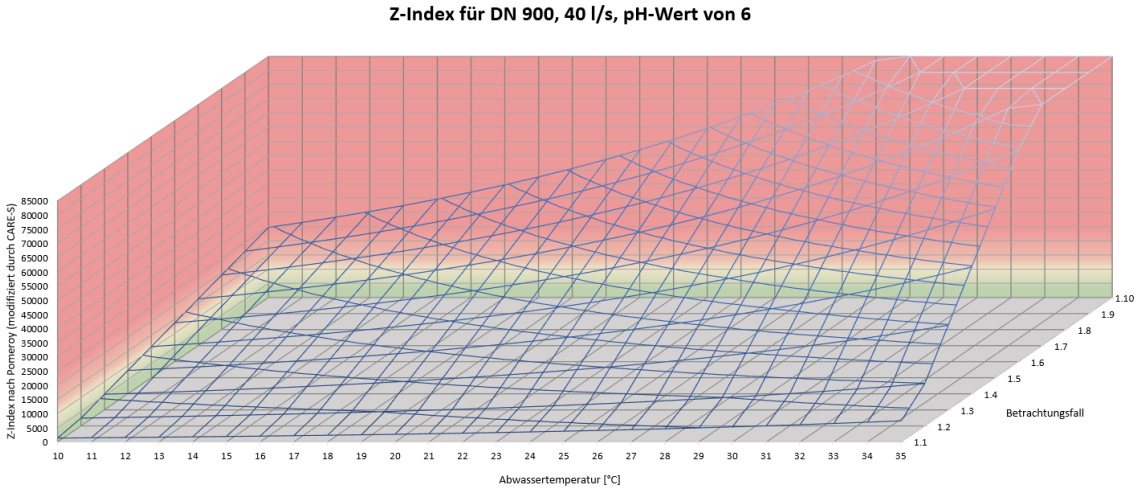


Abbildung A- 86: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 40 l/s, pH-Wert von 6

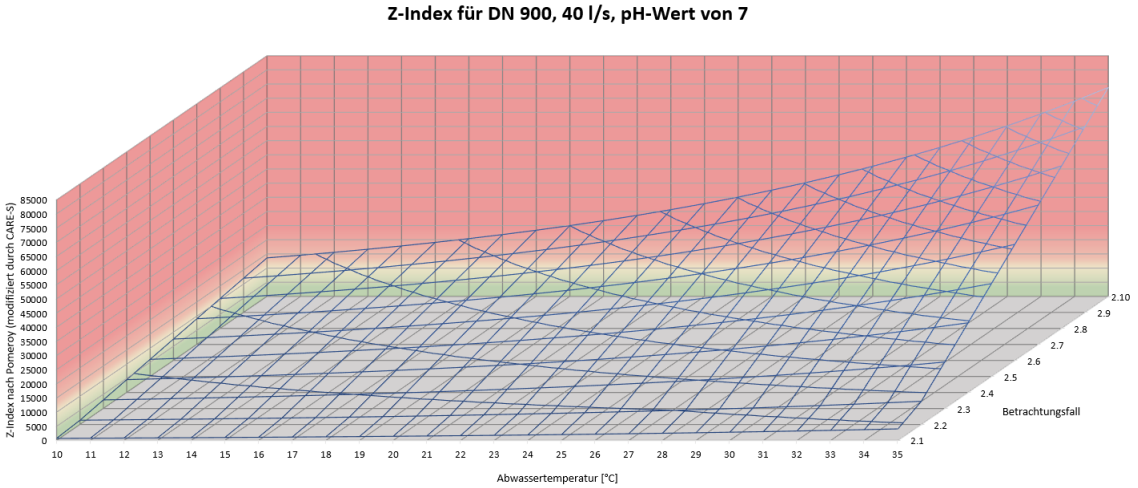


Abbildung A- 87: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 40 l/s, pH-Wert von 7

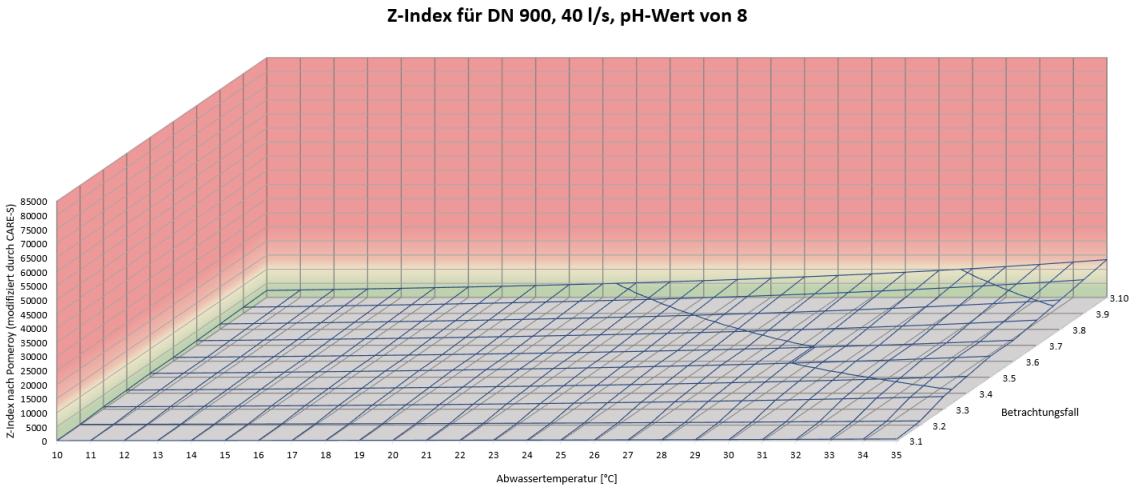


Abbildung A- 88: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 40 l/s, pH-Wert von 8

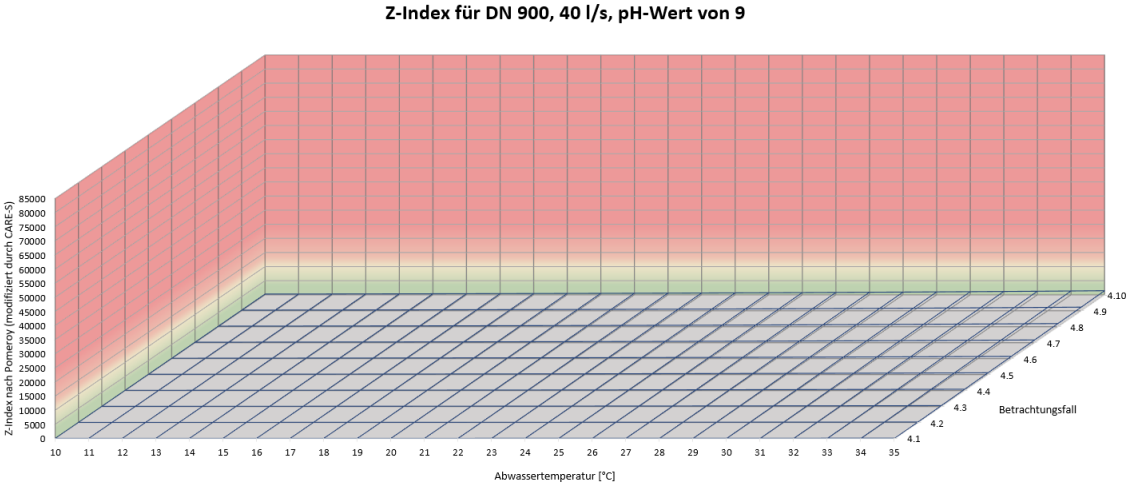


Abbildung A- 89: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 40 l/s, pH-Wert von 9

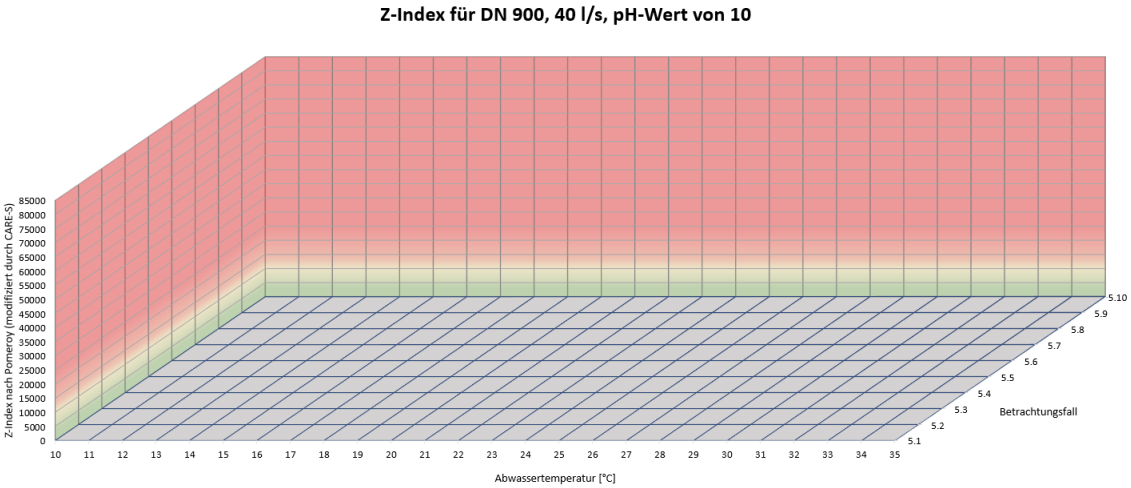


Abbildung A- 90: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 40 l/s, pH-Wert von 10

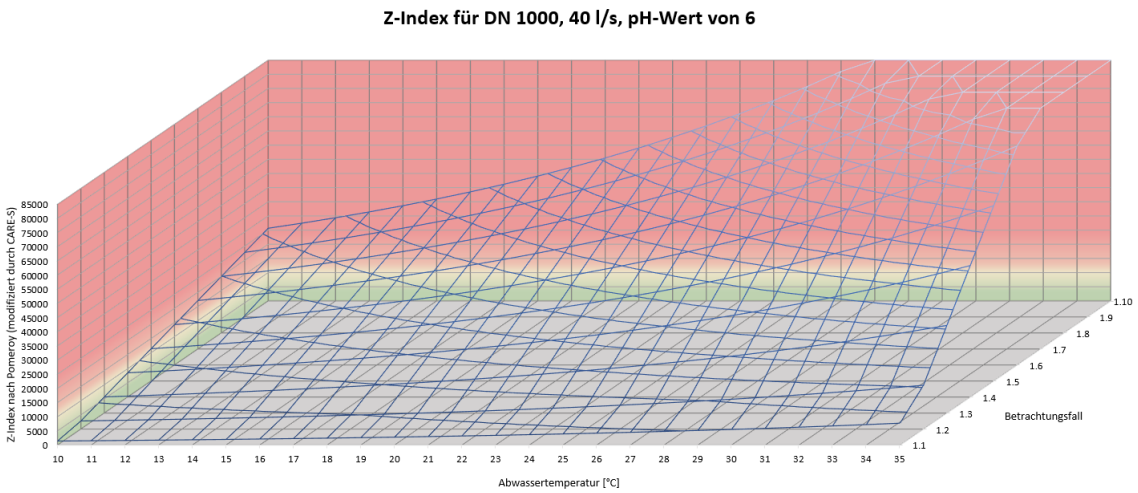


Abbildung A- 91: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 40 l/s, pH-Wert von 6

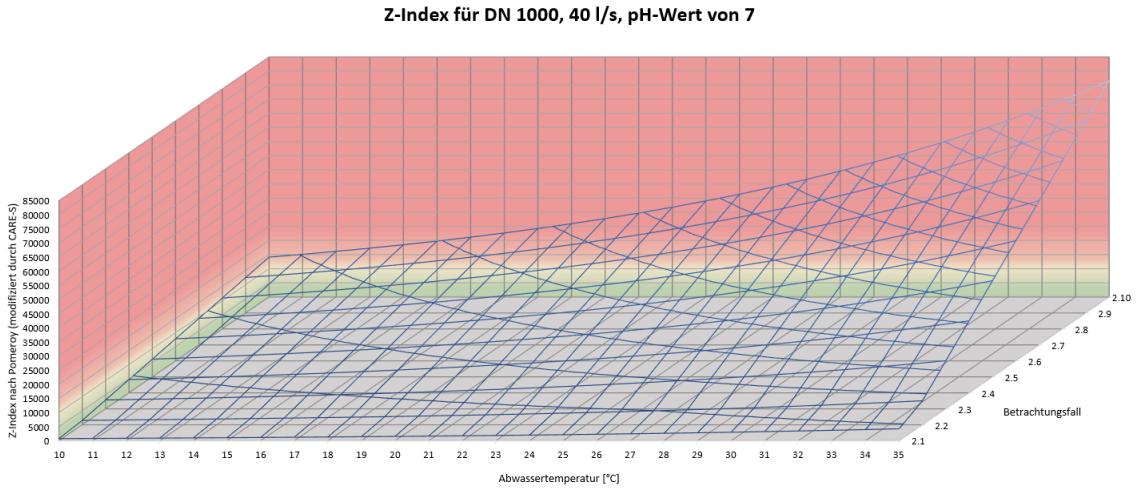


Abbildung A- 92: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 40 l/s, pH-Wert von 7

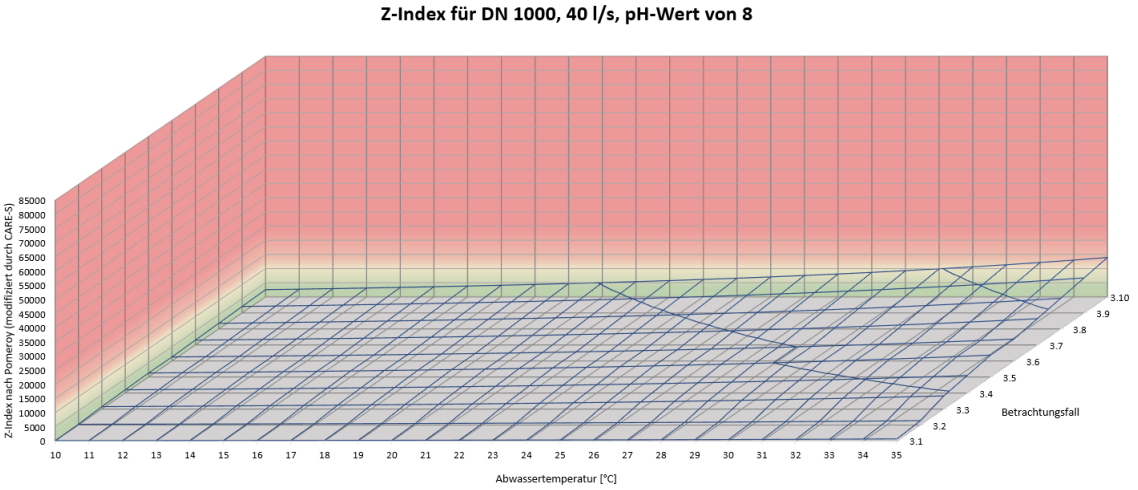


Abbildung A- 93: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 40 l/s, pH-Wert von 8

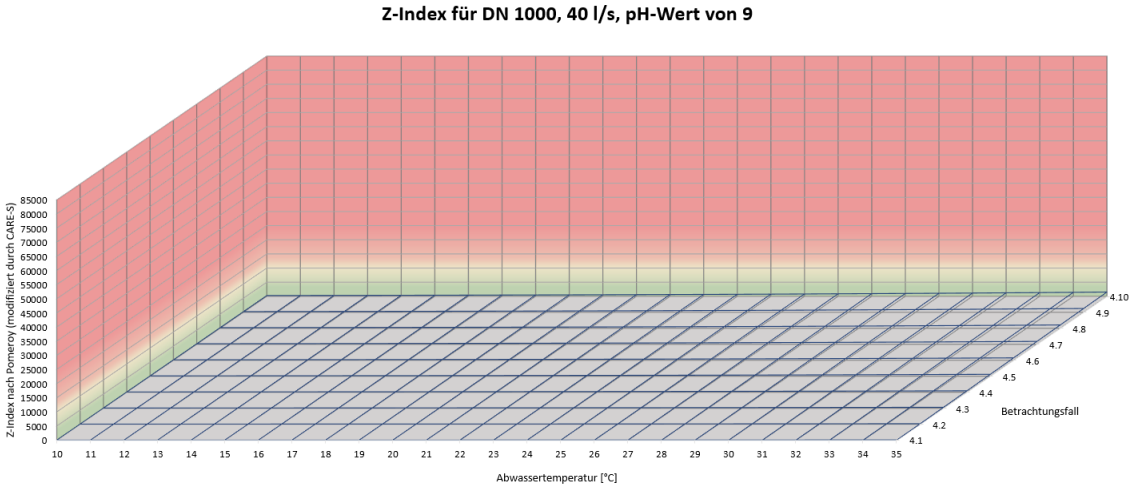


Abbildung A- 94: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 40 l/s, pH-Wert von 9

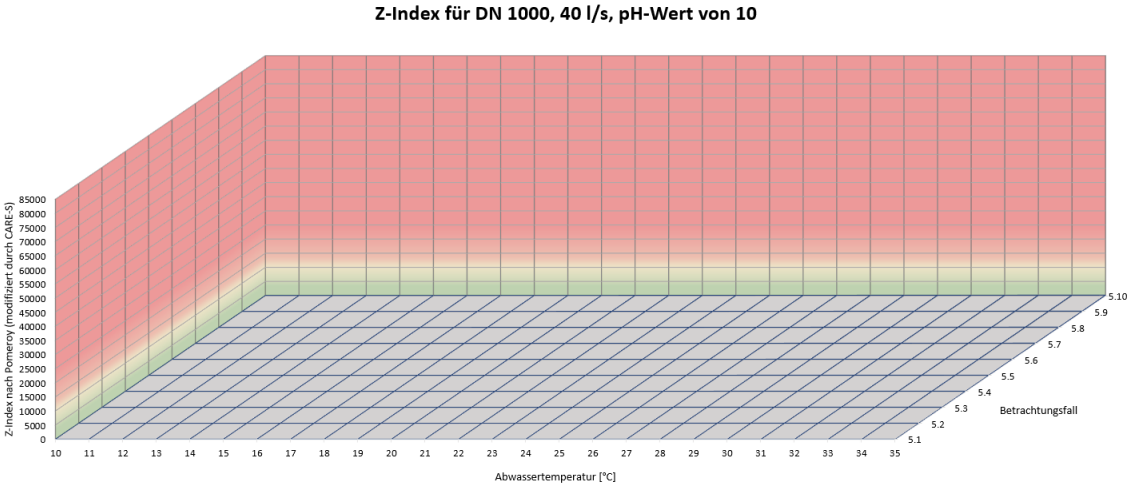


Abbildung A- 95: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 40 l/s, pH-Wert von 10

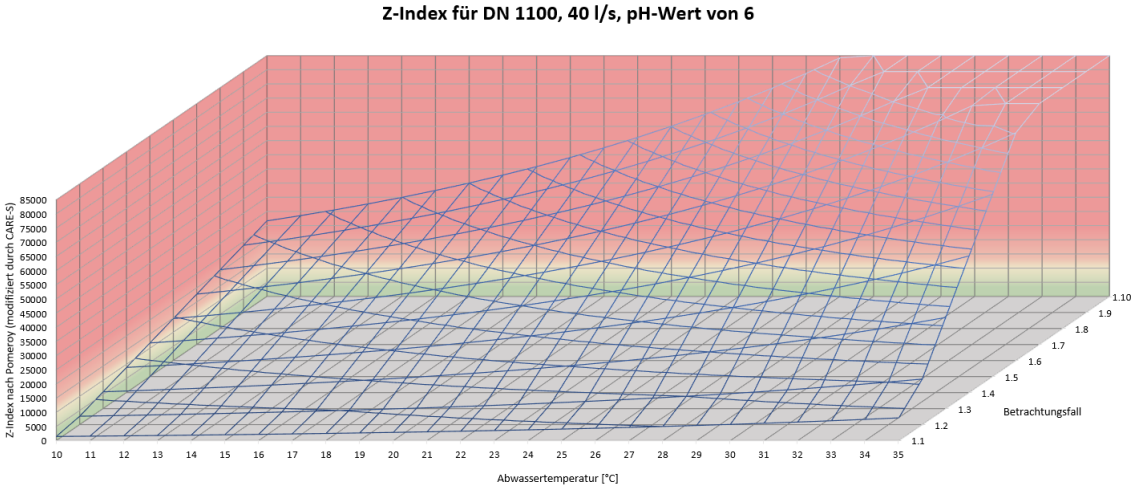


Abbildung A- 96: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 40 l/s, pH-Wert von 6

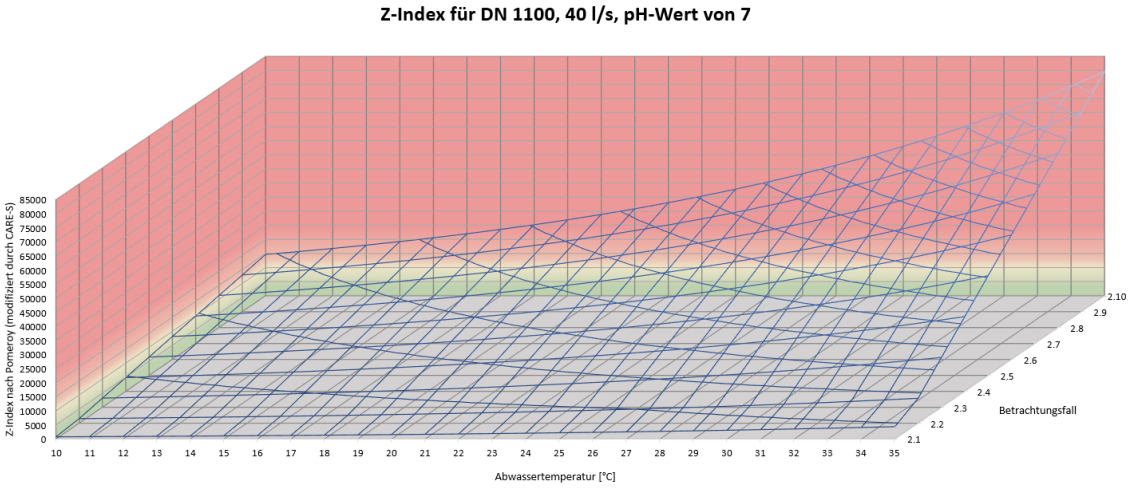


Abbildung A- 97: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 40 l/s, pH-Wert von 7

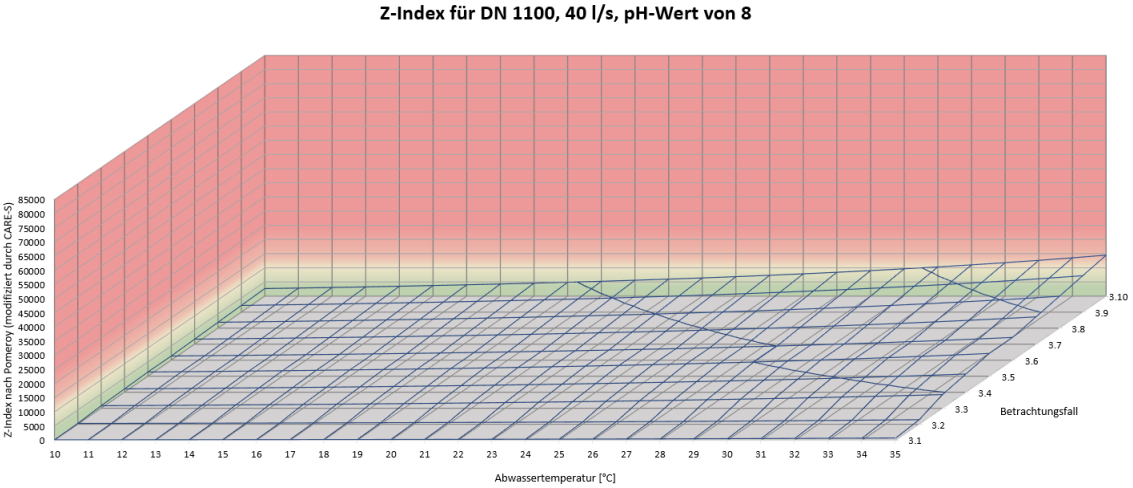


Abbildung A- 98: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 40 l/s, pH-Wert von 8

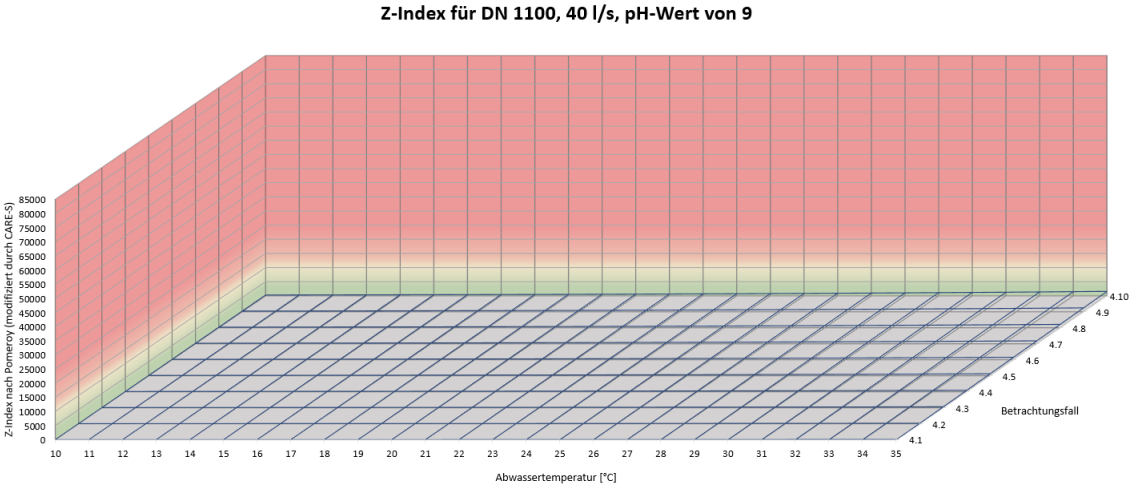


Abbildung A- 99: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 40 l/s, pH-Wert von 9

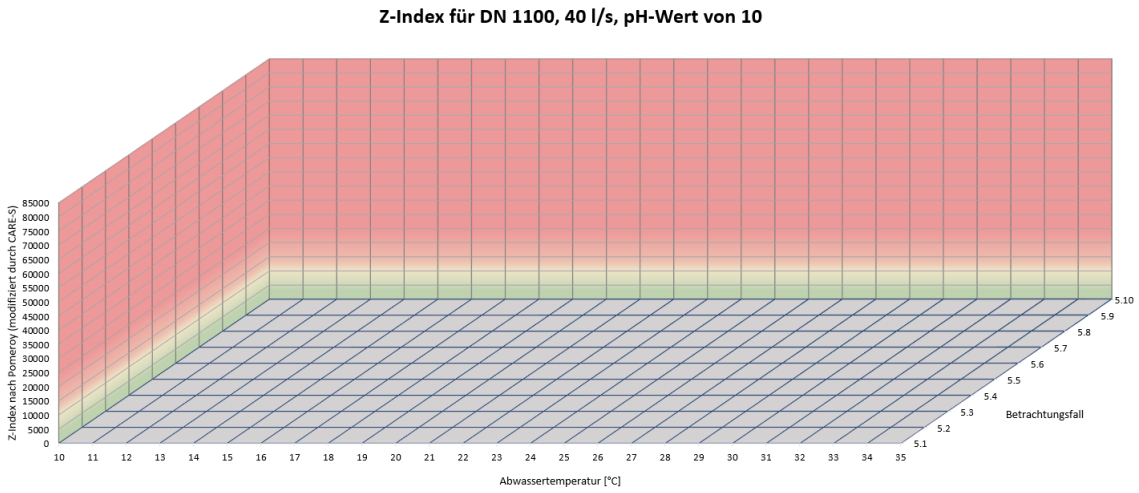


Abbildung A- 100: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 40 l/s, pH-Wert von 10

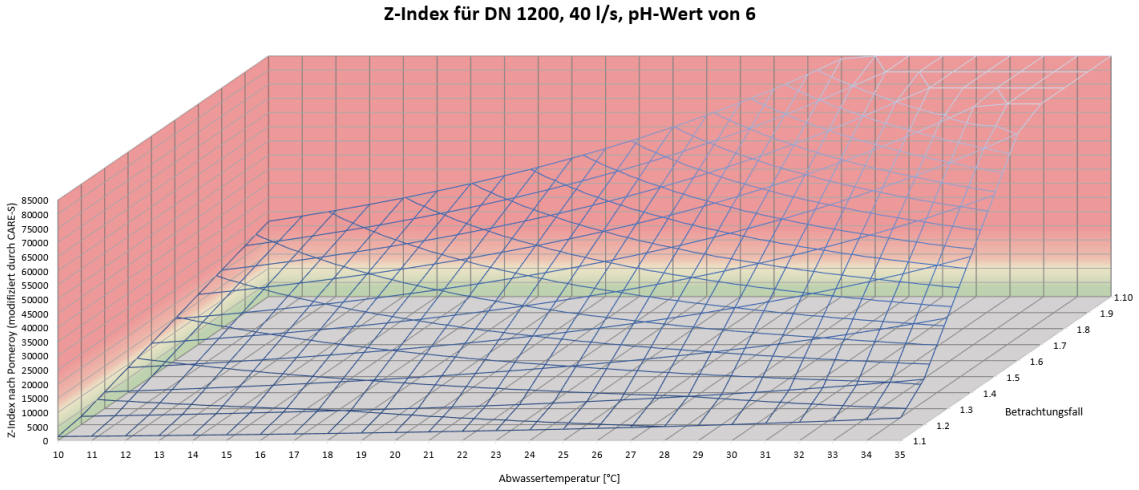


Abbildung A- 101: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 40 l/s, pH-Wert von 6

