

TEXTE

59/2018

Dynamik der Klarwasser- anteile in Oberflächen- gewässern und mögliche Herausforderung für die Trinkwassergewinnung in Deutschland

TEXTE 59/2018

Projektnummer 91 182

UBA-FB 002678

Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderungen für die Trinkwassergewinnung in Deutschland

von

Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes

Sema Karakurt, M.Sc.

Ludwig Schmid, B.Sc.