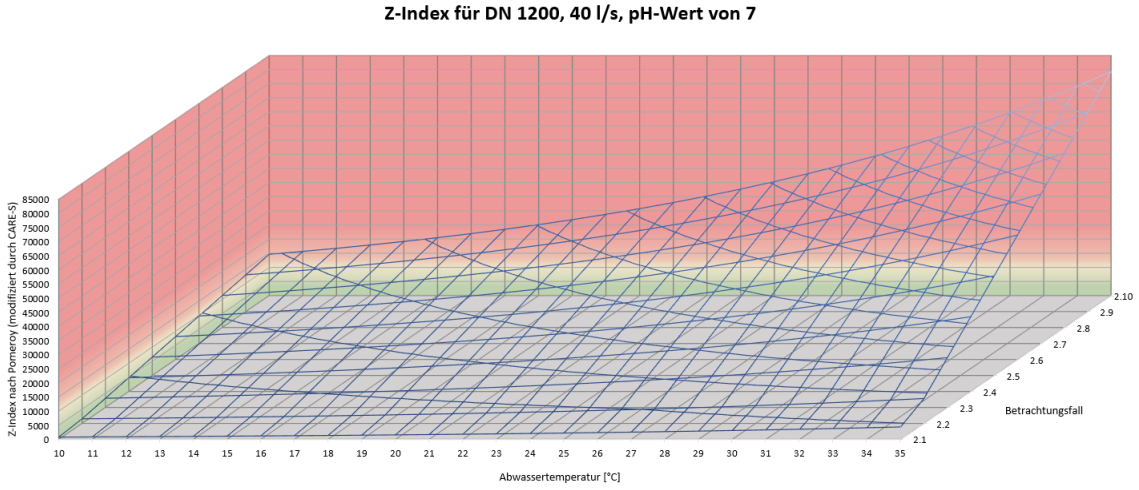


Abbildung A- 102: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 40 l/s, pH-Wert von 7

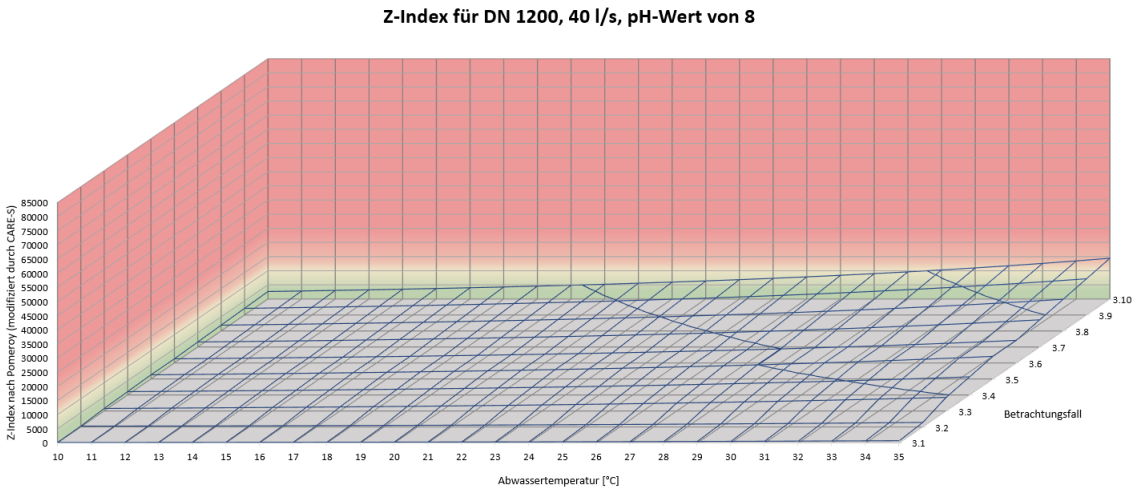


Abbildung A- 103: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 40 l/s, pH-Wert von 8

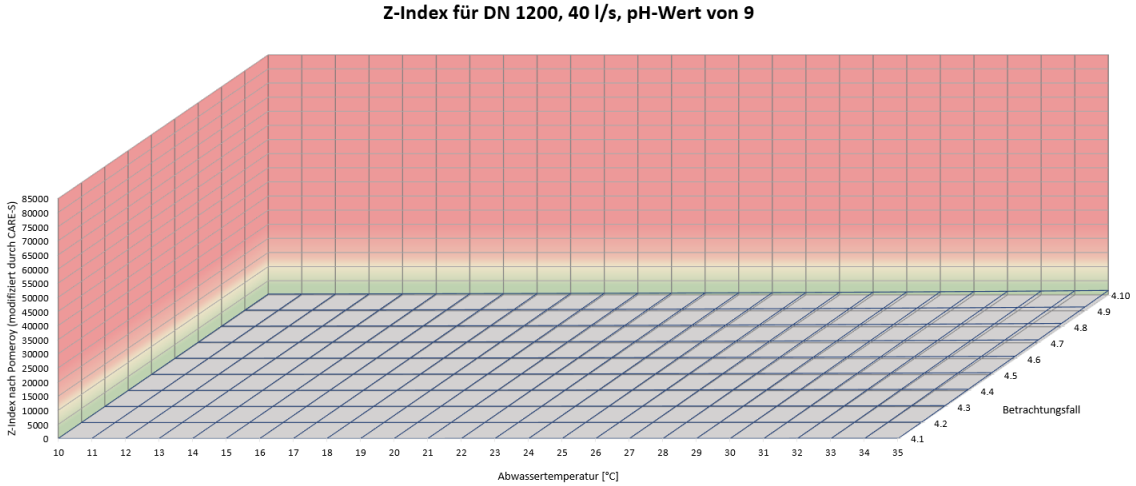


Abbildung A- 104: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 40 l/s, pH-Wert von 9

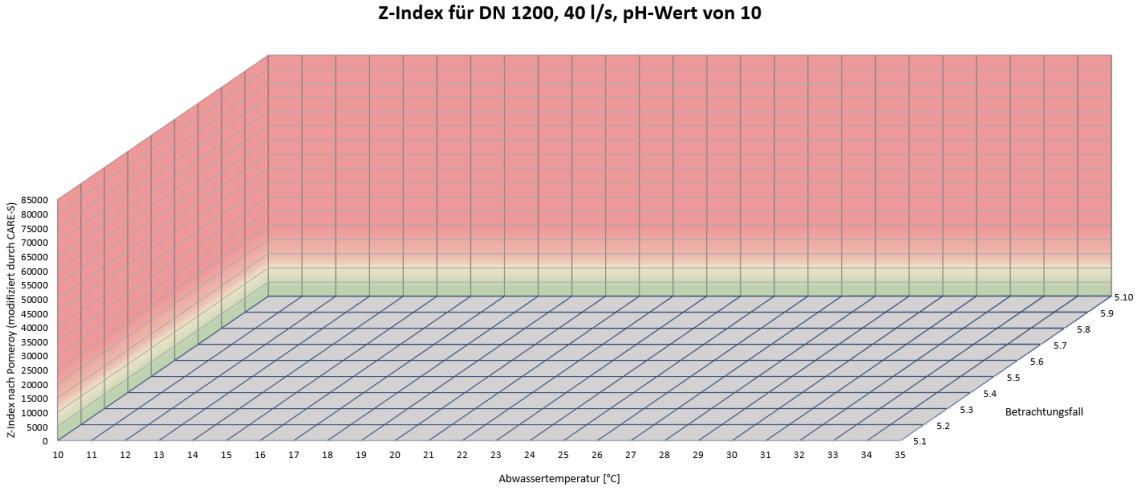


Abbildung A- 105: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 40 l/s, pH-Wert von 10

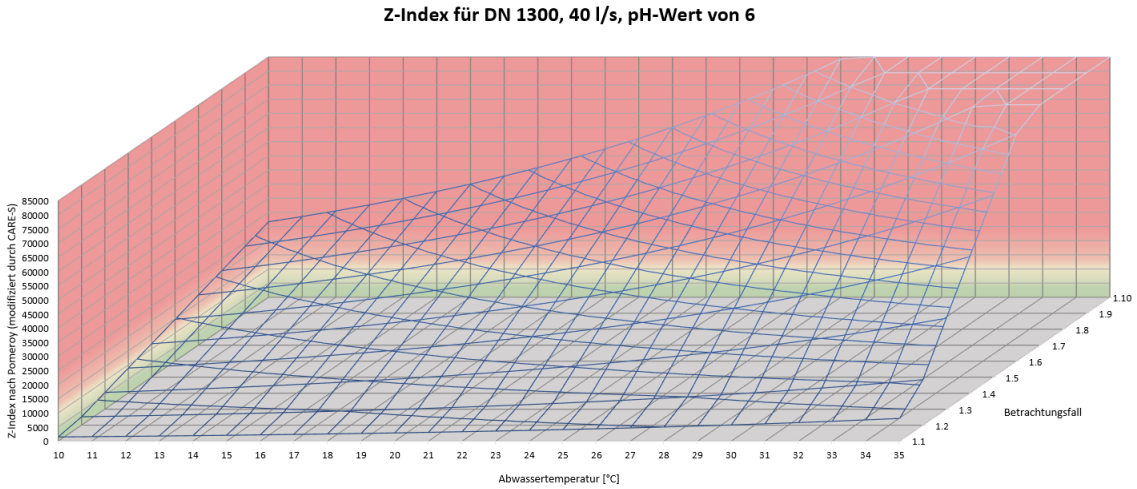


Abbildung A- 106: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 40 l/s, pH-Wert von 6

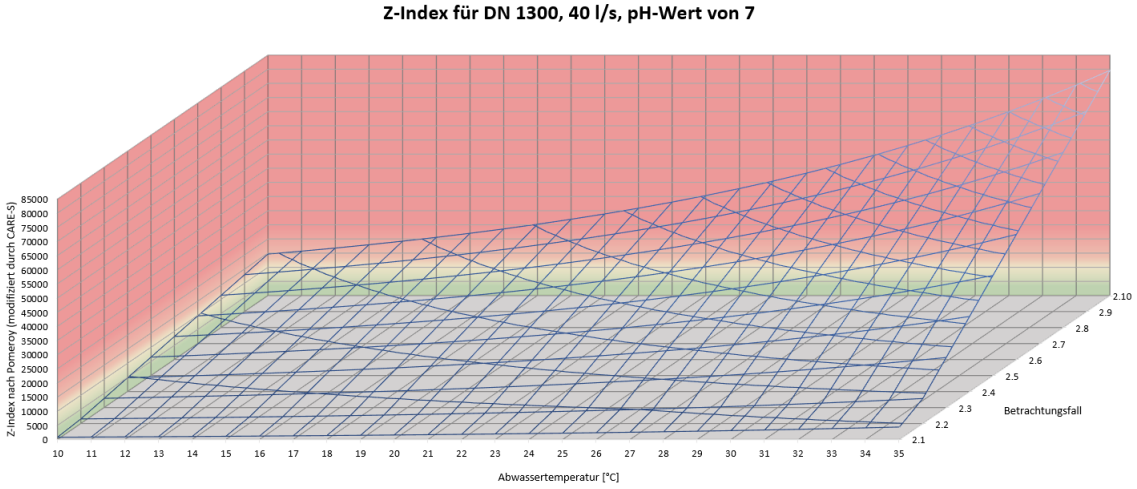


Abbildung A- 107: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 40 l/s, pH-Wert von 7

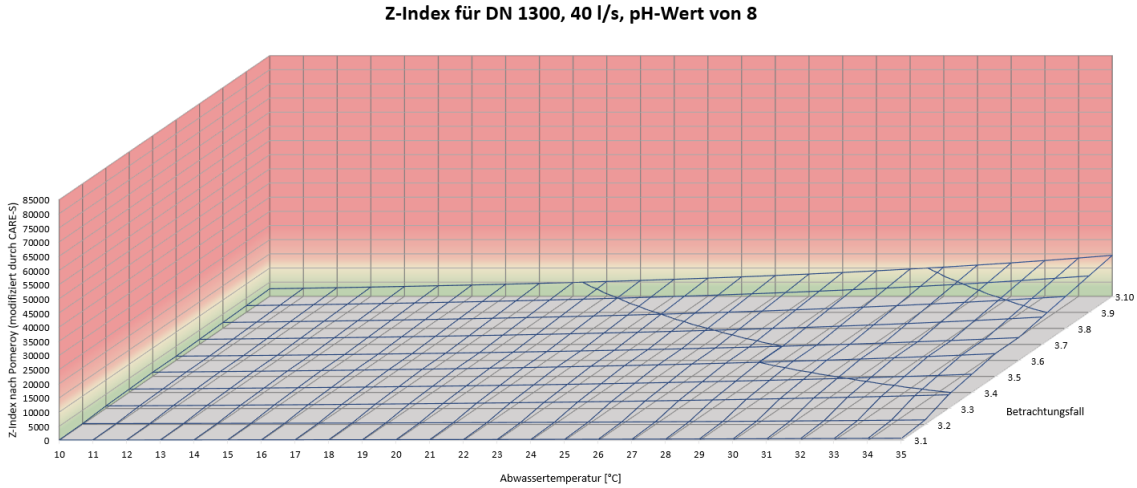


Abbildung A- 108: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 40 l/s, pH-Wert von 8

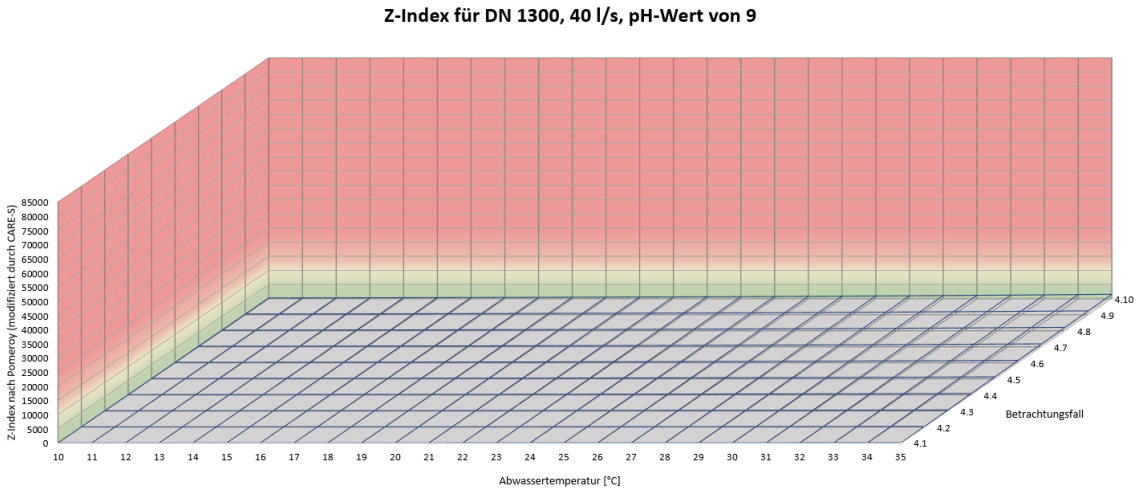


Abbildung A- 109: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 40 l/s, pH-Wert von 9

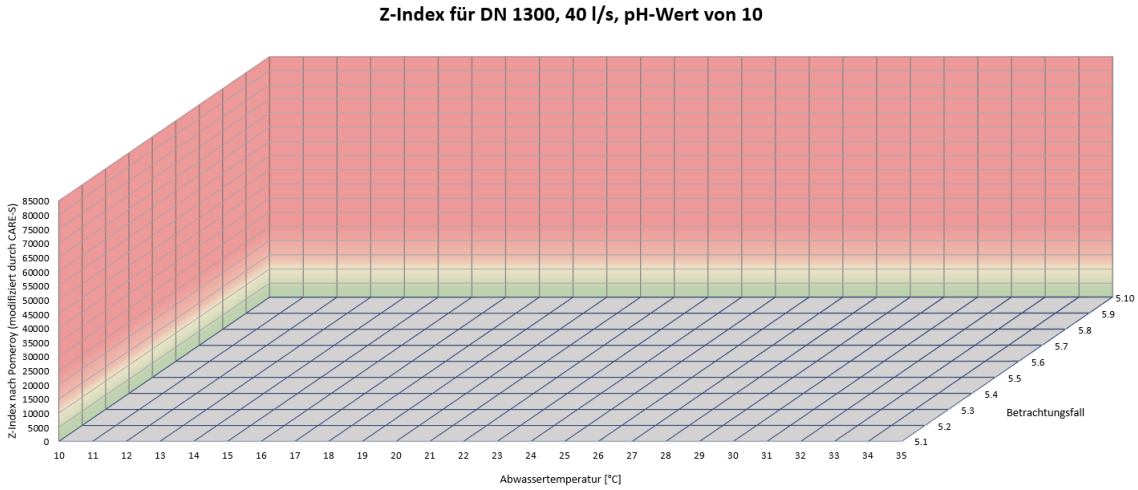


Abbildung A- 110: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1300, 40 l/s, pH-Wert von 10

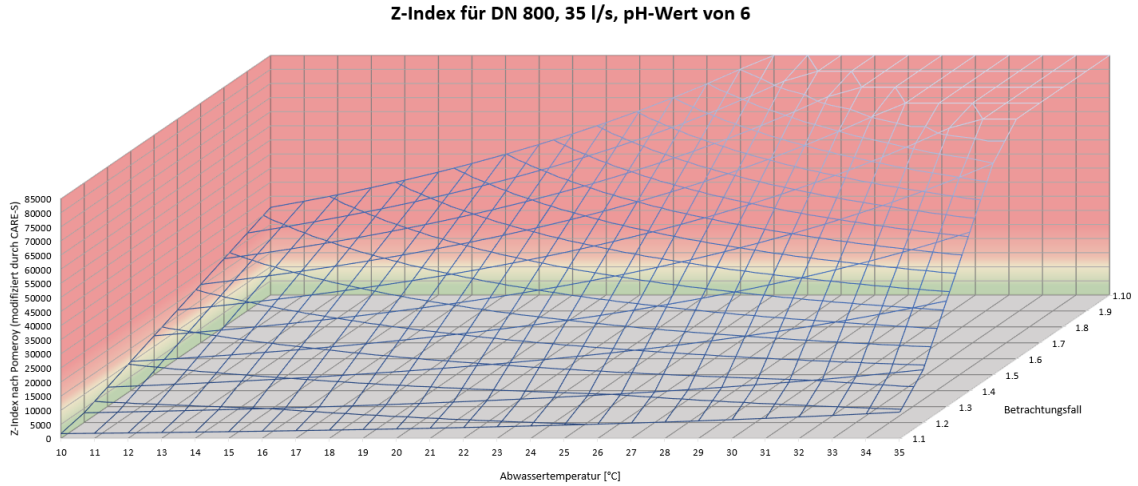


Abbildung A- 111: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 35 l/s, pH-Wert von 6

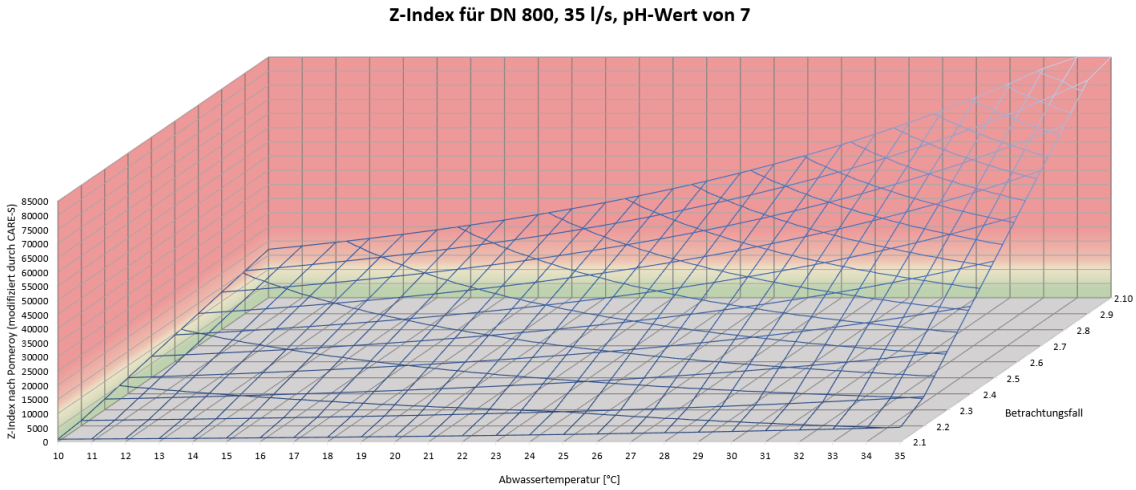


Abbildung A- 112: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 35 l/s, pH-Wert von 7

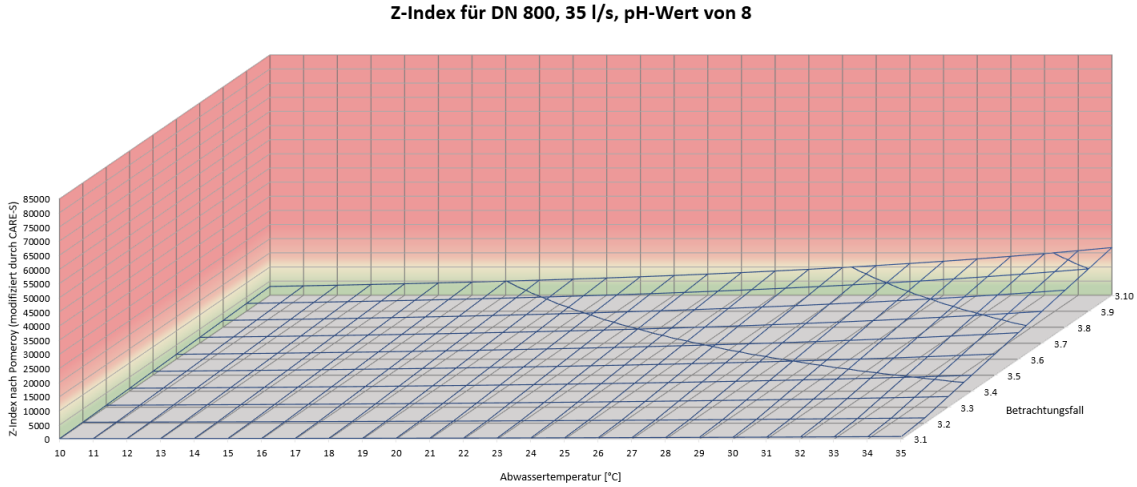


Abbildung A- 113: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 35 l/s, pH-Wert von 8

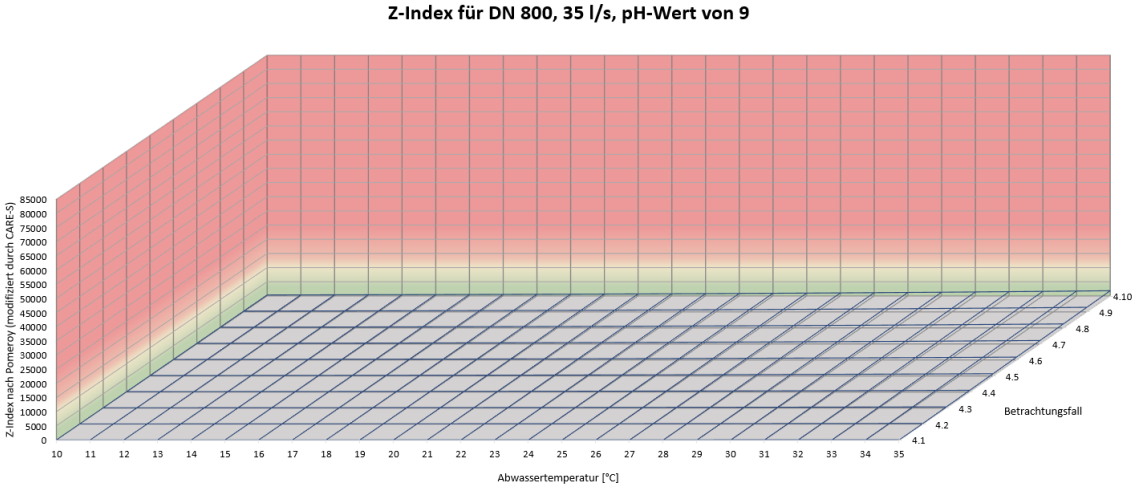


Abbildung A- 114: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 35 l/s, pH-Wert von 9

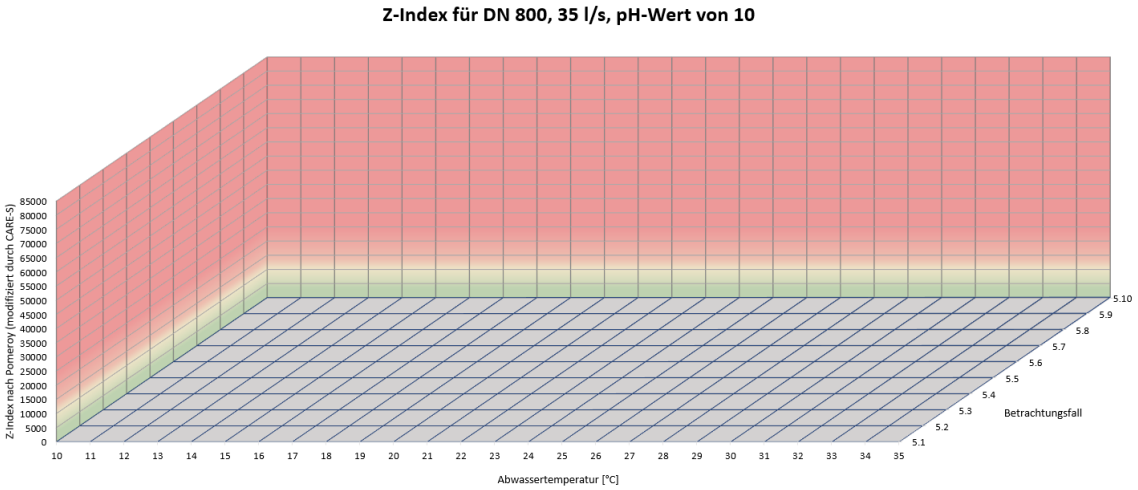


Abbildung A- 115: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 35 l/s, pH-Wert von 10

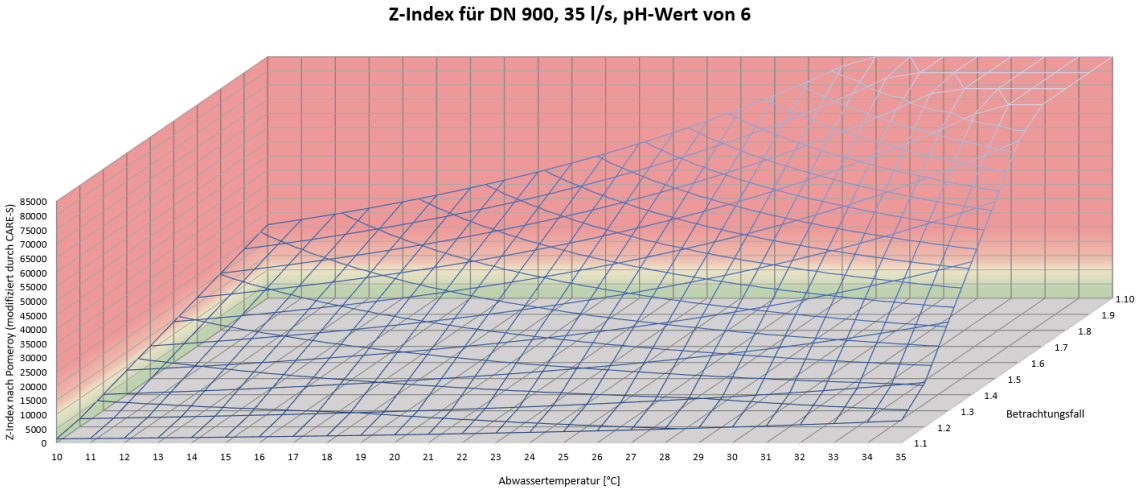


Abbildung A- 116: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 35 l/s, pH-Wert von 6

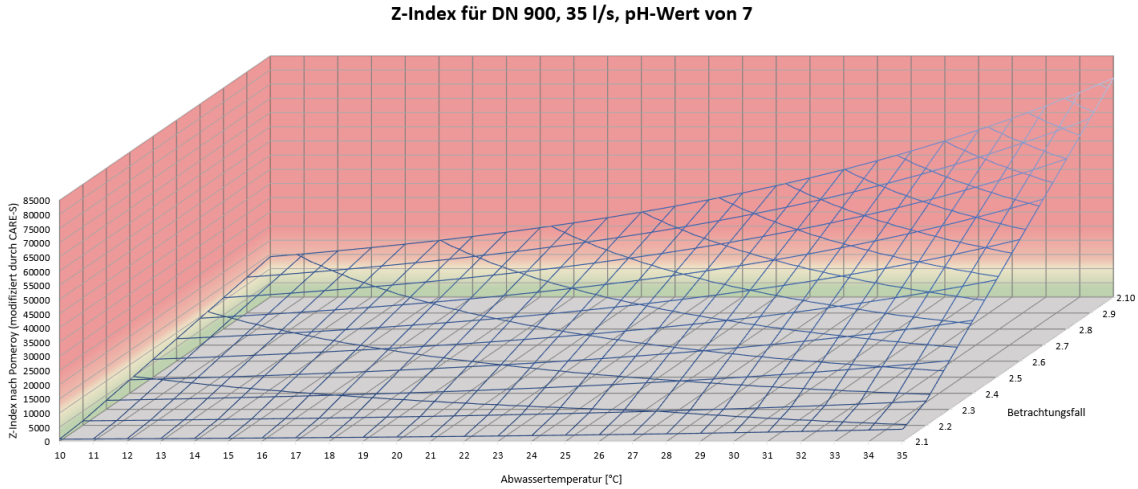


Abbildung A- 117: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 35 l/s, pH-Wert von 7

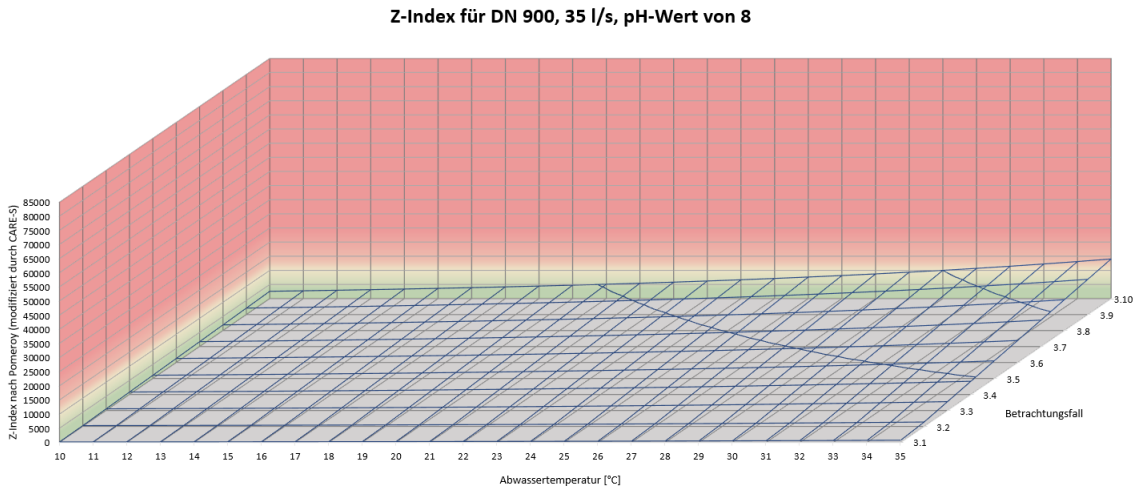


Abbildung A- 118: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 35 l/s, pH-Wert von 8

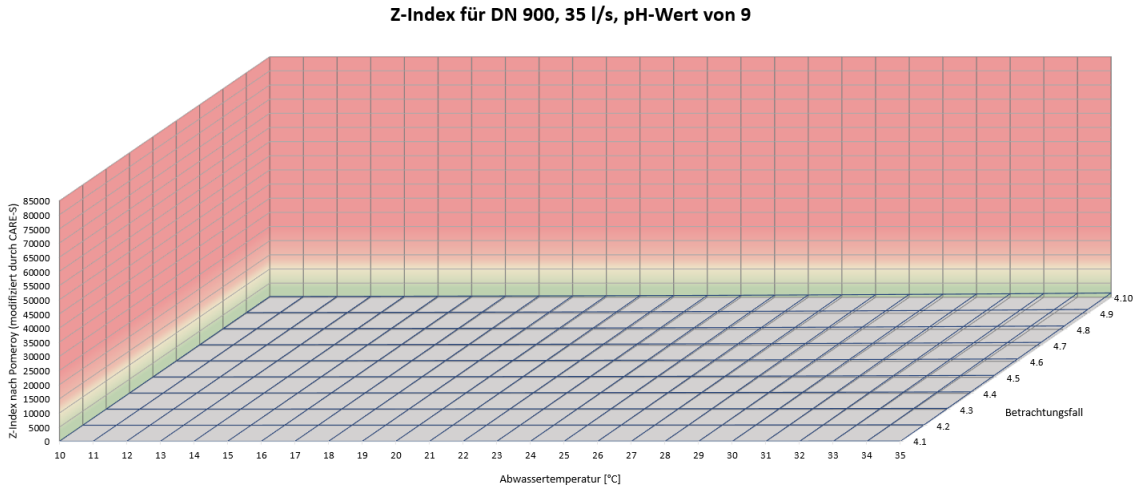


Abbildung A- 119: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 35 l/s, pH-Wert von 9

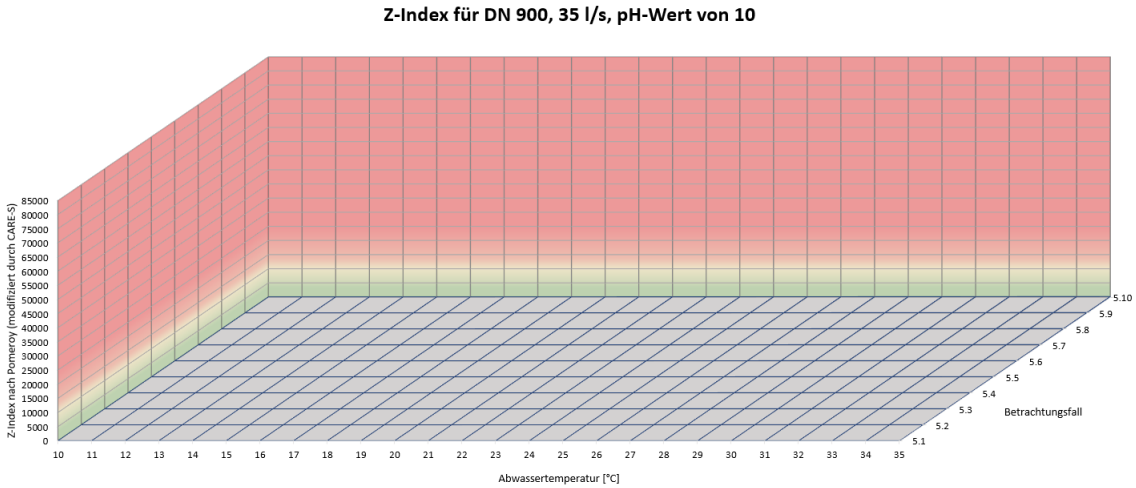


Abbildung A- 120: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 35 l/s, pH-Wert von 10

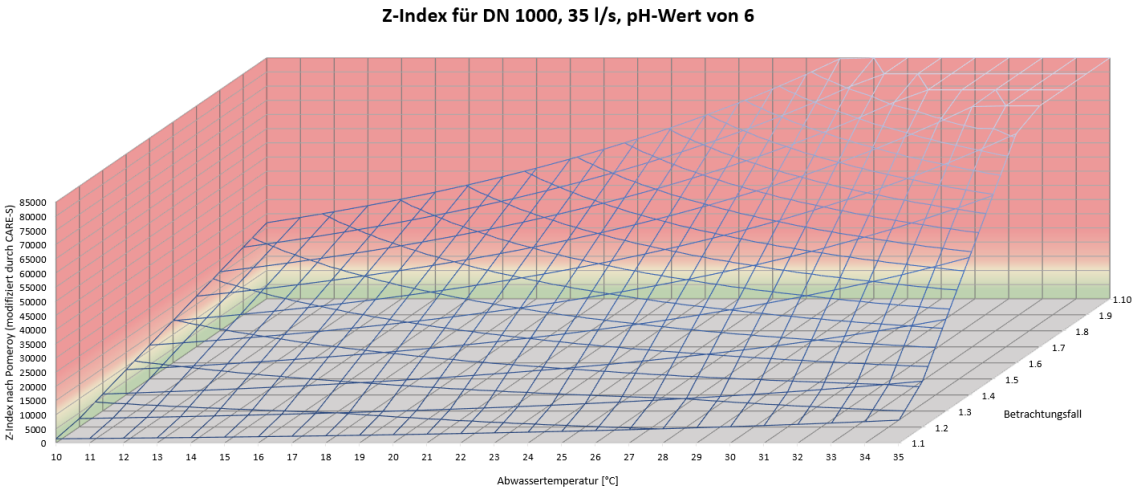


Abbildung A- 121: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 35 l/s, pH-Wert von 6

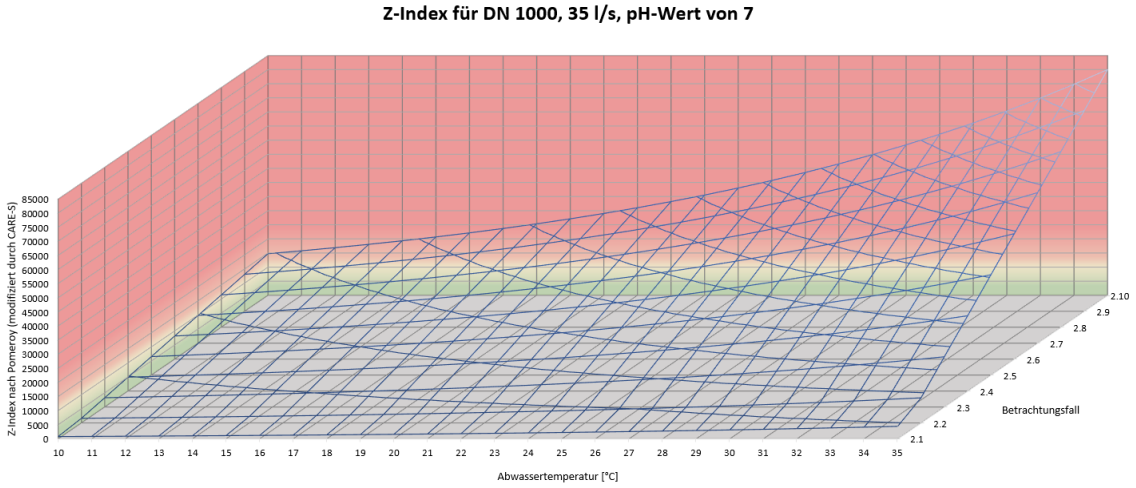


Abbildung A- 122: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 35 l/s, pH-Wert von 7

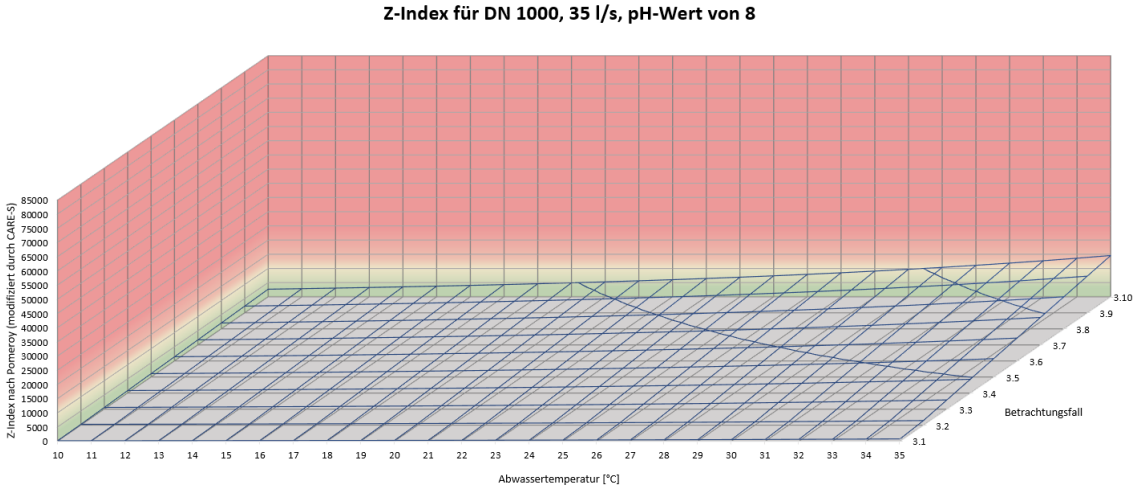


Abbildung A- 123: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 35 l/s, pH-Wert von 8

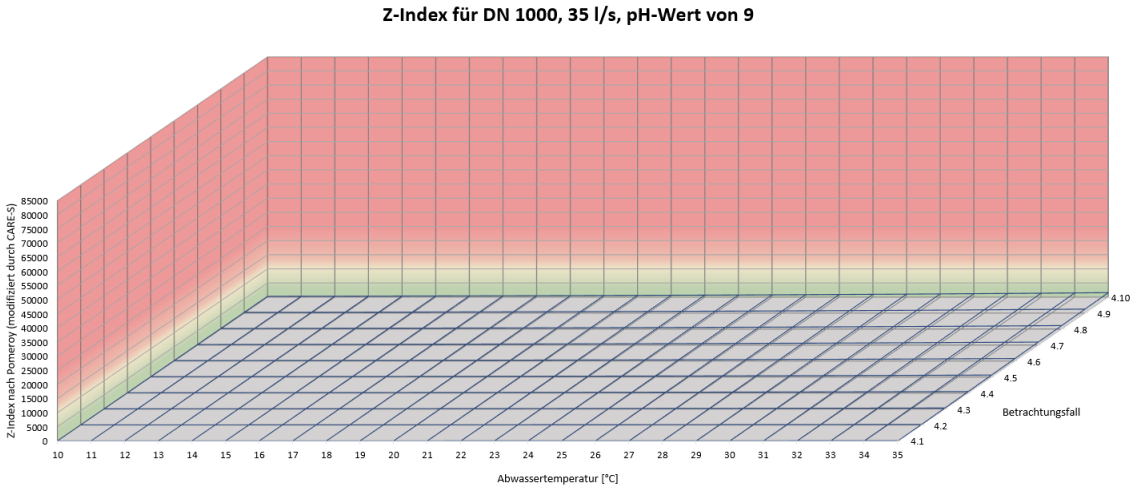


Abbildung A- 124: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 35 l/s, pH-Wert von 9

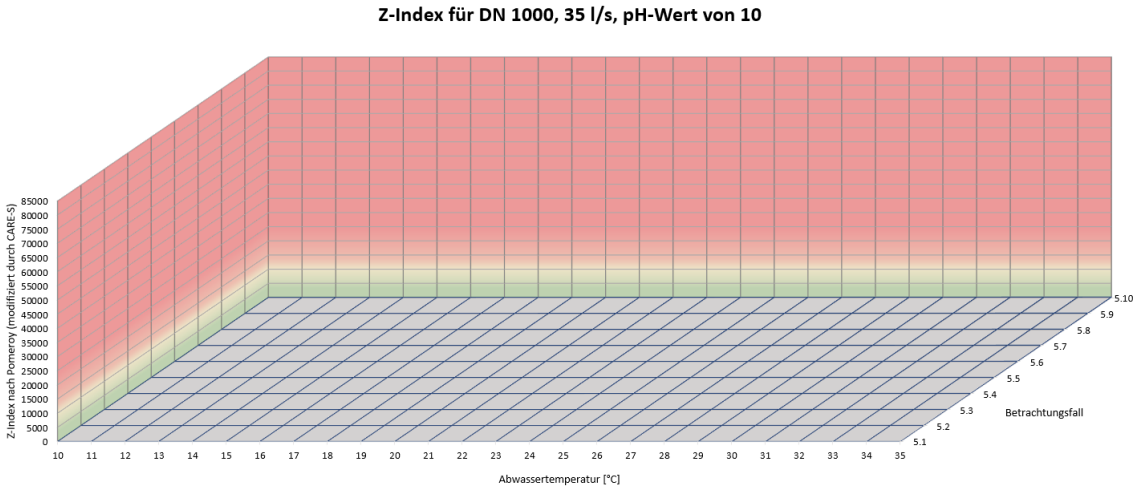


Abbildung A- 125: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 35 l/s, pH-Wert von 10

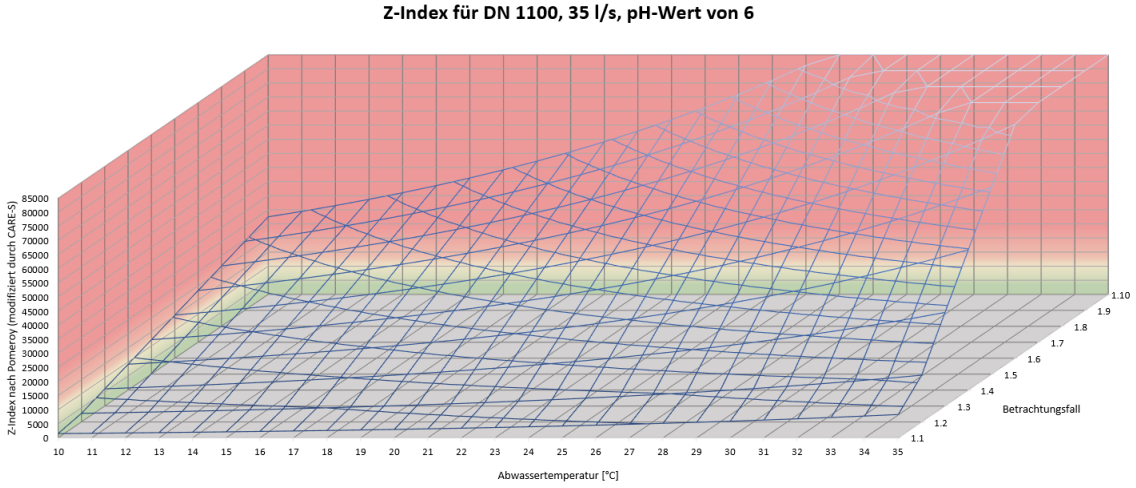


Abbildung A- 126: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 35 l/s, pH-Wert von 6

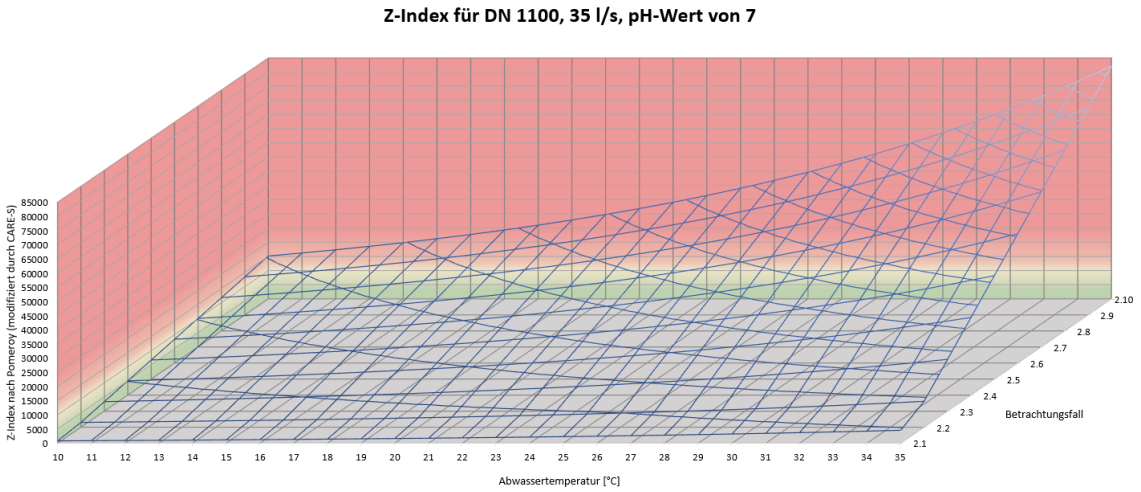


Abbildung A- 127: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 35 l/s, pH-Wert von 7

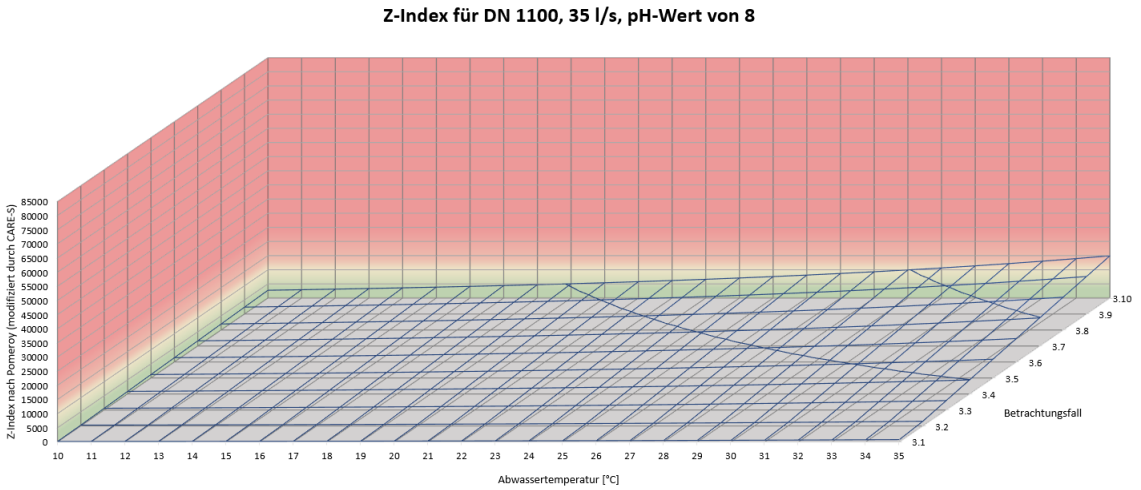


Abbildung A- 128: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 35 l/s, pH-Wert von 8

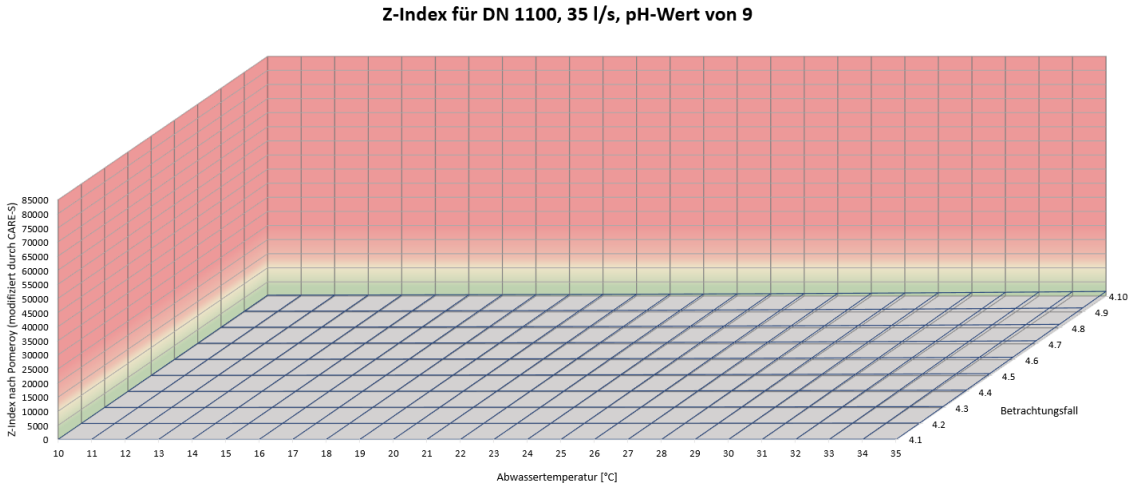


Abbildung A- 129: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 35 l/s, pH-Wert von 9

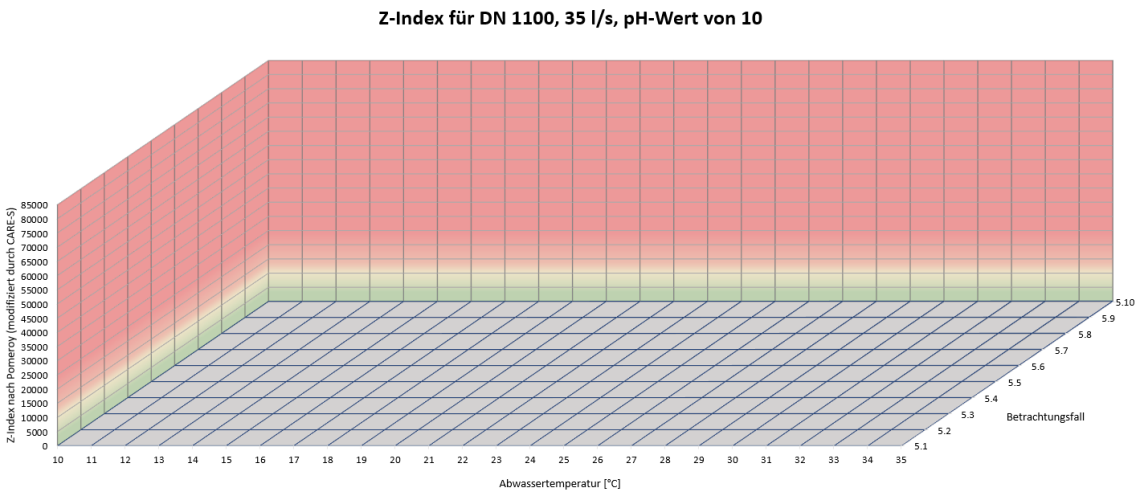


Abbildung A- 130: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 35 l/s, pH-Wert von 10

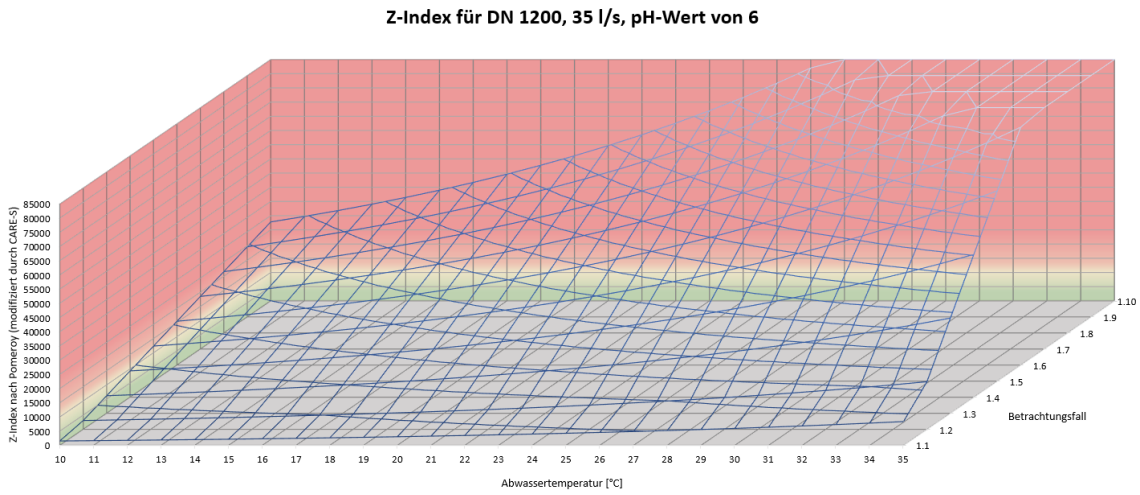


Abbildung A- 131: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 35 l/s, pH-Wert von 6

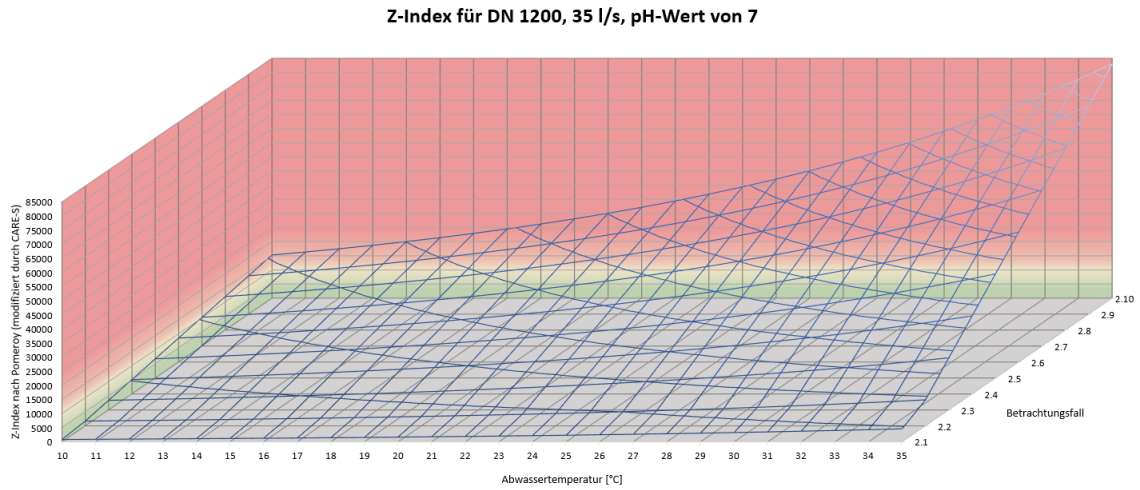


Abbildung A- 132: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 35 l/s, pH-Wert von 7

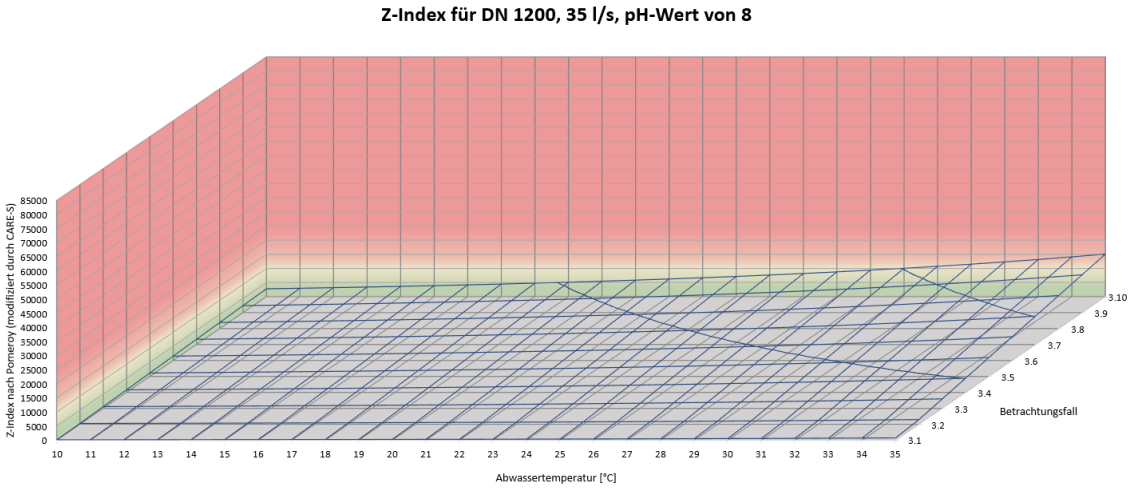


Abbildung A- 133: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 35 l/s, pH-Wert von 8

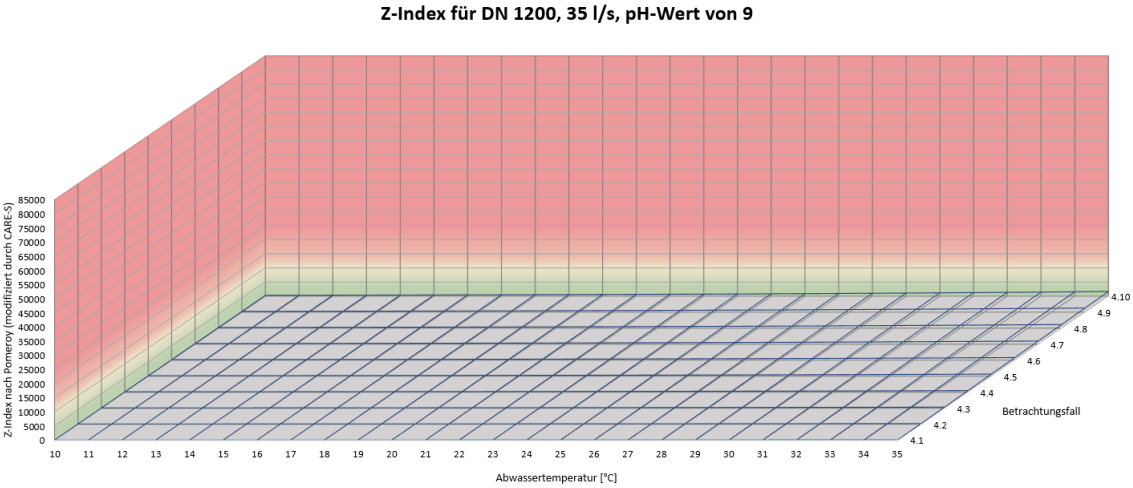


Abbildung A- 134: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 35 l/s, pH-Wert von 9

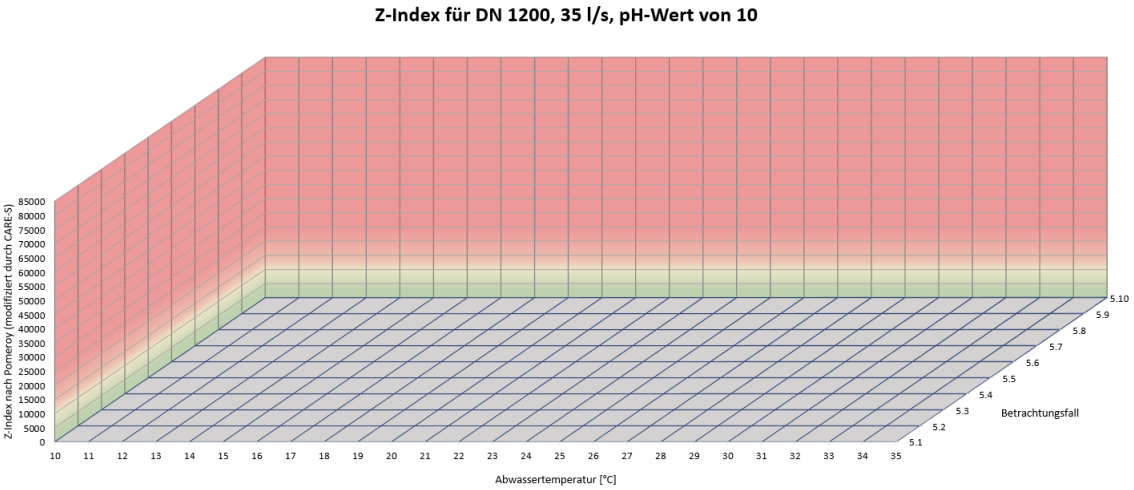


Abbildung A- 135: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 35 l/s, pH-Wert von 10

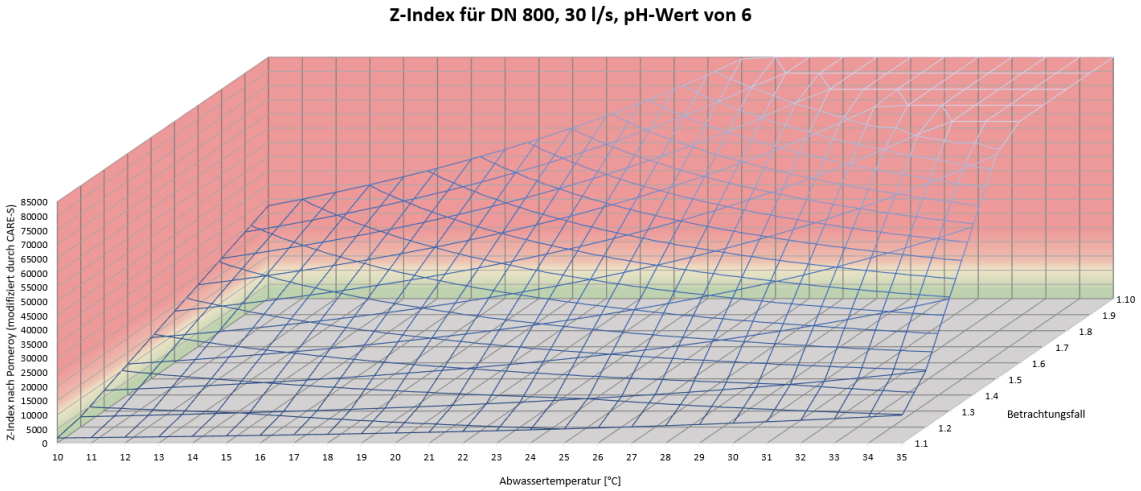


Abbildung A- 136: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 30 l/s, pH-Wert von 6

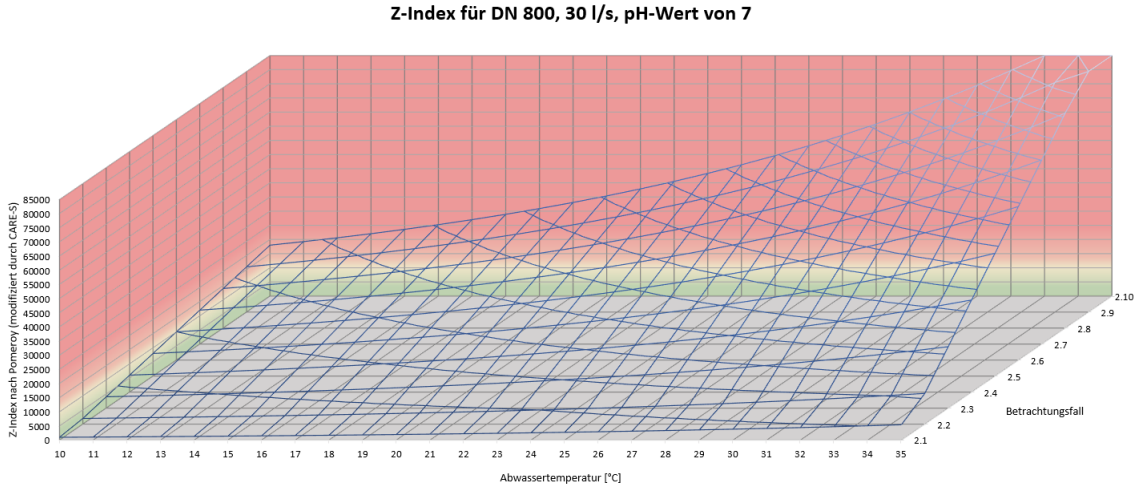


Abbildung A- 137: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 30 l/s, pH-Wert von 7

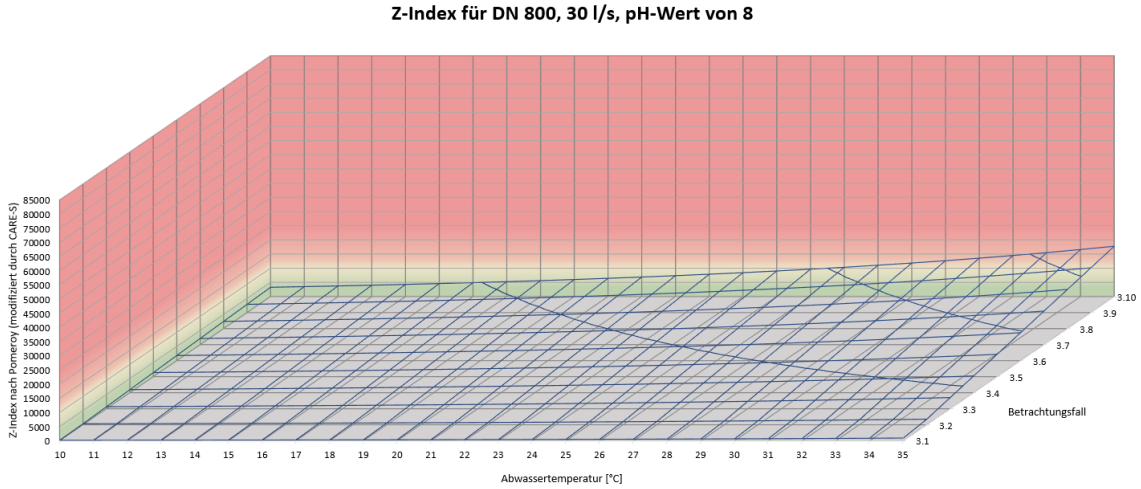


Abbildung A- 138: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 30 l/s, pH-Wert von 8

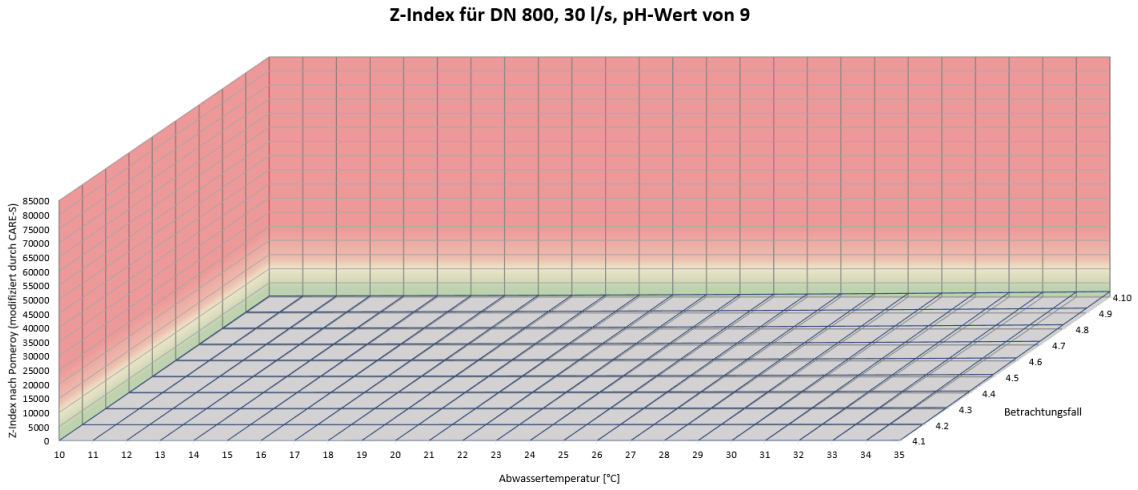


Abbildung A- 139: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 30 l/s, pH-Wert von 9

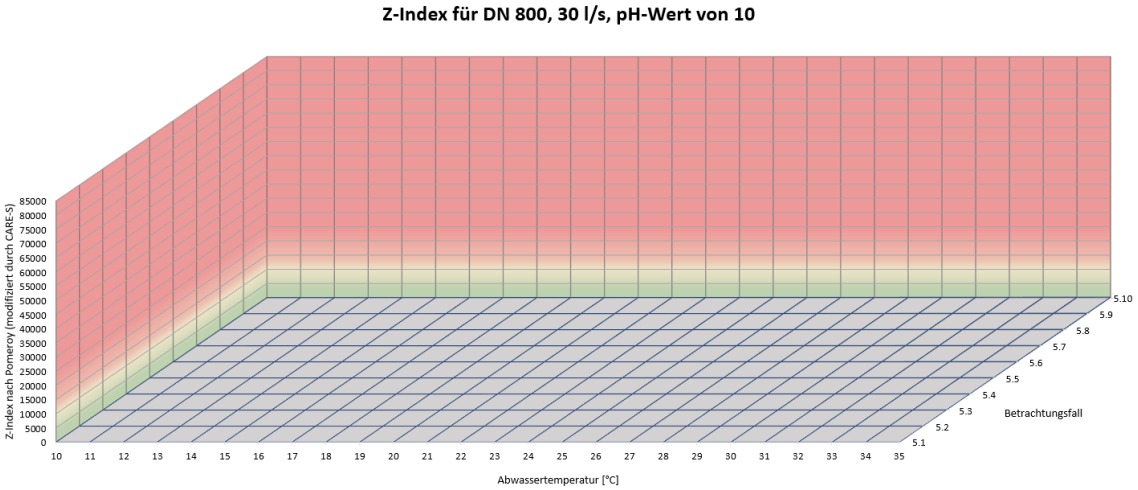


Abbildung A- 140: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 30 l/s, pH-Wert von 10

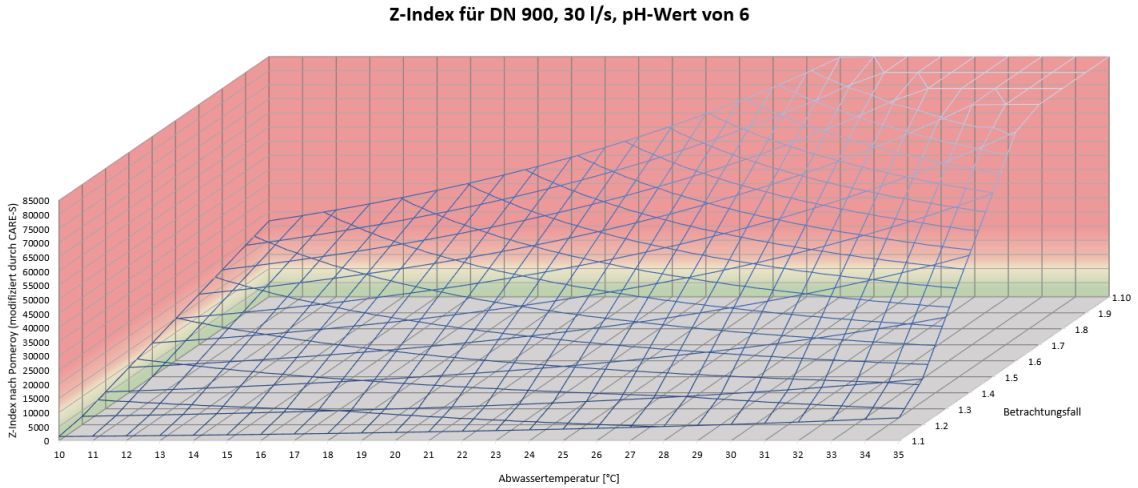


Abbildung A- 141: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 30 l/s, pH-Wert von 6

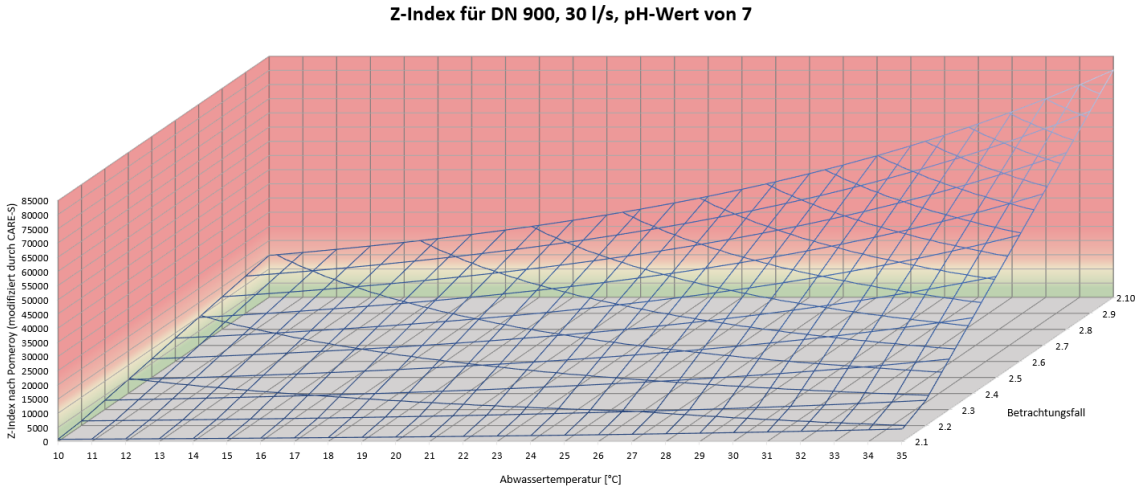


Abbildung A- 142: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 30 l/s, pH-Wert von 7

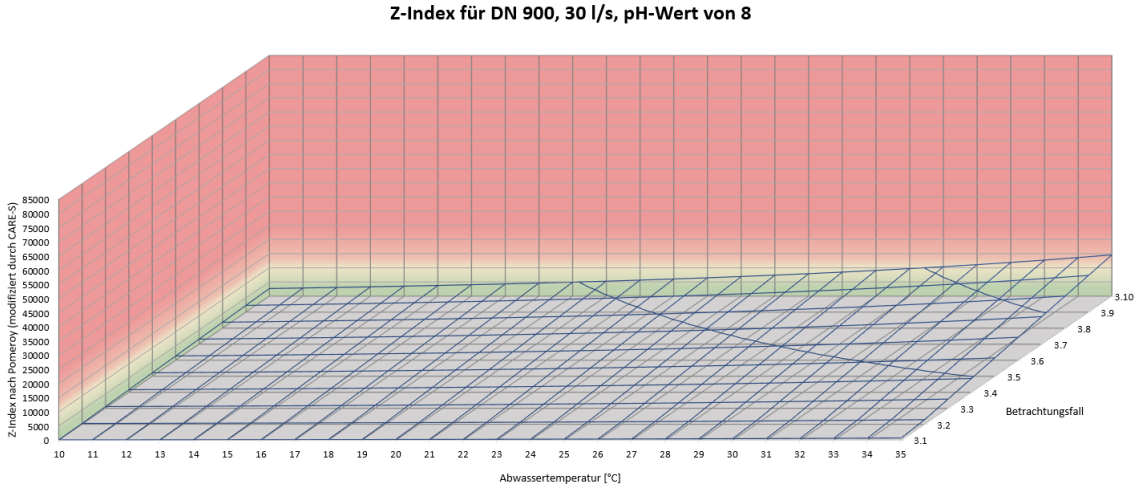


Abbildung A- 143: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 30 l/s, pH-Wert von 8

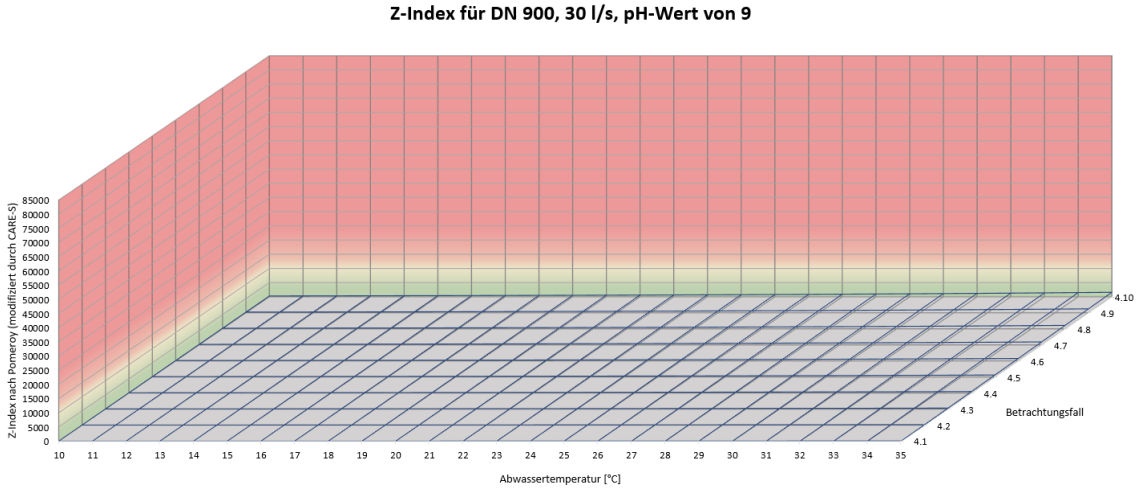


Abbildung A- 144: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 30 l/s, pH-Wert von 9

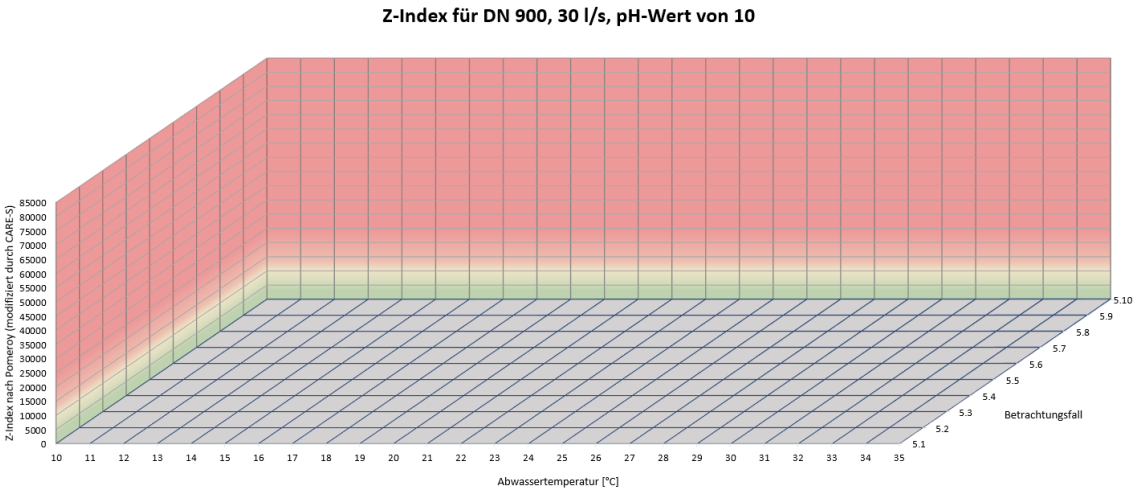


Abbildung A- 145: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 30 l/s, pH-Wert von 10

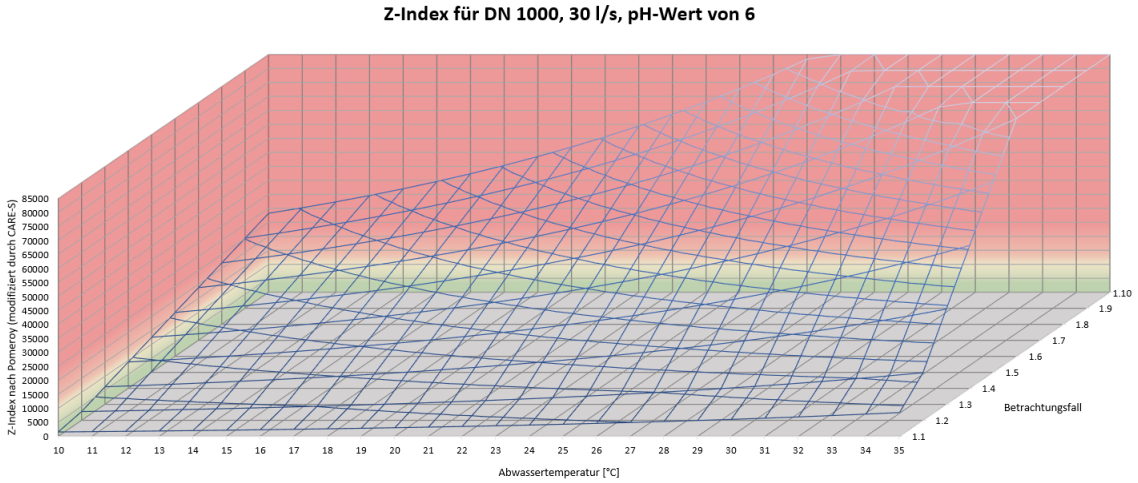


Abbildung A- 146: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 30 l/s, pH-Wert von 6

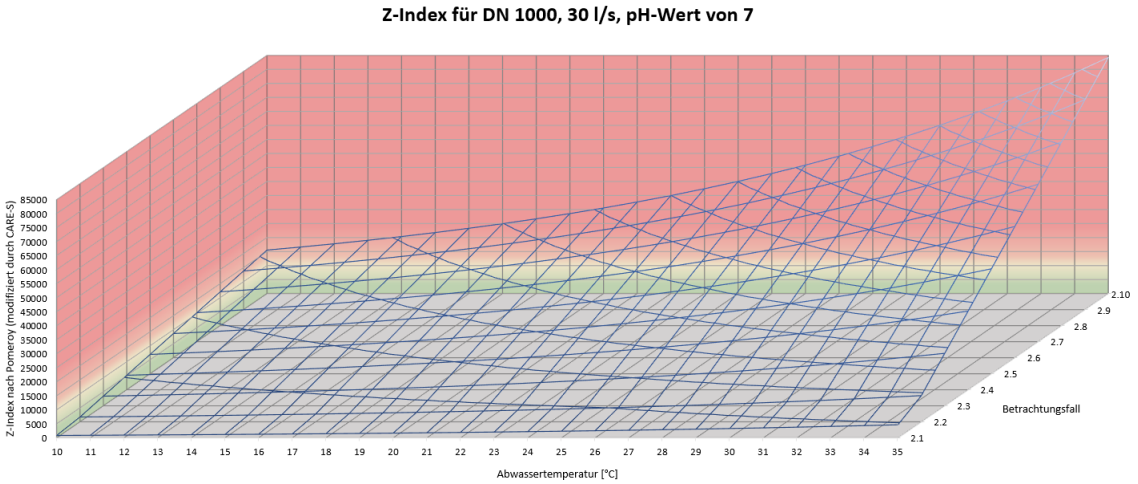


Abbildung A- 147: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 30 l/s, pH-Wert von 7

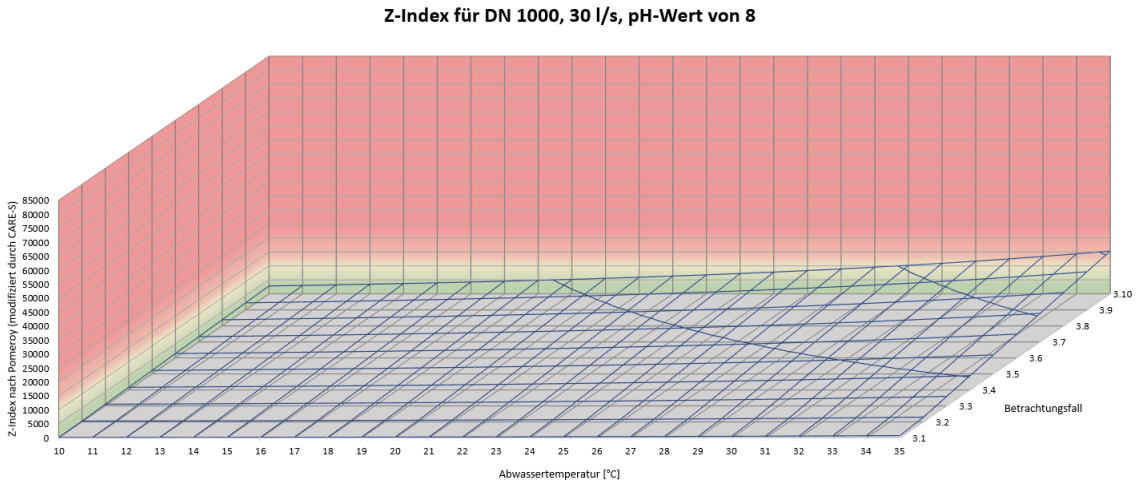


Abbildung A- 148: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 30 l/s, pH-Wert von 8

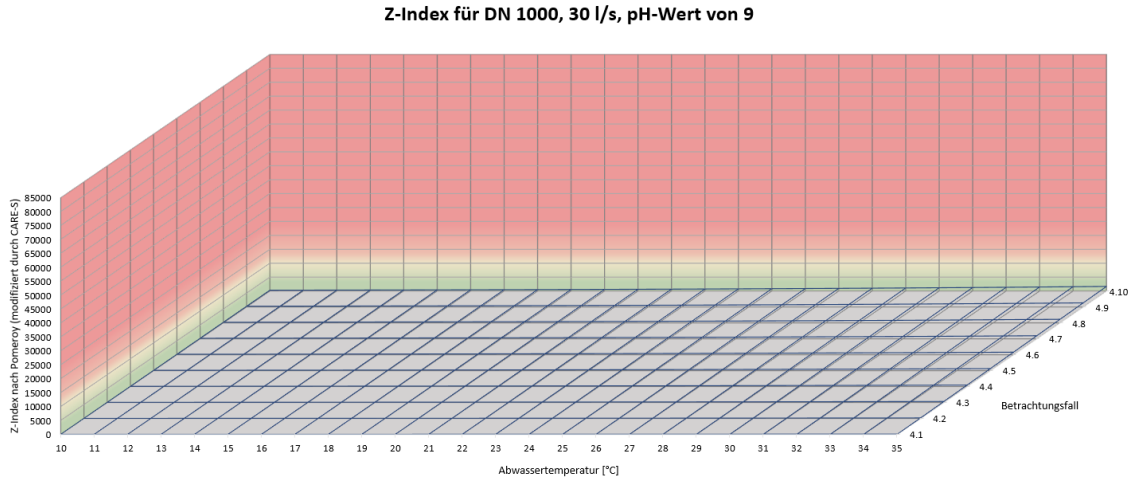


Abbildung A- 149: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 30 l/s, pH-Wert von 9

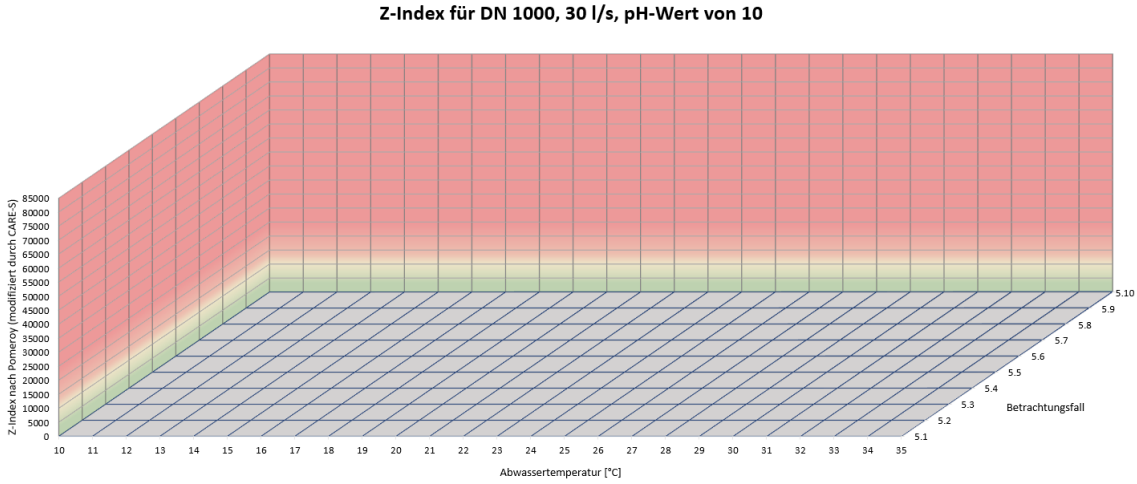


Abbildung A- 150: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 30 l/s, pH-Wert von 10

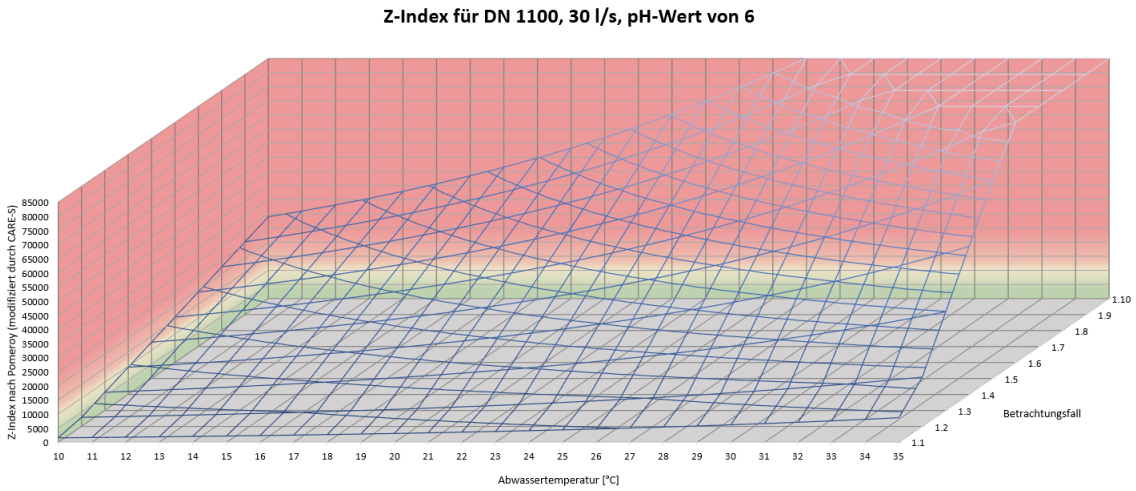


Abbildung A- 151: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 6

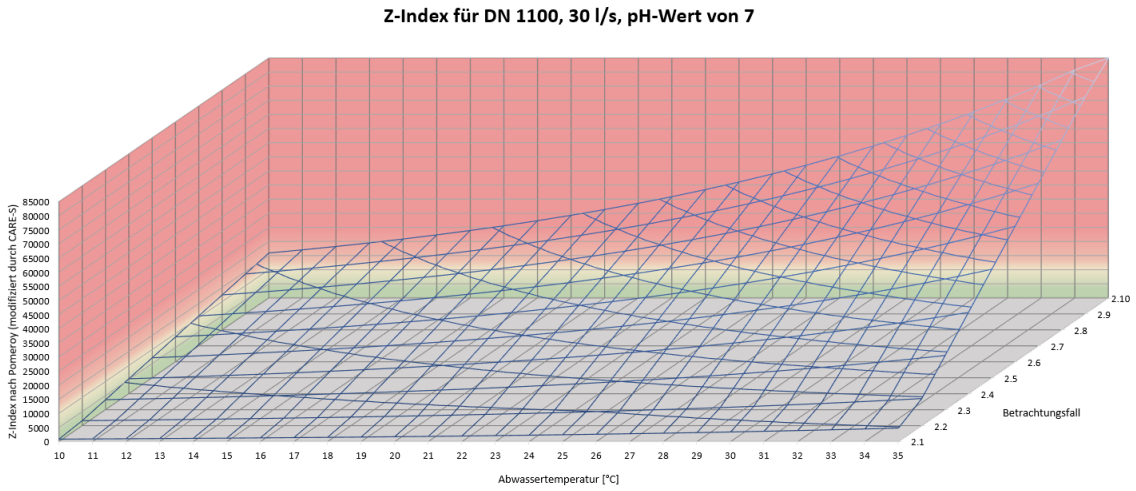


Abbildung A- 152: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 7

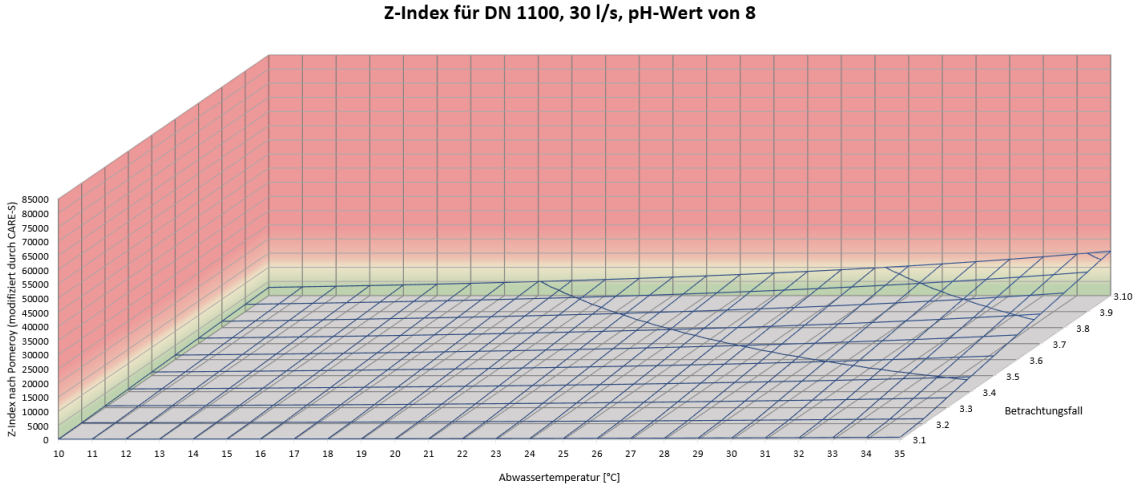


Abbildung A- 153: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 8

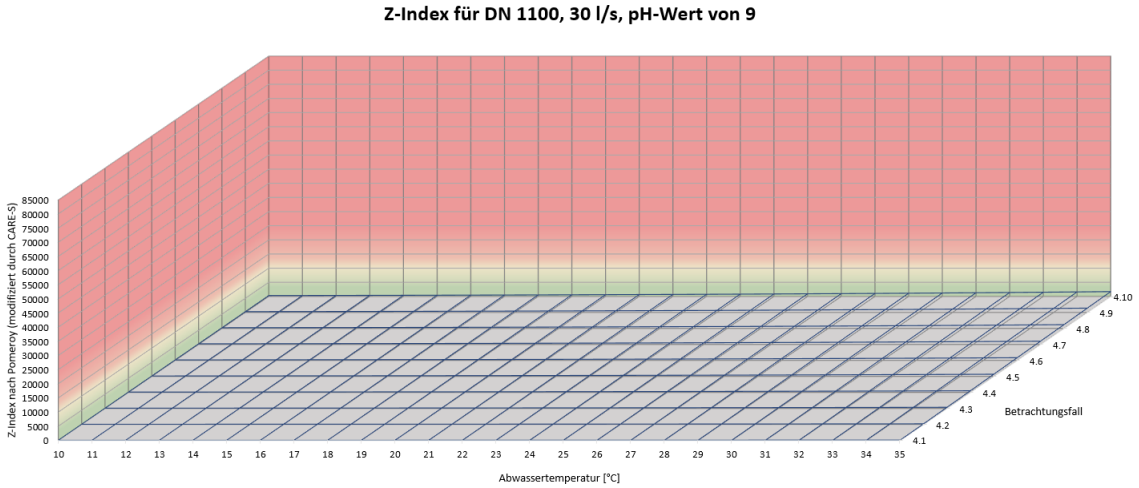


Abbildung A- 154: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 9

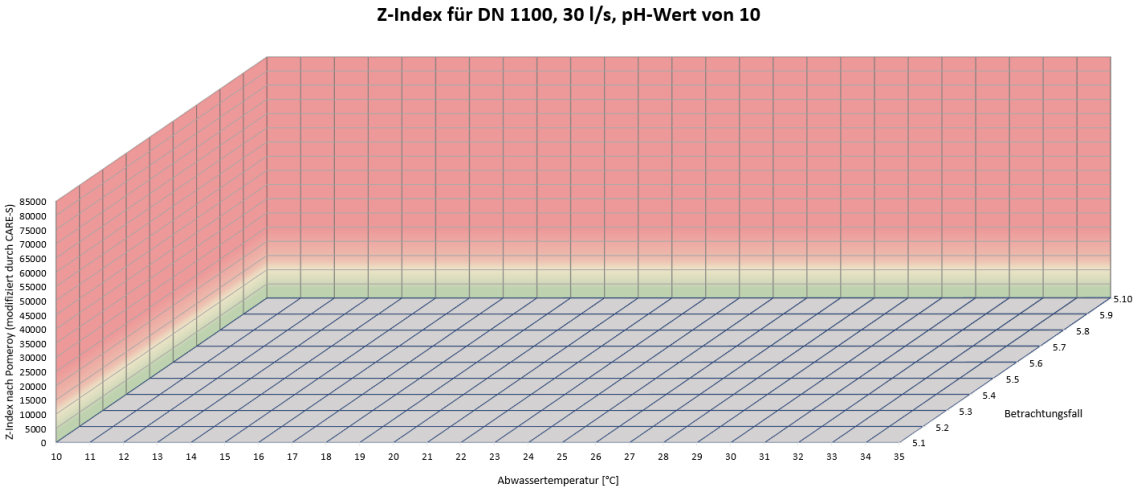


Abbildung A- 155: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 10

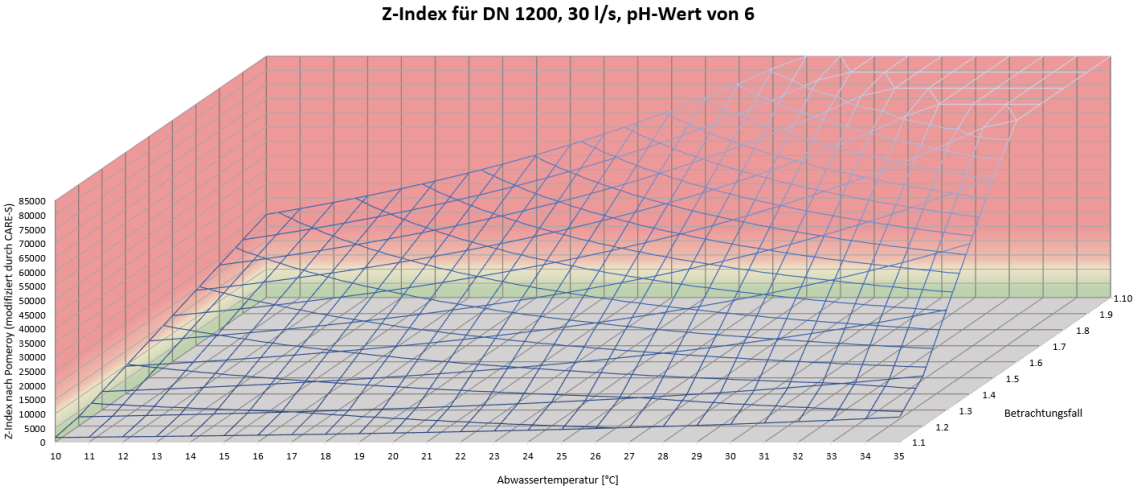


Abbildung A- 156: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1200, 30 l/s, pH-Wert von 6

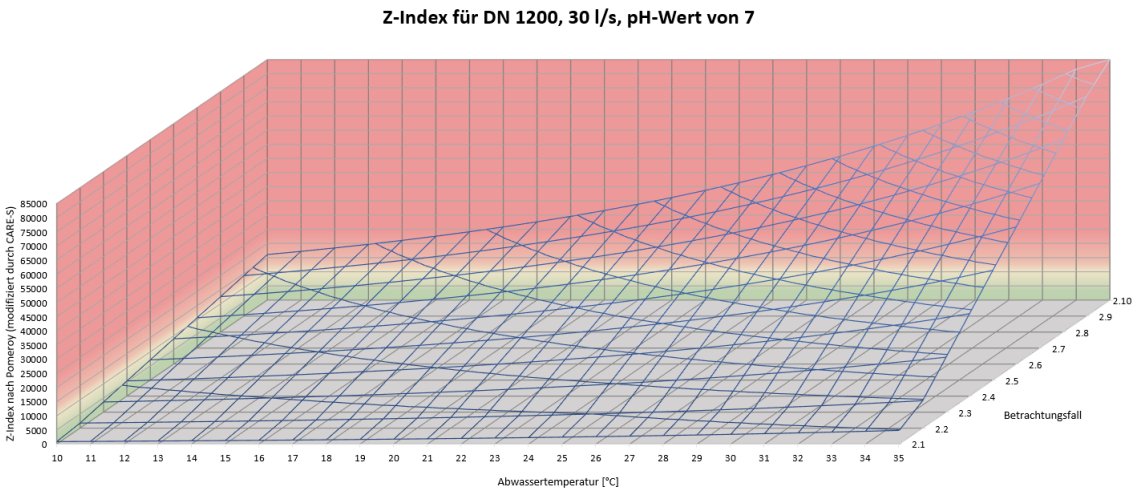


Abbildung A- 157: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 7

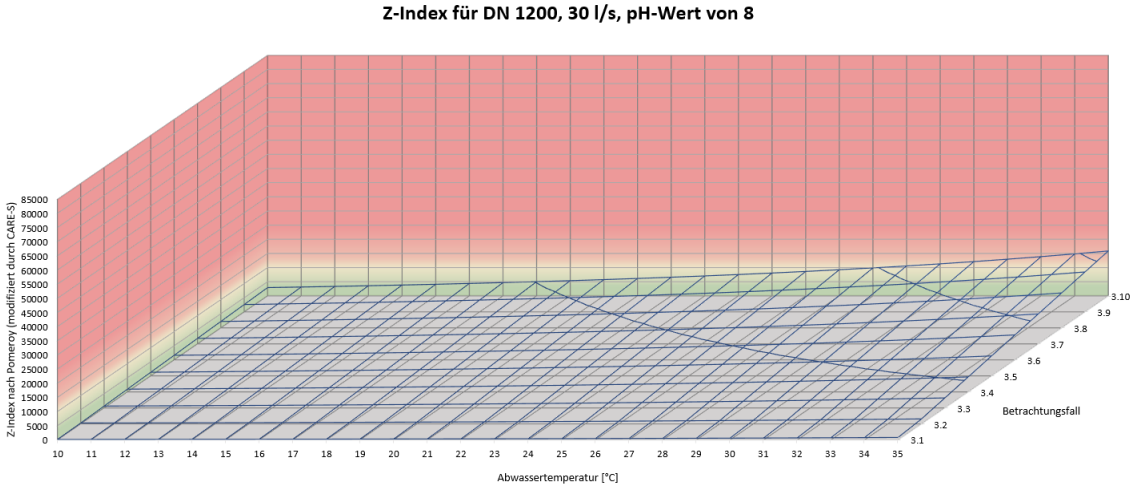


Abbildung A- 158: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 8

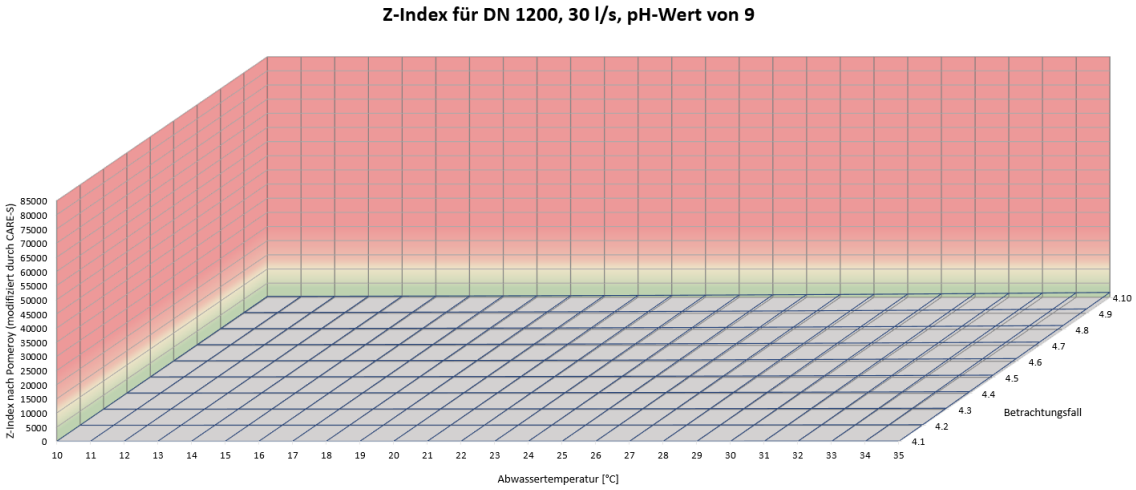


Abbildung A- 159: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 9

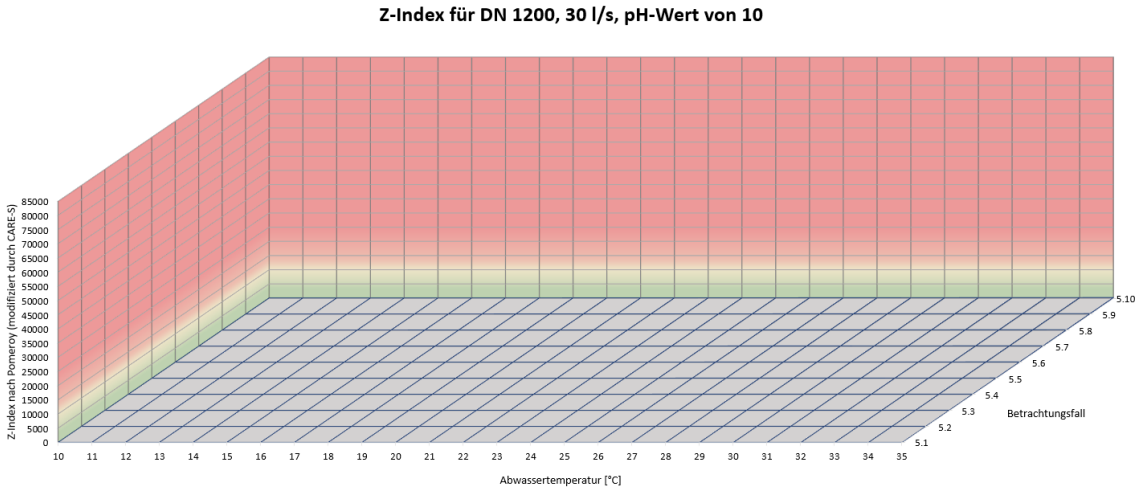


Abbildung A- 160: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 30 l/s, pH-Wert von 10

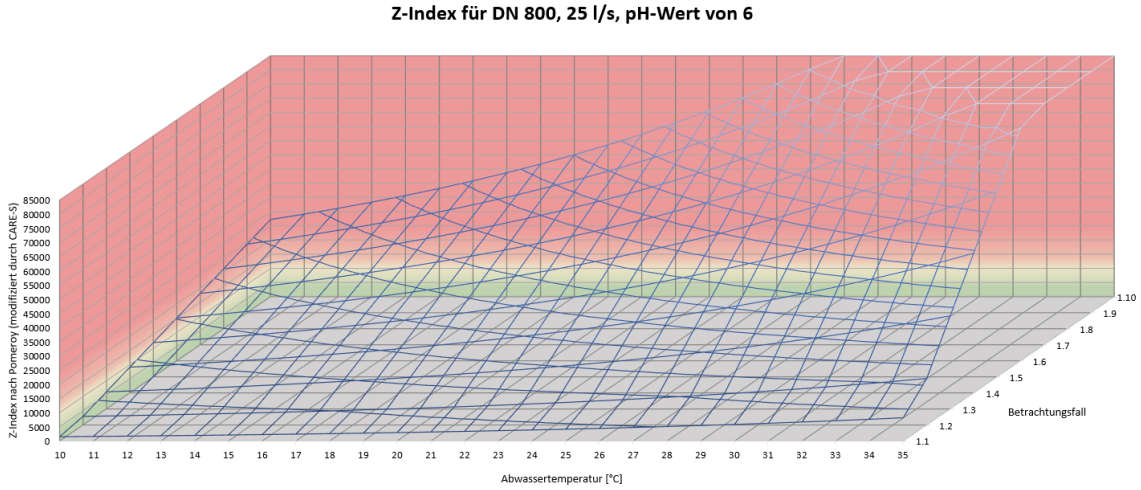


Abbildung A- 161: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 25 l/s, pH-Wert von 6

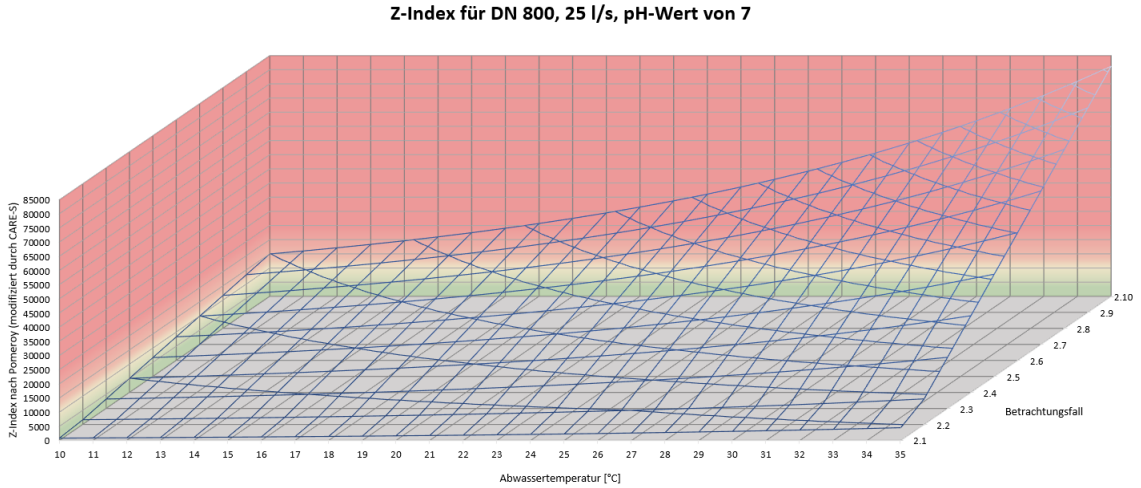


Abbildung A- 162: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 25 l/s, pH-Wert von 7

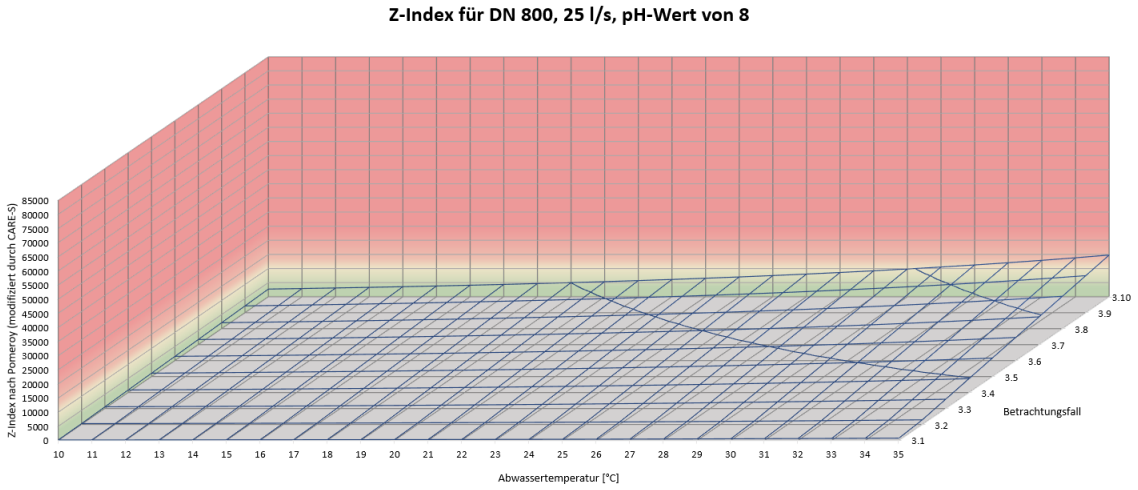


Abbildung A- 163: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 25 l/s, pH-Wert von 8

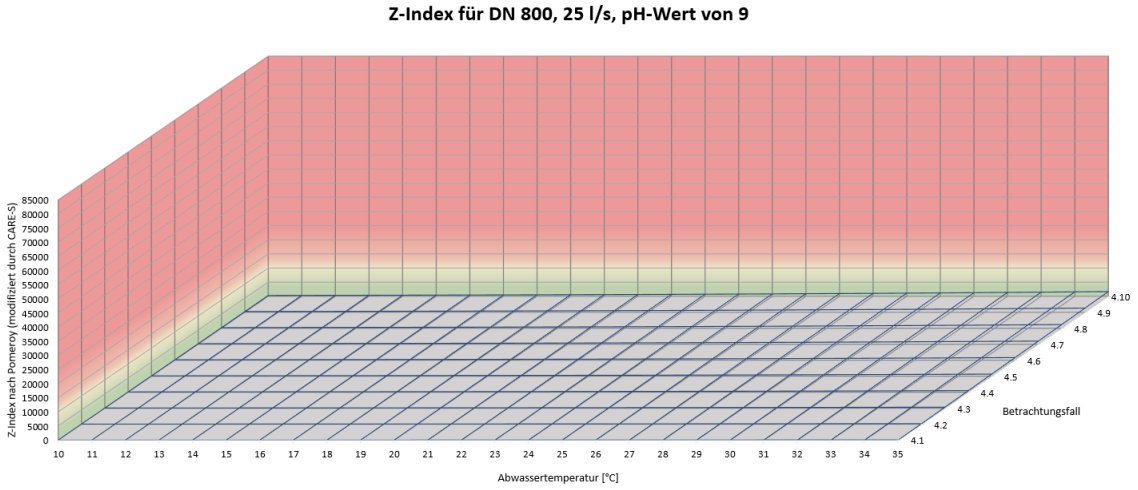


Abbildung A- 164: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 25 l/s, pH-Wert von 9

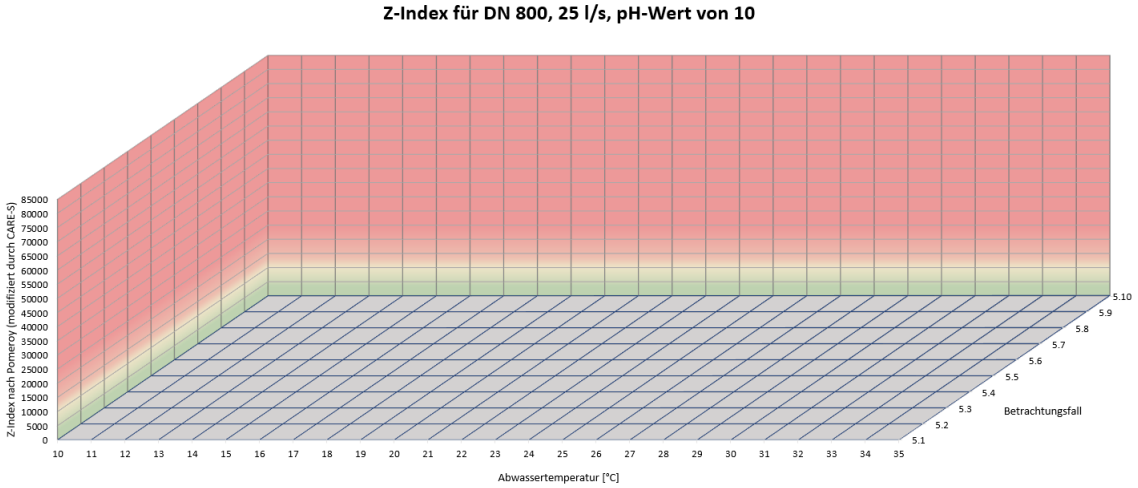


Abbildung A- 165: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 25 l/s, pH-Wert von 10

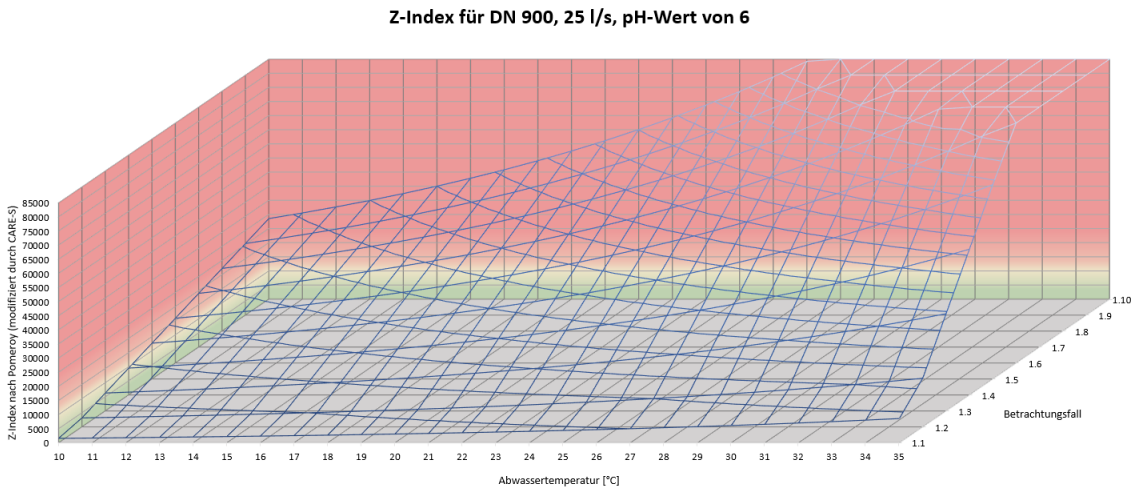


Abbildung A- 166: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 25 l/s, pH-Wert von 6

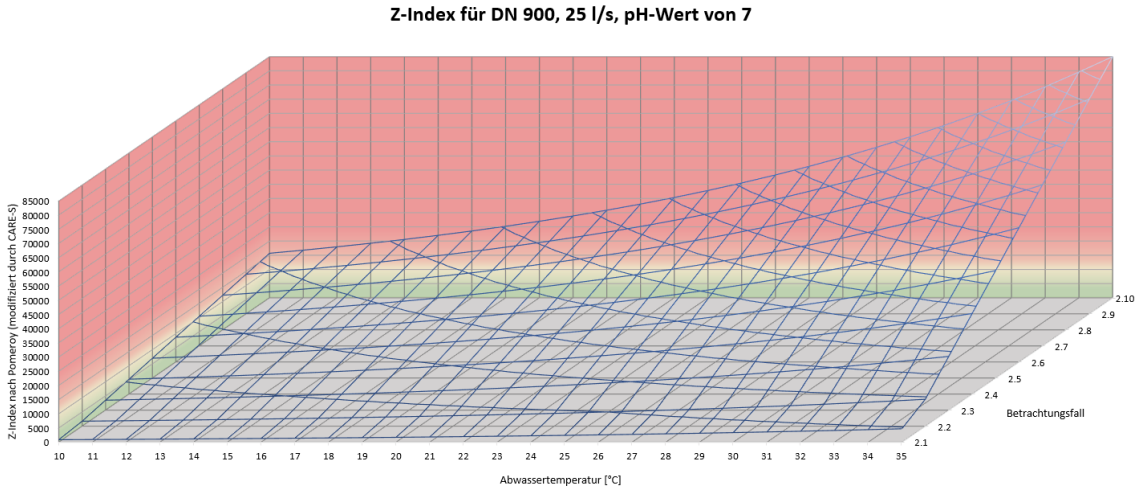


Abbildung A- 167: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 25 l/s, pH-Wert von 7

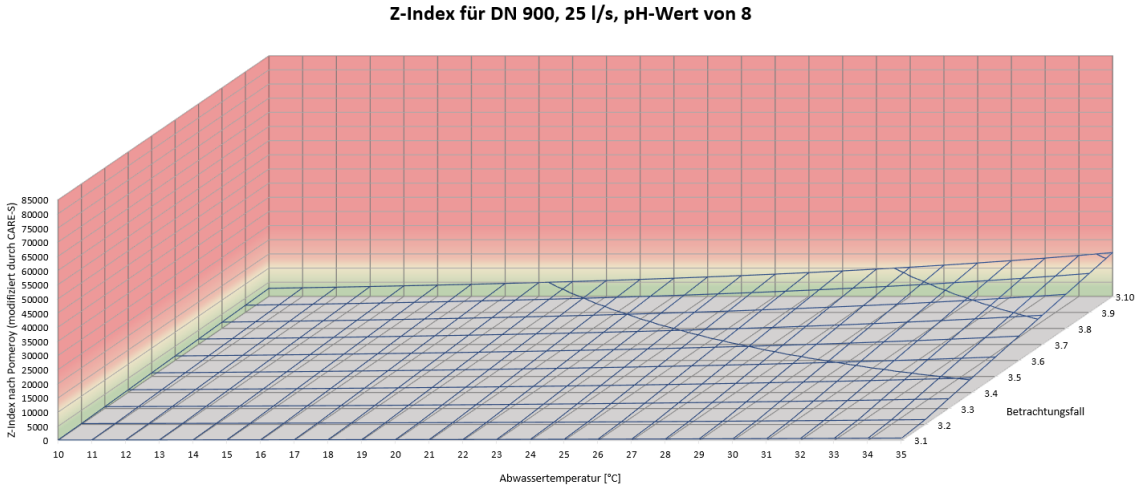


Abbildung A- 168: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 25 l/s, pH-Wert von 8

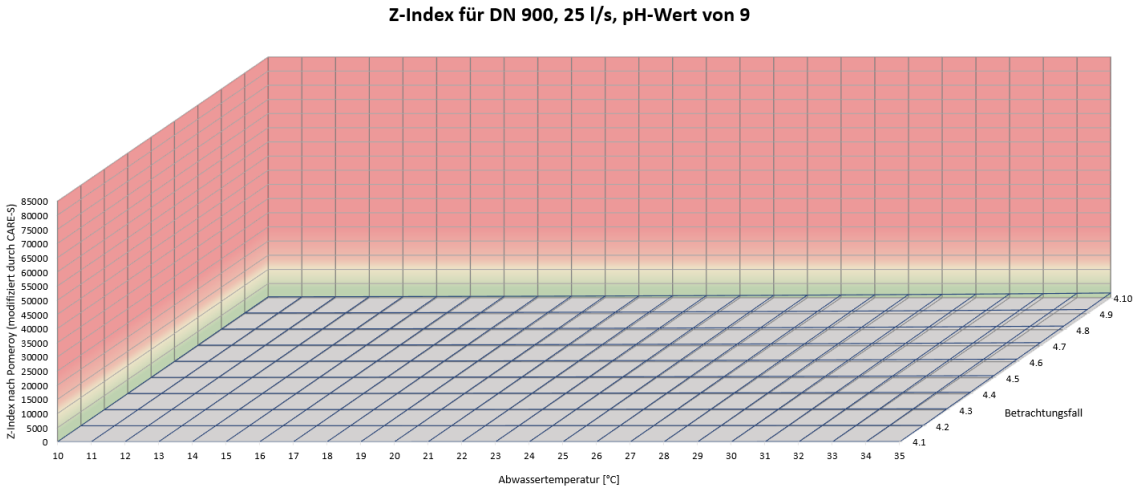


Abbildung A- 169: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 25 l/s, pH-Wert von 9

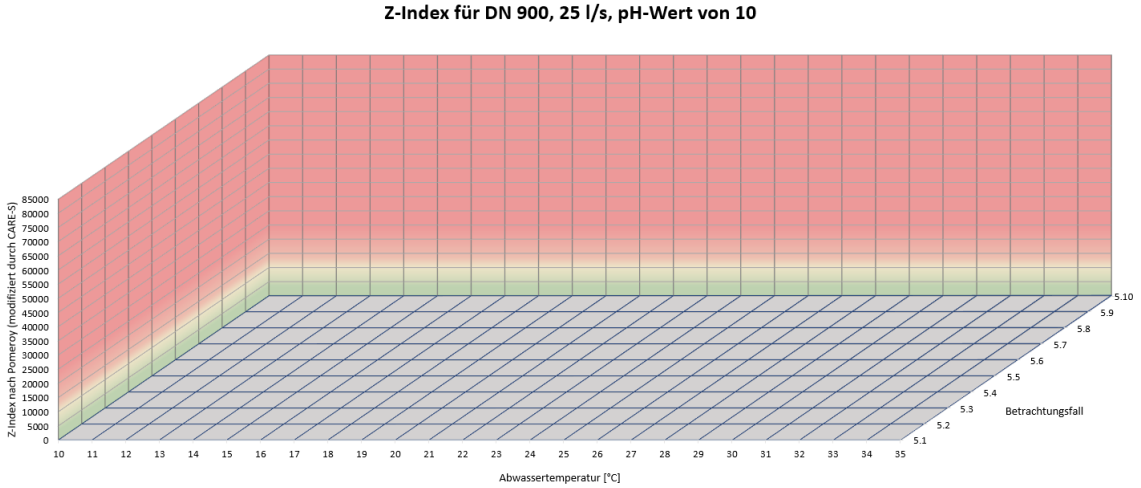


Abbildung A- 170: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 25 l/s, pH-Wert von 10

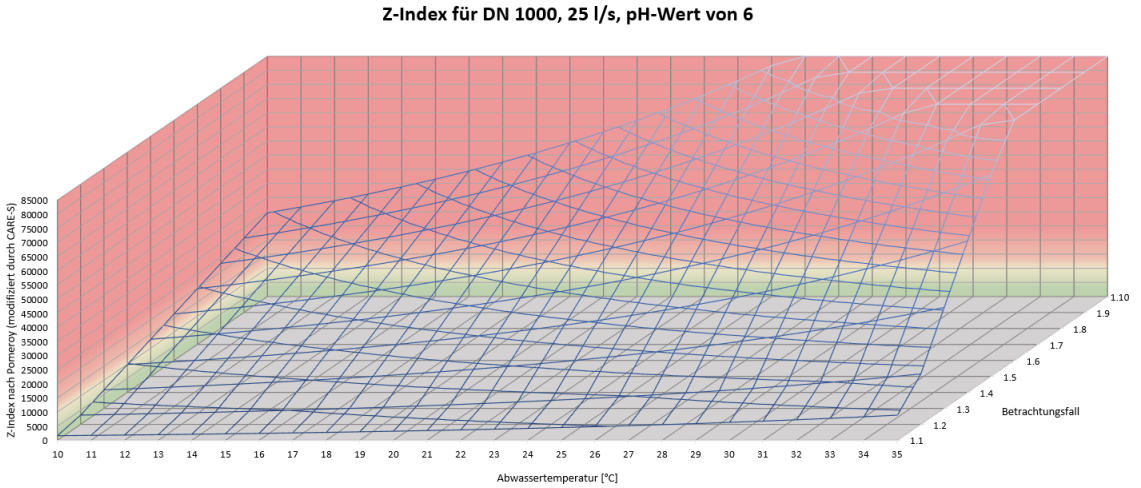


Abbildung A- 171: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 25 l/s, pH-Wert von 6

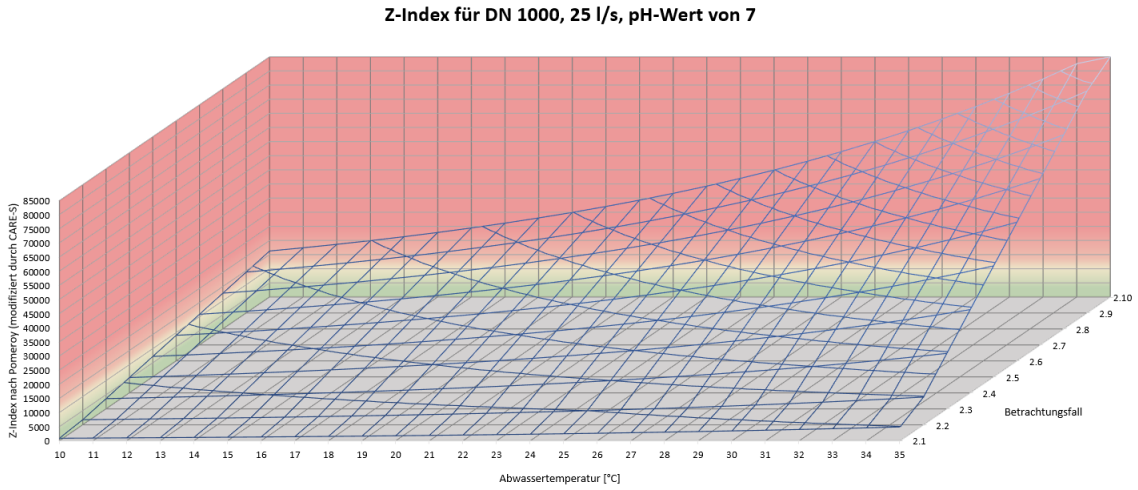


Abbildung A- 172: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 25 l/s, pH-Wert von 7

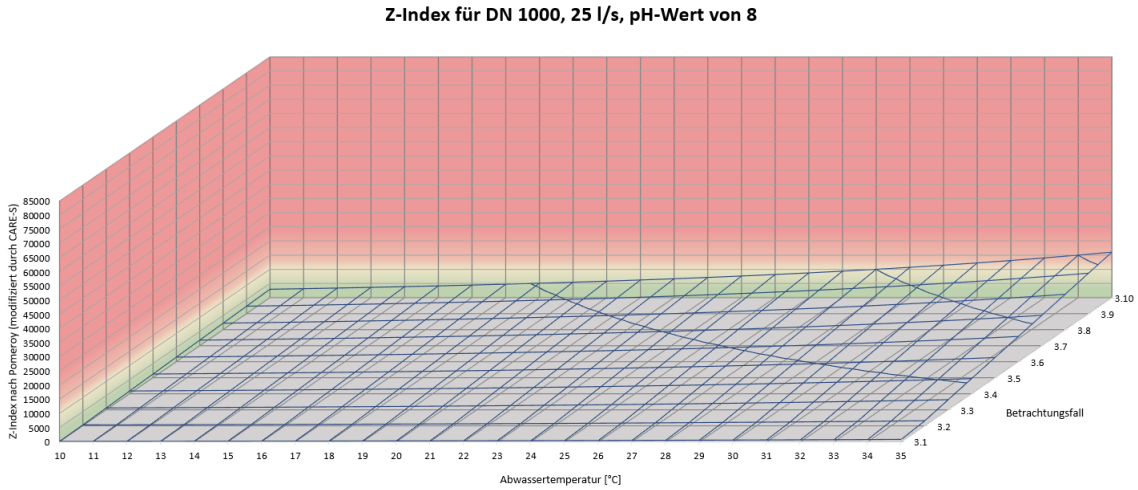


Abbildung A- 173: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 25 l/s, pH-Wert von 8

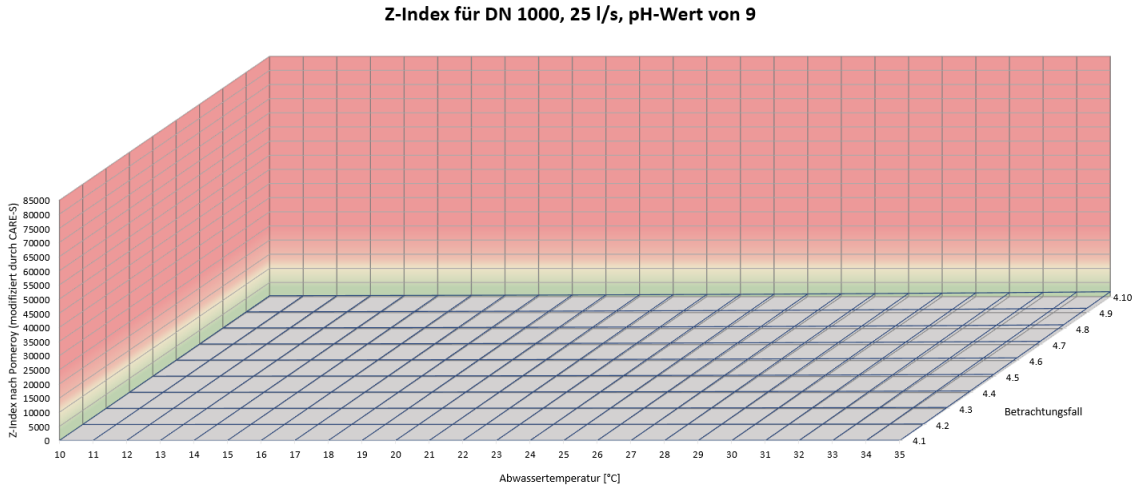


Abbildung A- 174: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 25 l/s, pH-Wert von 9

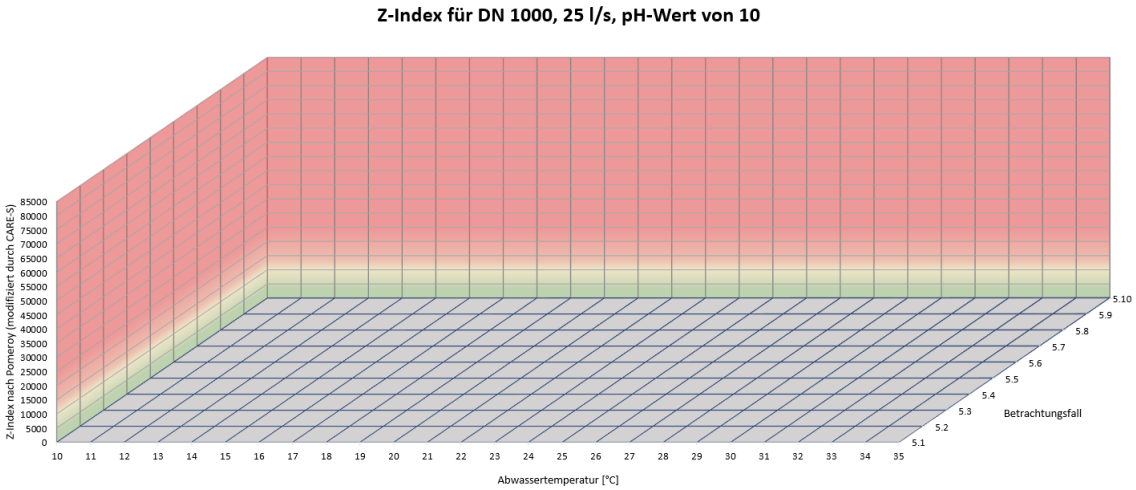


Abbildung A- 175: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 25 l/s, pH-Wert von 10

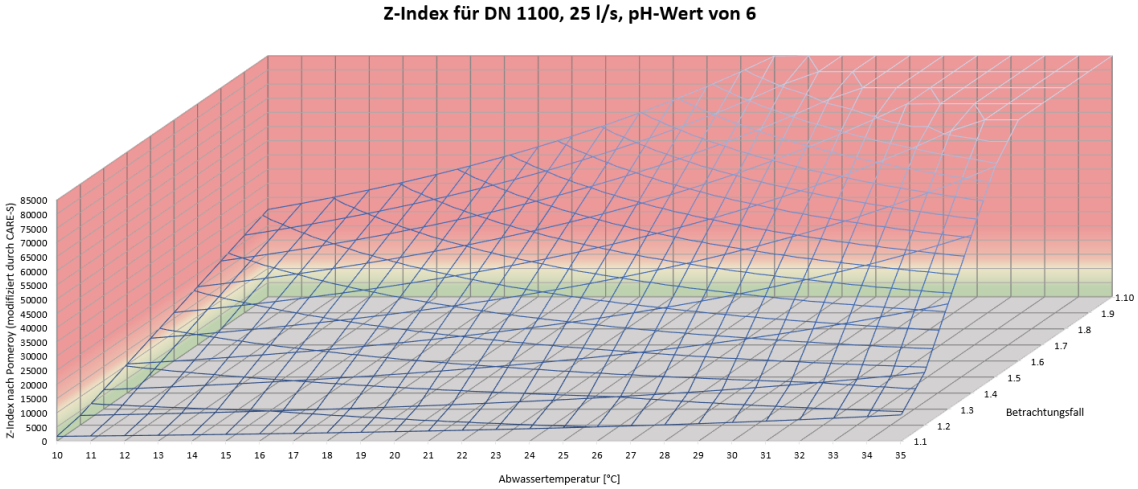


Abbildung A- 176: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 25 l/s, pH-Wert von 6

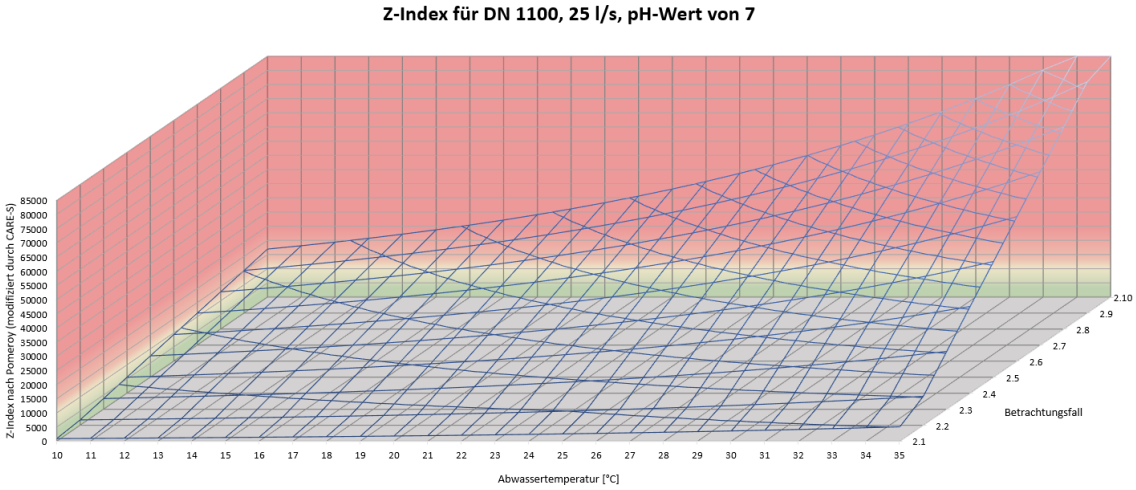


Abbildung A- 177: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 25 l/s, pH-Wert von 7

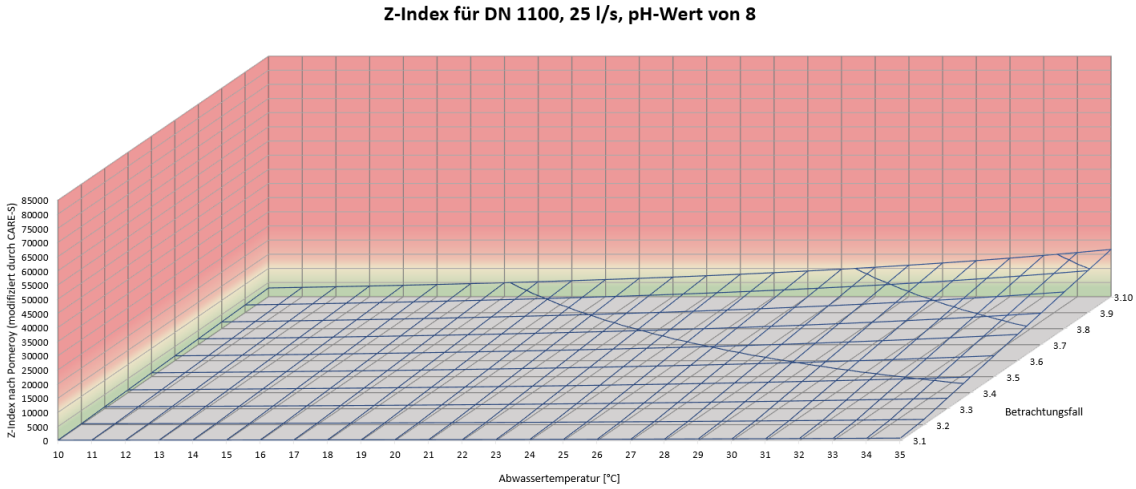


Abbildung A- 178: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 25 l/s, pH-Wert von 8

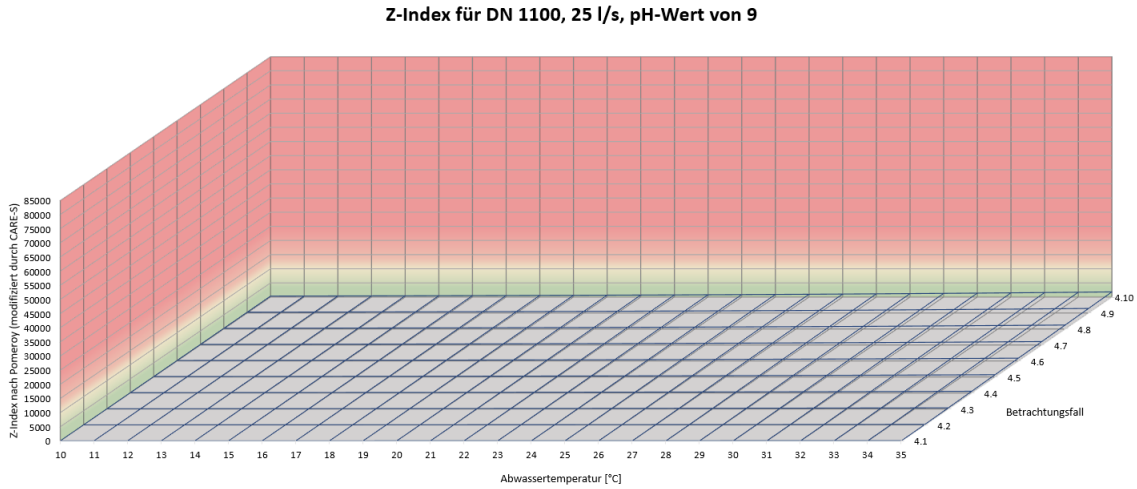


Abbildung A- 179: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 25 l/s, pH-Wert von 9

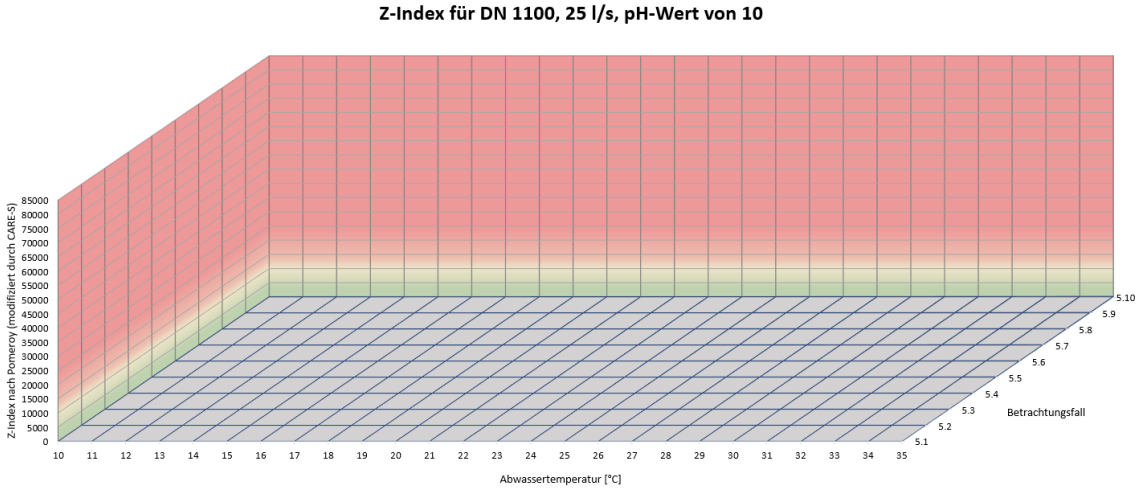


Abbildung A- 180: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1100, 25 l/s, pH-Wert von 10

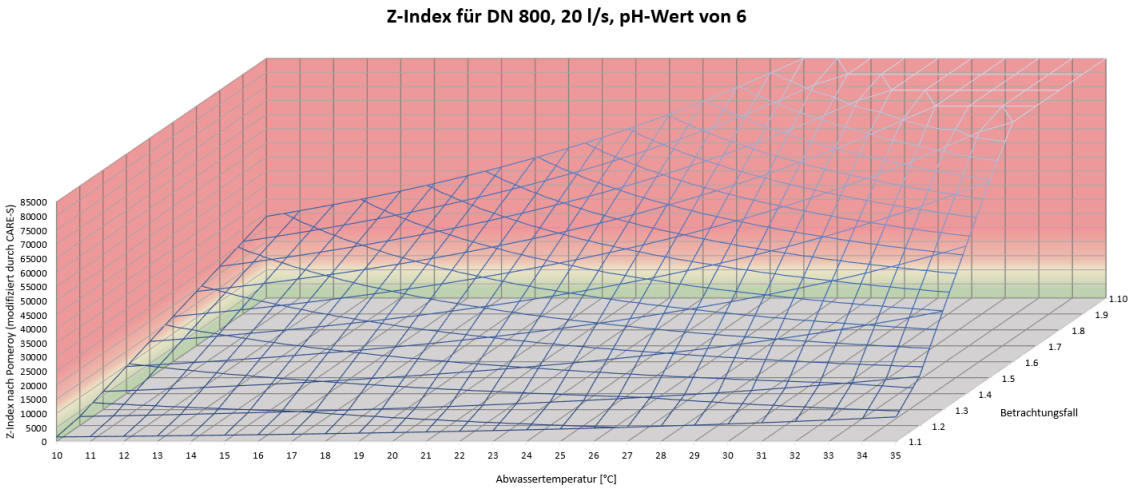


Abbildung A- 181: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 20 l/s, pH-Wert von 6

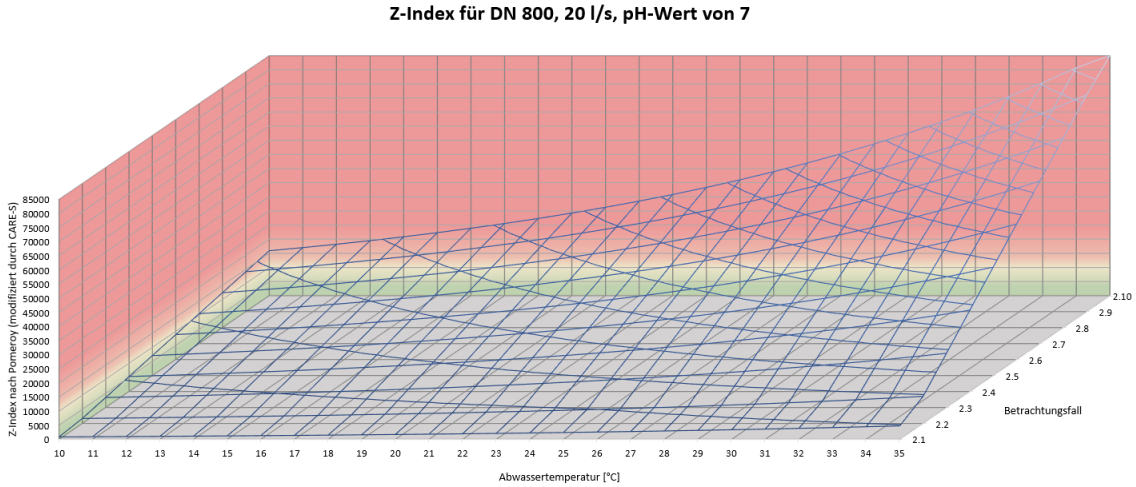


Abbildung A- 182: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 20 l/s, pH-Wert von 7

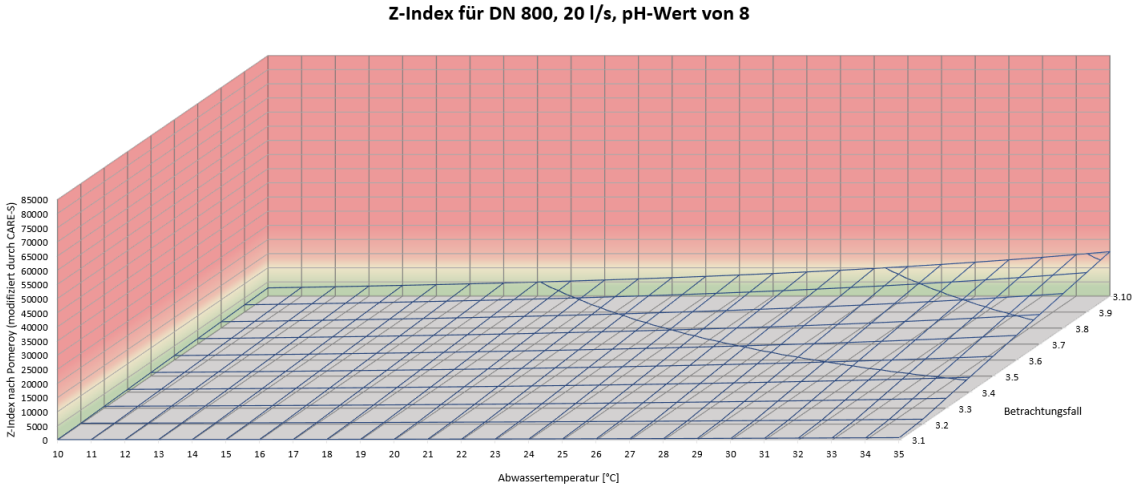


Abbildung A- 183: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 20 l/s, pH-Wert von 8

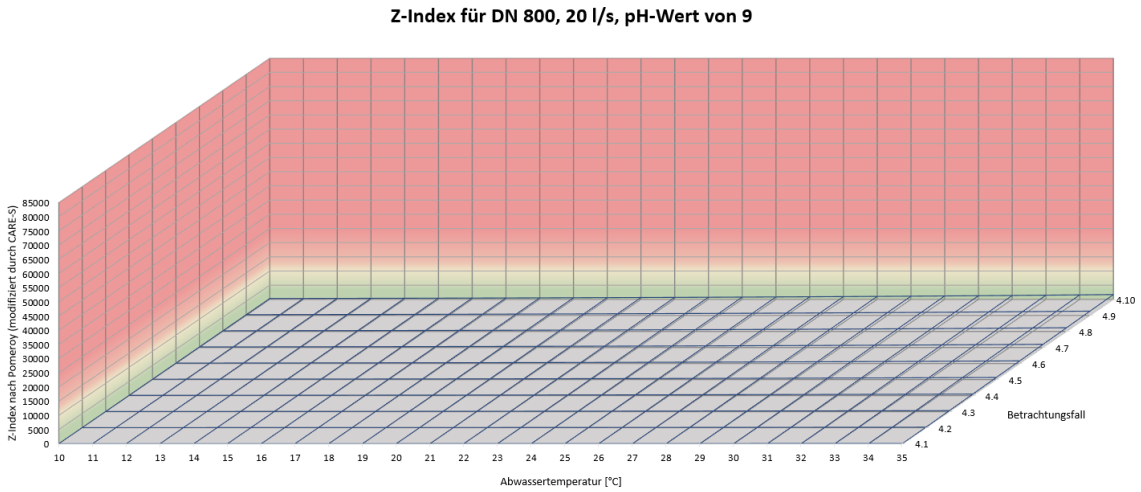


Abbildung A- 184: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 20 l/s, pH-Wert von 9

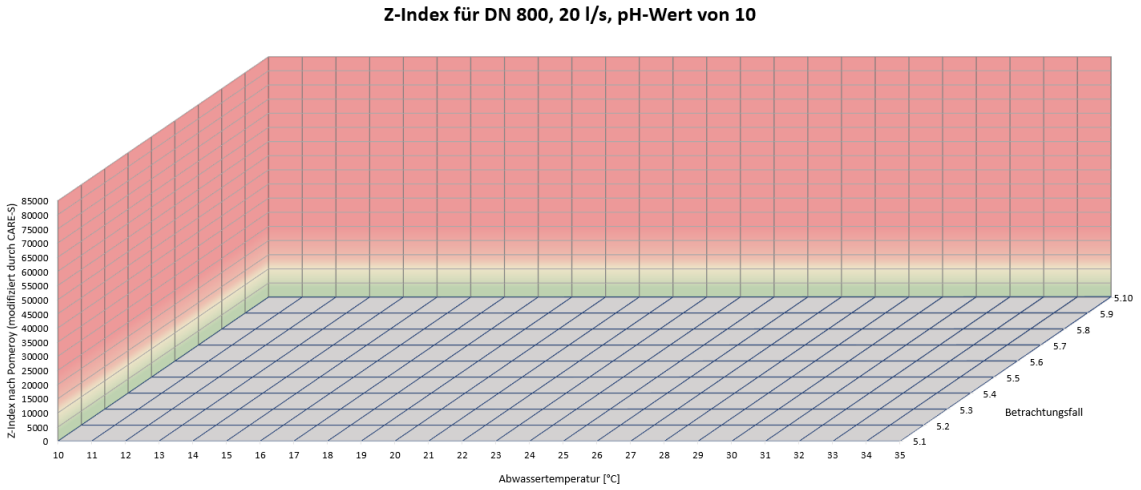


Abbildung A- 185: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 20 l/s, pH-Wert von 10

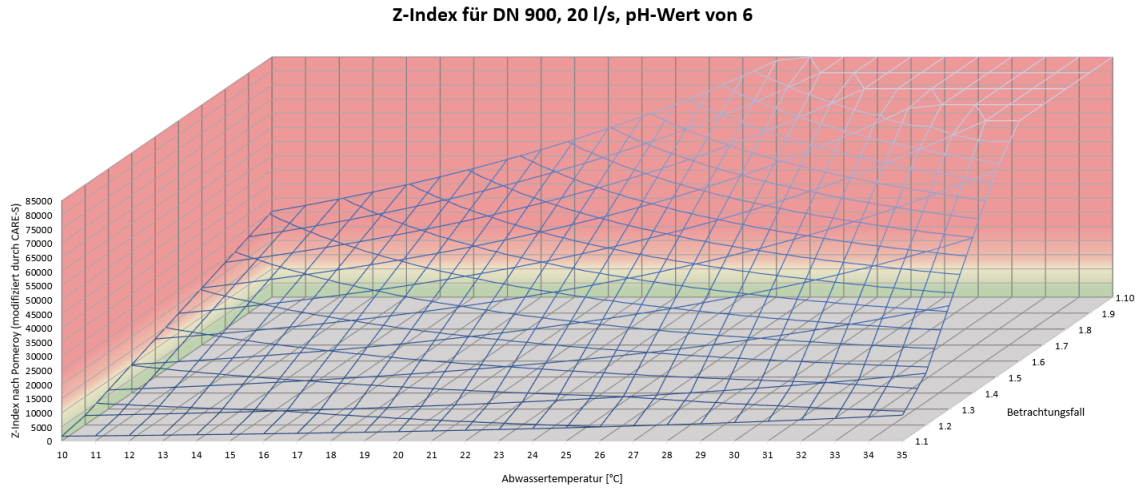


Abbildung A- 186: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 20 l/s, pH-Wert von 6

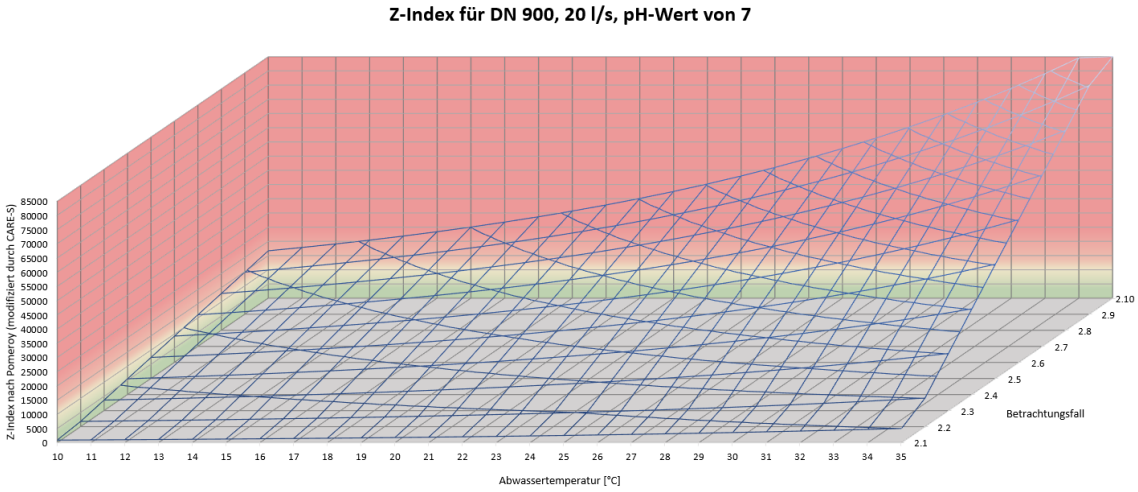


Abbildung A- 187: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 20 l/s, pH-Wert von 7

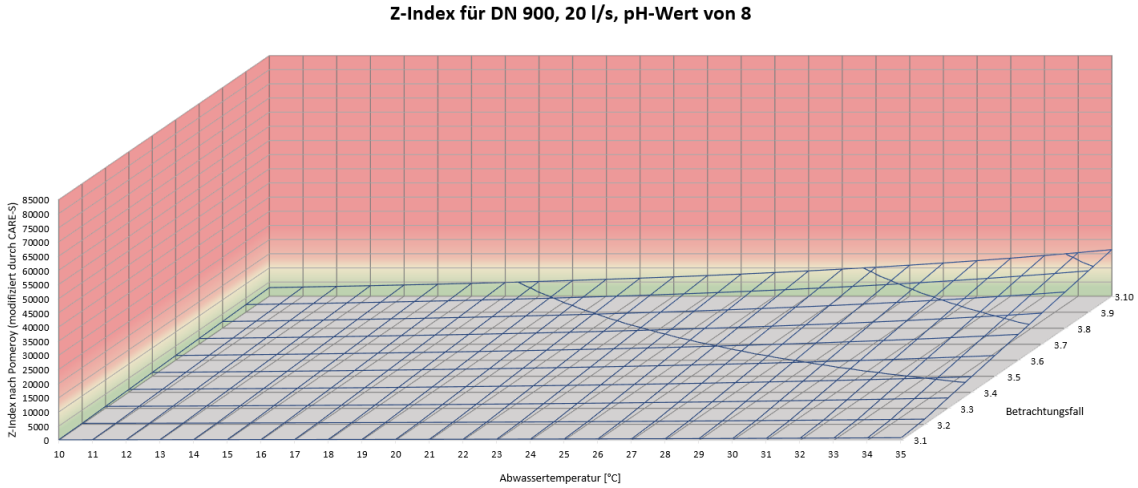


Abbildung A- 188: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 20 l/s, pH-Wert von 8

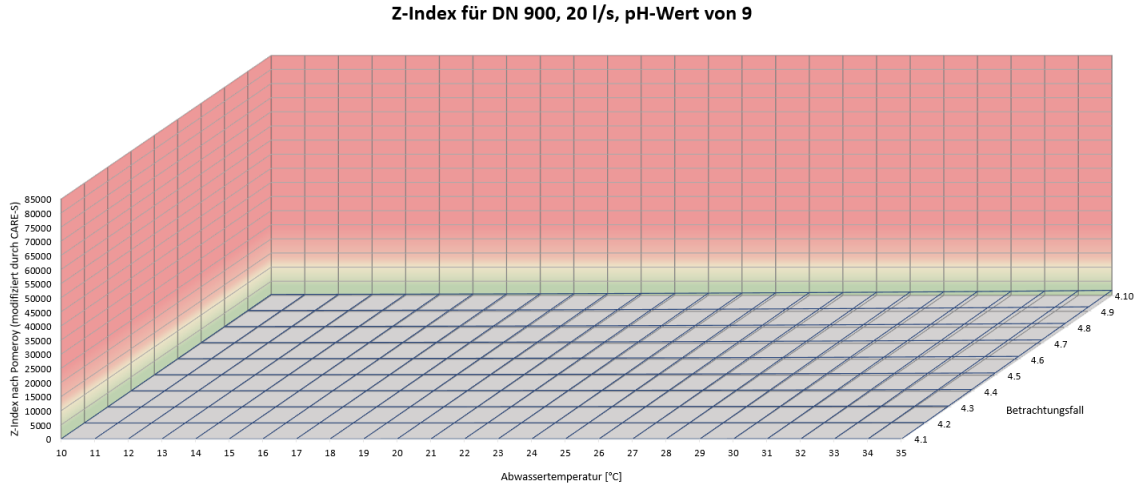


Abbildung A- 189: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 20 l/s, pH-Wert von 9

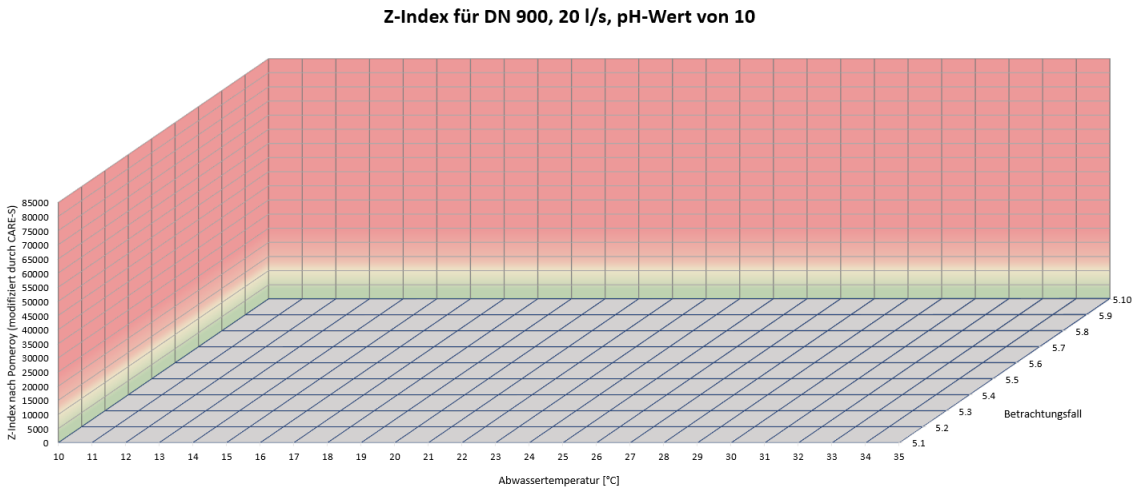


Abbildung A- 190: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 20 l/s, pH-Wert von 10

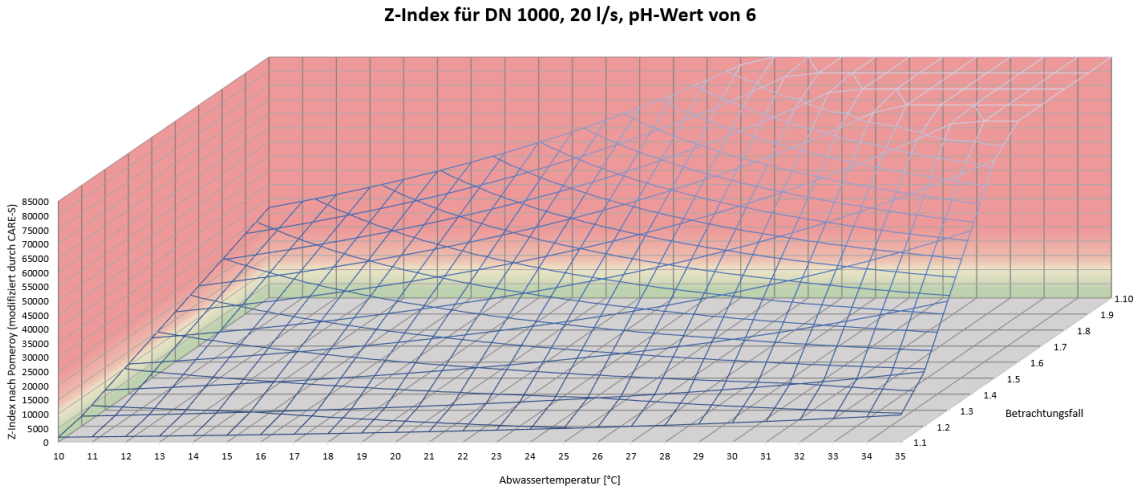


Abbildung A- 191: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 20 l/s, pH-Wert von 6

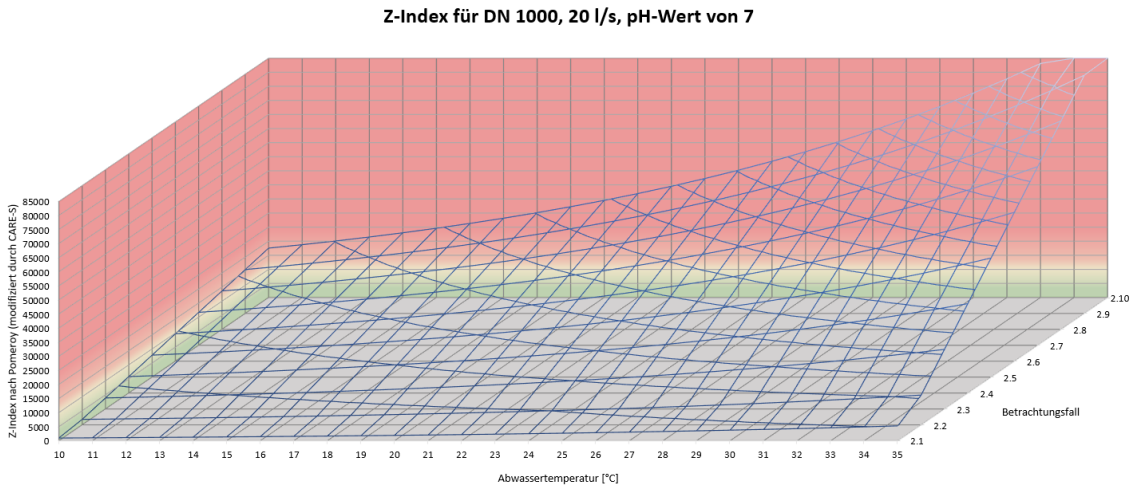


Abbildung A- 192: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 20 l/s, pH-Wert von 7

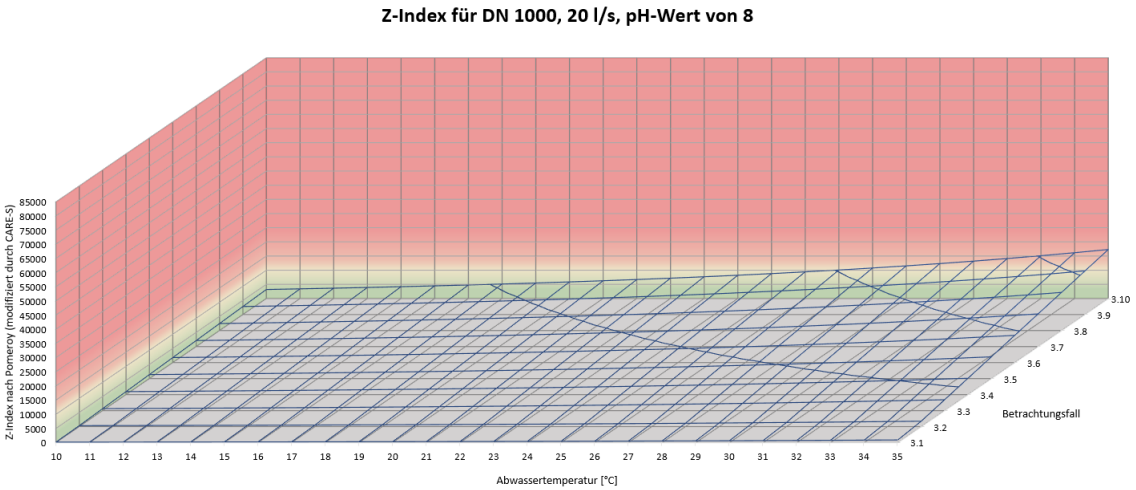


Abbildung A- 193: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 20 l/s, pH-Wert von 8

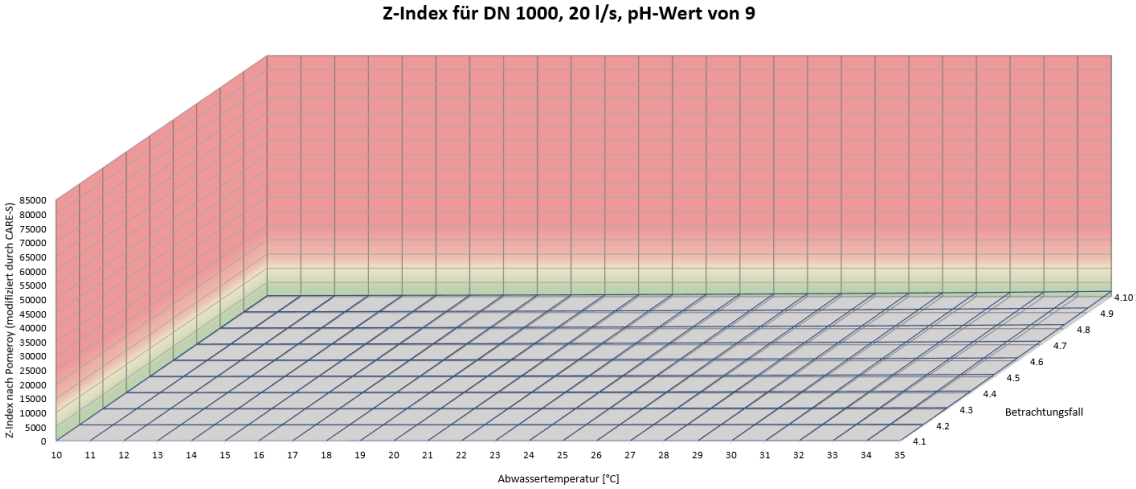


Abbildung A- 194: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 20 l/s, pH-Wert von 9

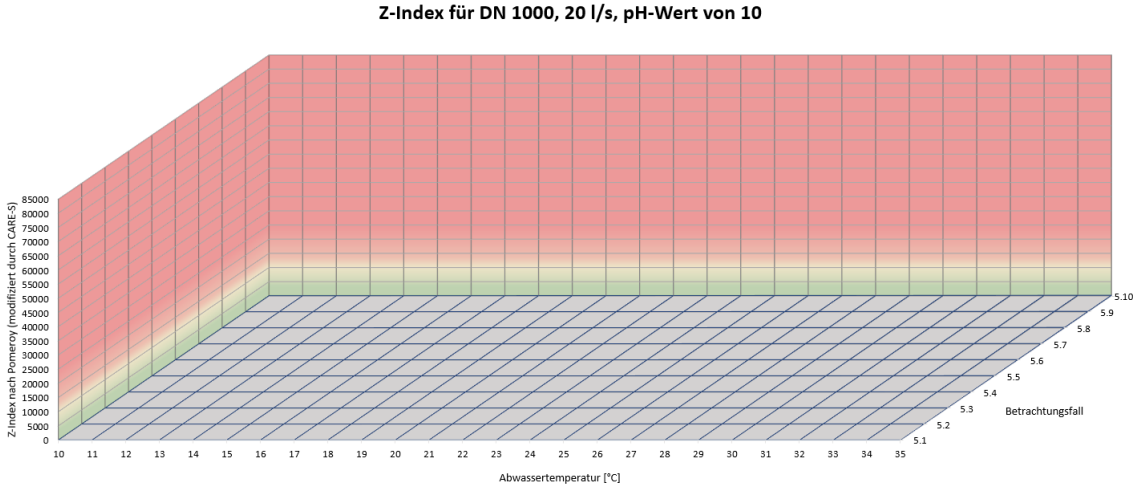


Abbildung A- 195: Grafische Auswertung Z-Index für DN 1000, 20 l/s, pH-Wert von 10

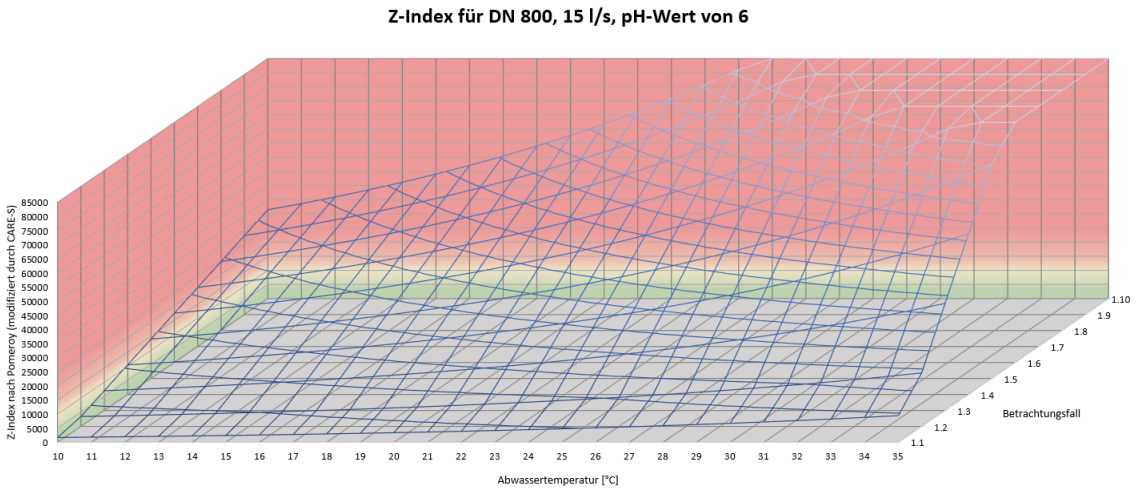


Abbildung A- 196: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 15 l/s, pH-Wert von 6

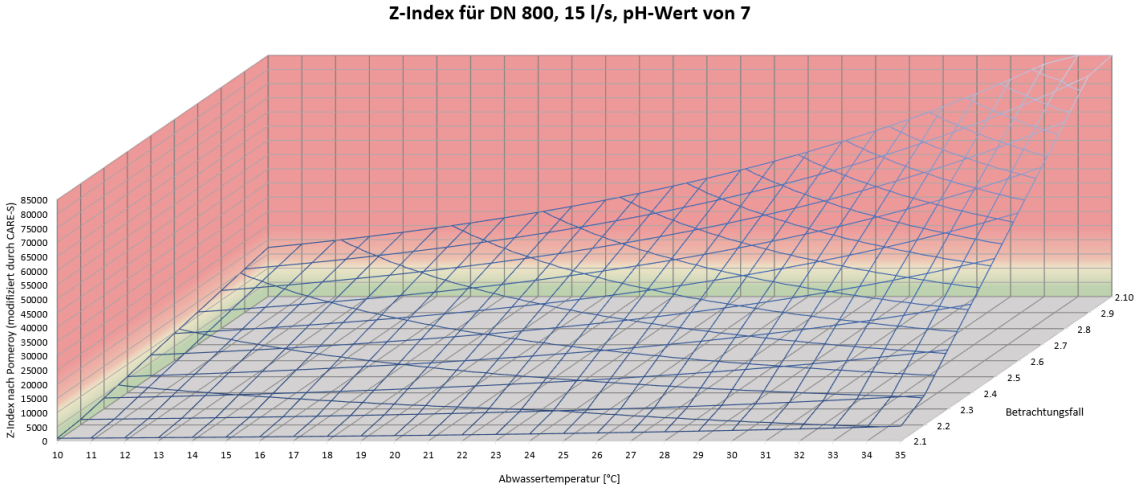


Abbildung A- 197: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 15 l/s, pH-Wert von 7

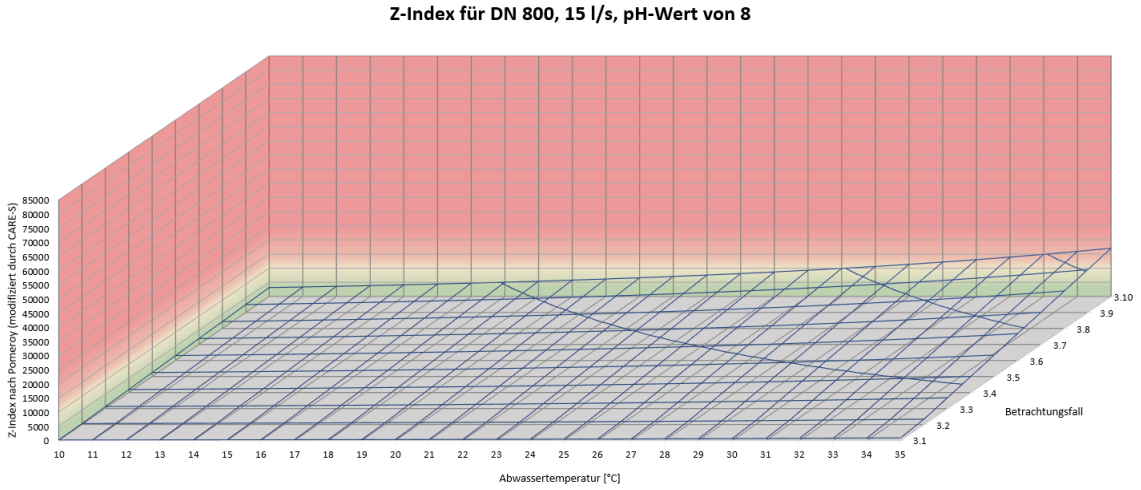


Abbildung A- 198: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 15 l/s, pH-Wert von 8

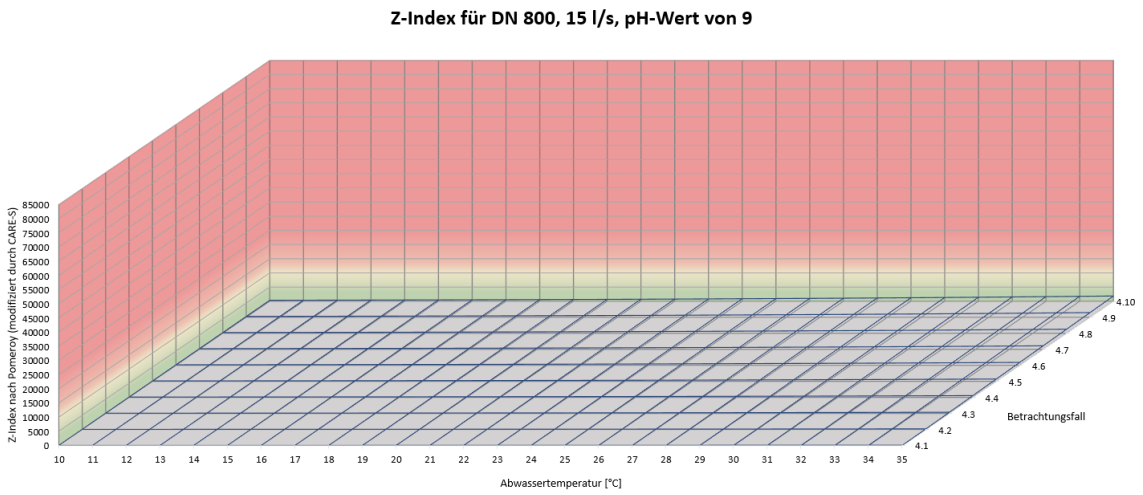


Abbildung A- 199: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 15 l/s, pH-Wert von 9

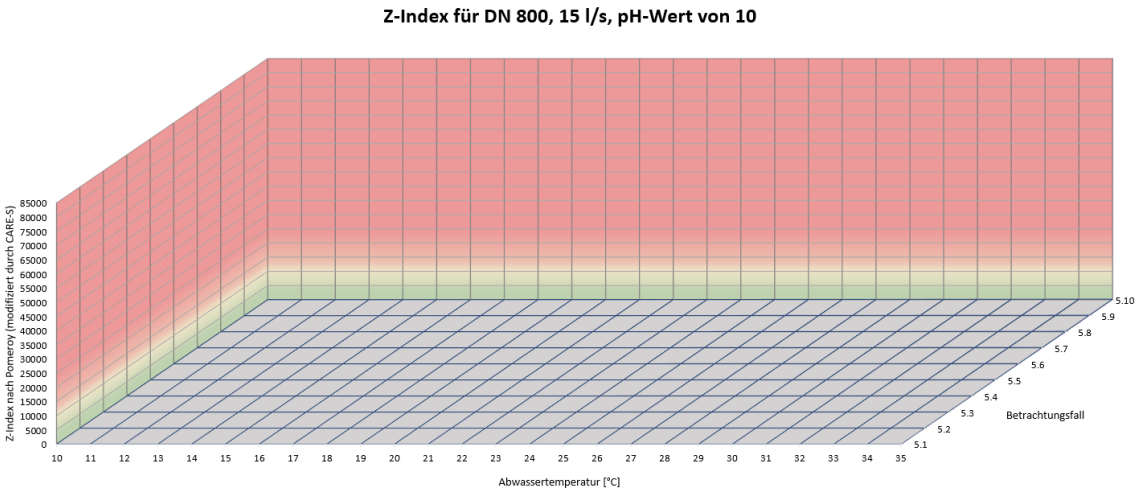


Abbildung A- 200: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 15 l/s, pH-Wert von 10

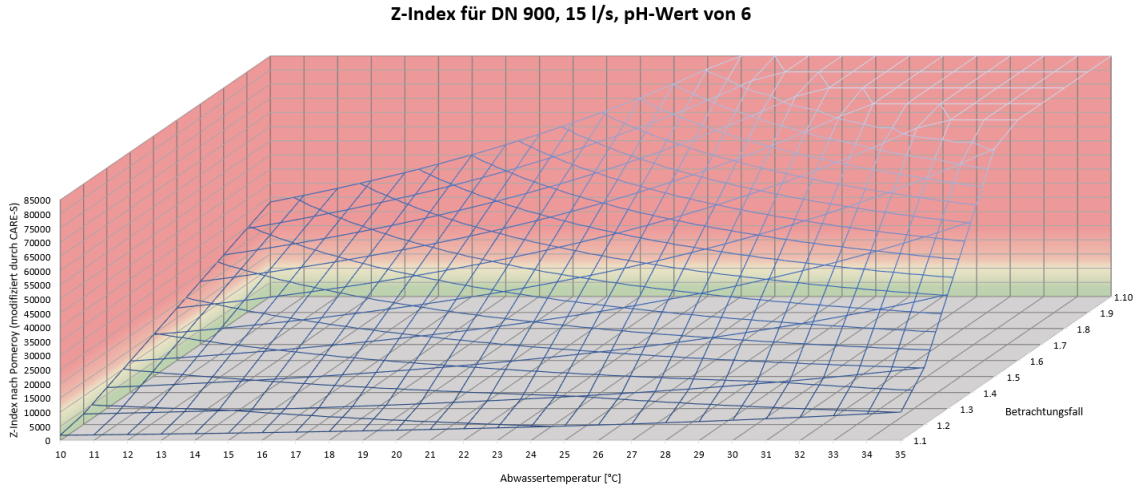


Abbildung A- 201: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 15 l/s, pH-Wert von 6

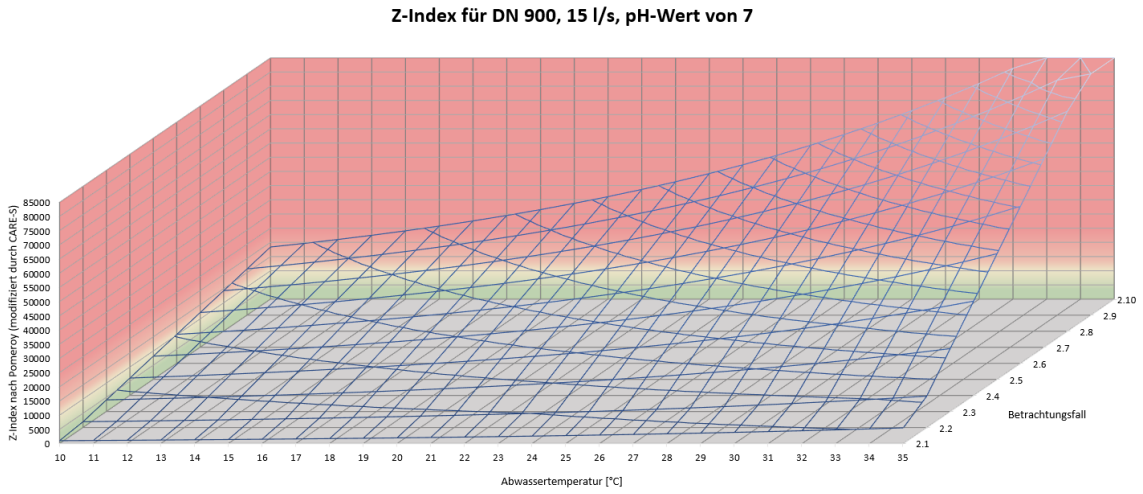


Abbildung A- 202: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 15 l/s, pH-Wert von 7

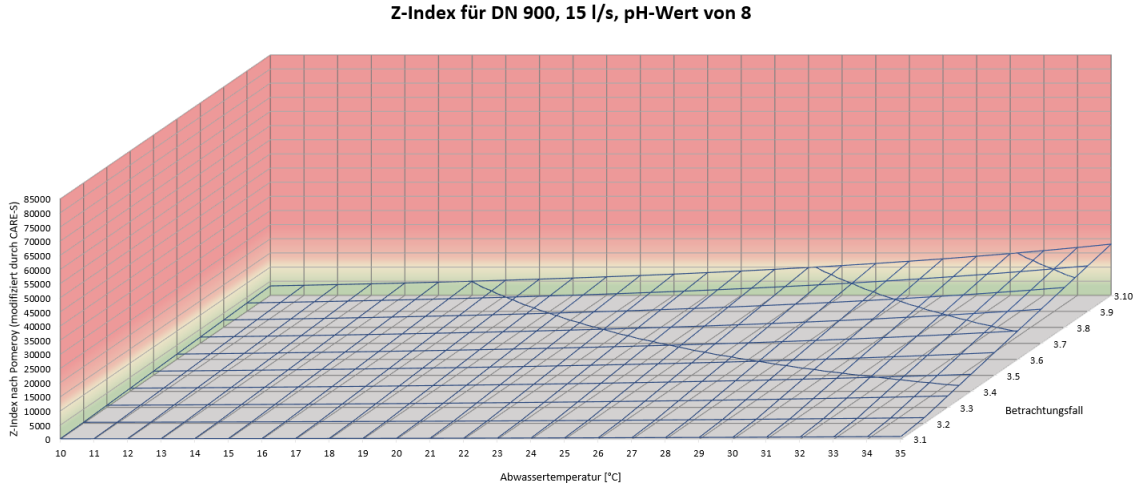


Abbildung A- 203: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 15 l/s, pH-Wert von 8

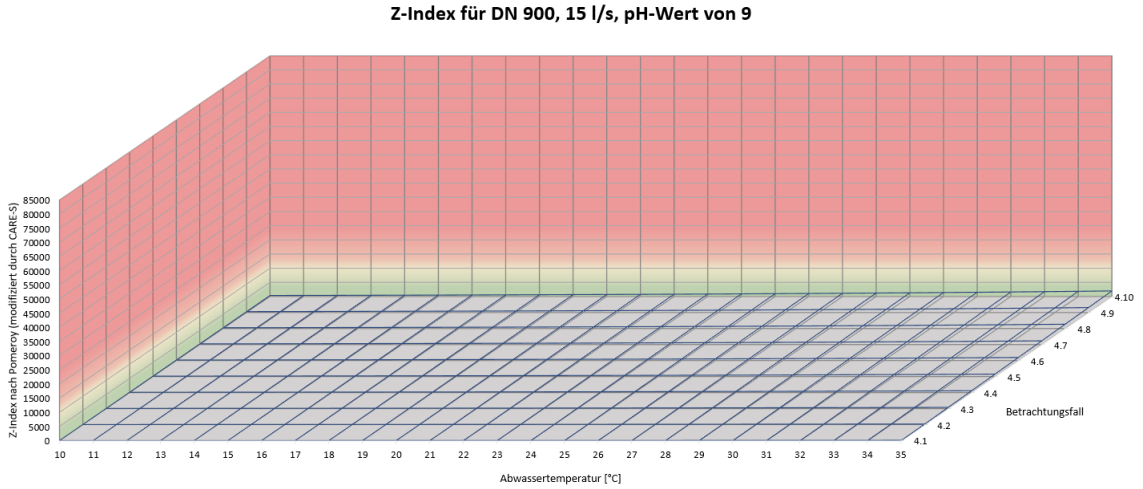


Abbildung A- 204: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 15 l/s, pH-Wert von 9

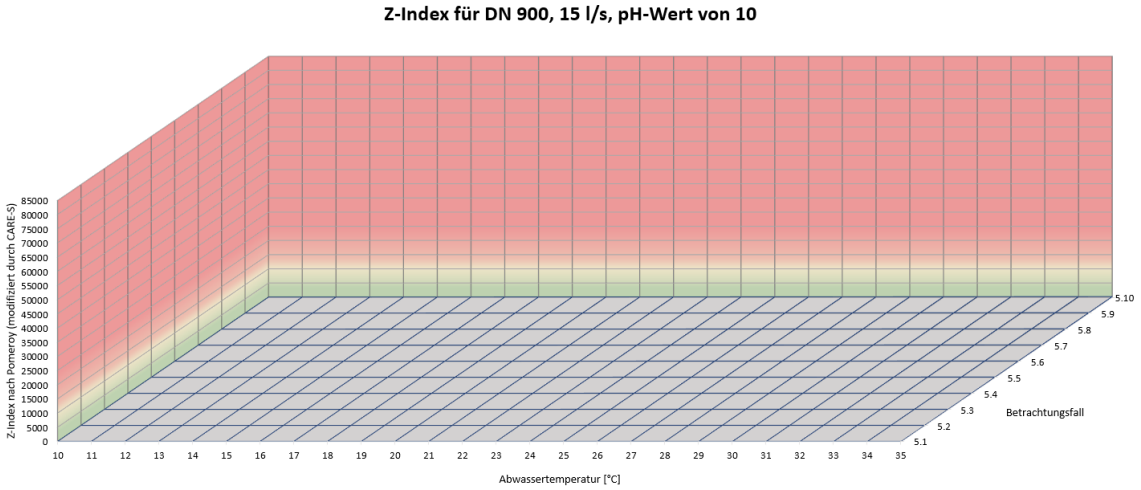


Abbildung A- 205: Grafische Auswertung Z-Index für DN 900, 15 l/s, pH-Wert von 10

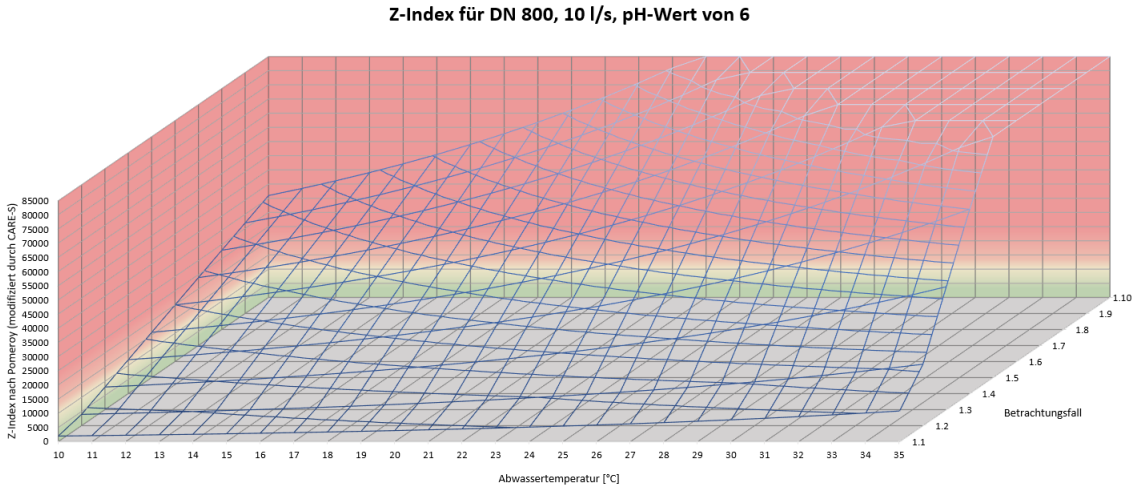


Abbildung A- 206: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 10 l/s, pH-Wert von 6

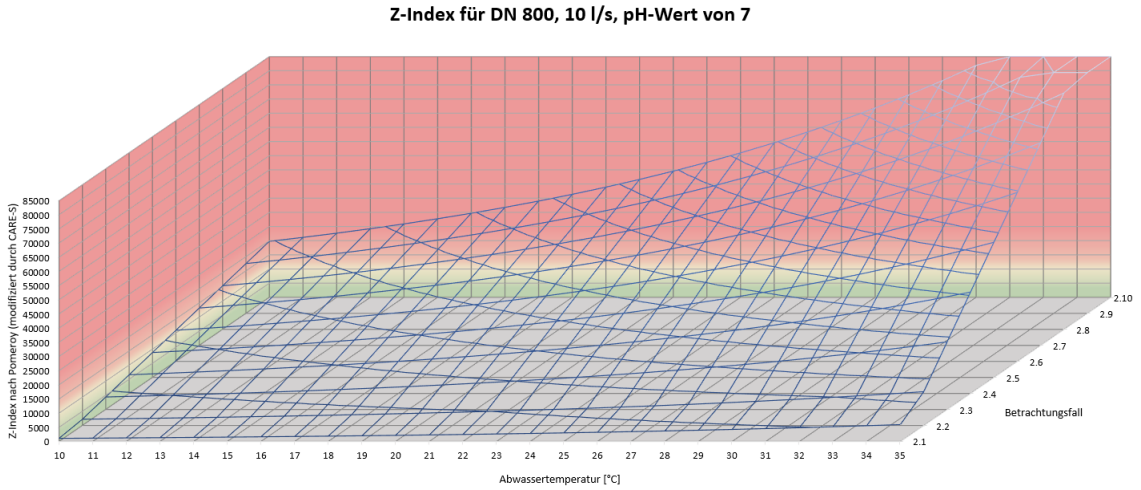


Abbildung A- 207: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 10 l/s, pH-Wert von 7

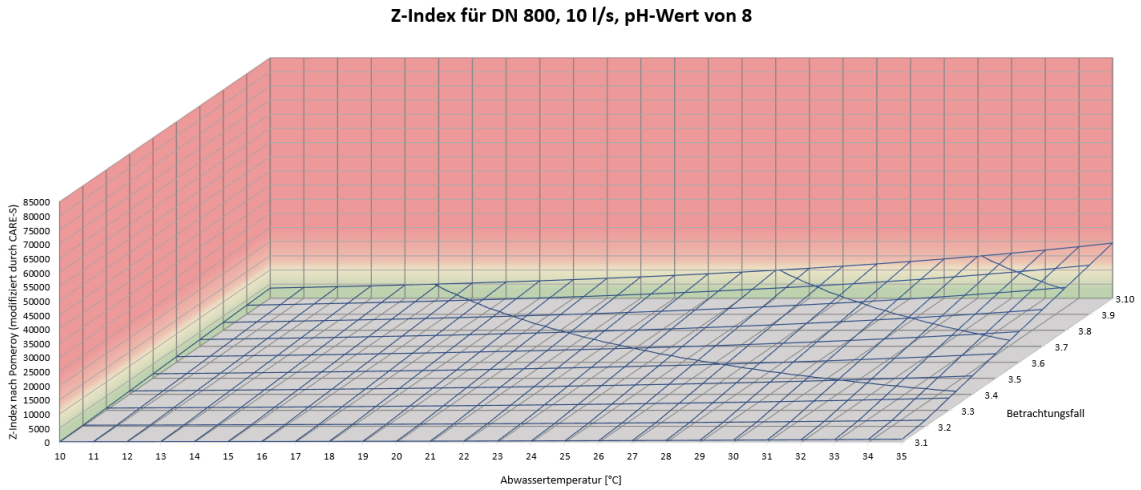


Abbildung A- 208: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 10 l/s, pH-Wert von 8

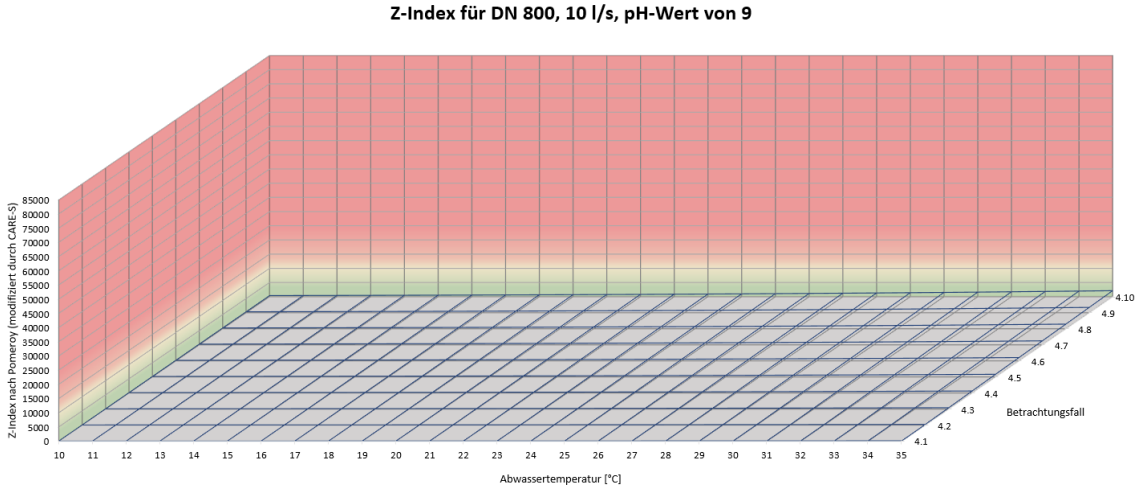


Abbildung A- 209: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 10 l/s, pH-Wert von 9

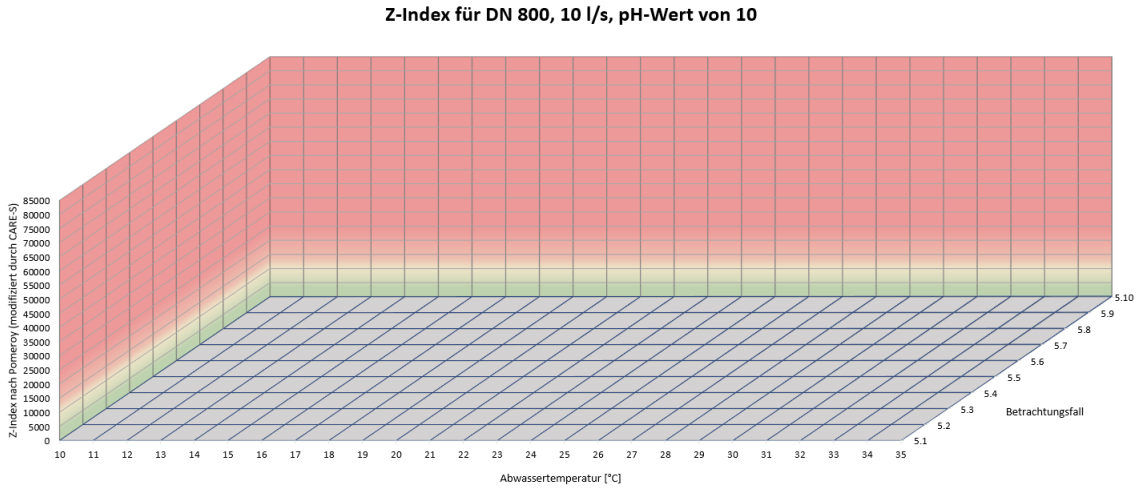
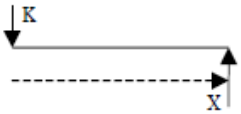
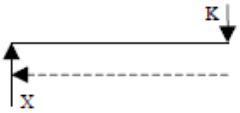
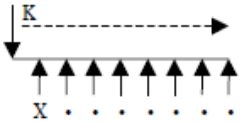
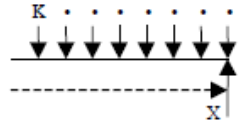
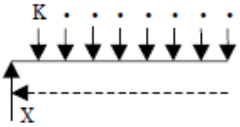
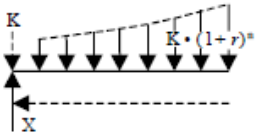


Abbildung A- 210: Grafische Auswertung Z-Index für DN 800, 10 l/s, pH-Wert von 10

Anhang B: Finanzmathematische Umrechnungsfaktoren (KVR-Leitlinien)

Gegeben: K Zeitachse 0 Jahre *n* Gesucht: X = K •	Finanzmathematischer Umrechnungsfaktor		
	Faktor	Bezeichnung	Beschreibung der Umrechnung
	AFAKE(i;n) = $(1+i)^n$	AkkumulationsFAKtor für Einmalige Kostengröße	Aufzinsung einer zum Zeitpunkt 0 anfallenden einmaligen Kostengröße *K* unter Berücksichtigung von Zins und Zinseszins auf einen nach *n* Jahren fälligen Betrag X
	DFAKE(i;n) = $\frac{1}{(1+i)^n}$	DiskontierungsFAKtor für Einmalige Kostengröße	Abzinsung einer nach n Jahren anfallenden einmaligen Kostengröße K unter Berücksichtigung von Zins und Zinseszins auf den Betrag X zum Zeitpunkt 0
	KFAKR(i;n) = $\frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n-1}$	KapitalwiedergewinnungsFAKtoR	Umrechnung einer einmaligen Kostengröße K zum Zeitpunkt 0 unter Berücksichtigung von Zins und Zinseszins in eine Reihe gleich bleibender Kostengrößen X in *n* nachfolgenden Jahren
	AFAKR(i;n) = $\frac{(1+i)^n-1}{i}$	AkkumulationsFAKtor für eine gleichförmige jährliche KostenReihe	Aufzinsung einer Reihe jährlich gleich bleibender Kostengrößen K unter Berücksichtigung von Zins und Zinseszins auf einen nach n Jahren fälligen Betrag X
	DFAKR(i;n) = $\frac{(1+i)^n-1}{i\cdot(1+i)^n}$	DiskontierungsFAKtor für eine gleichförmige jährliche KostenReihe	Abzinsung einer Reihe jährlich gleich bleibender Kostengrößen K unter Berücksichtigung von Zins und Zinseszins auf den Betrag X zum Zeitpunkt 0
	DFAKRP(r;i;n) = $(1+r)\cdot\frac{(1+i)^n-(1+r)^n}{(1+i)^n\cdot(i-r)}$	DiskontierungsFAKtor für eine KostenReihe mit Progressiver Steigerung (mit einer jährlichen Steigerungsrate r)	Abzinsung von über n Jahre mit einer Steigerungsrate r zunehmenden Kostengößen K unter Berücksichtigung von Zins und Zinseszins auf einen zum Zeitpunkt 0 fälligen Betrag X.

K = gegebene Kostengröße(*n*)

X = Barwert der Kostengröße(*n*) zum jeweiligen Bezugszeitpunkt 0 oder *n* bzw. Annuität der gegebenen Kostengröße

i = Zinssatz (absolut), z. B. 3 % = 0,03

n = Zinszeitraum in Jahren

r = Preis-/Kostensteigerungsrate (absolut), z. B. 1 % = 0,01

Lebenslauf

Dipl.-Ing. Philipp Müller

Beruflicher Werdegang

07/2015 – 01/2021	Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der TU Kaiserslautern am Fachgebiet Baubetrieb und Bauwirtschaft bei Prof. Dr.-Ing. Karsten Körkemeyer
2011 – 2015	Wissenschaftliche Hilfskraft am Fachgebiet Baubetrieb und Bauwirtschaft der TU Kaiserslautern

Ausbildung und Studium

2009 – 2015	Studium des Bauingenieurwesens an der TU Kaiserslautern, Abschluss als Diplom-Ingenieur (Dipl.-Ing.)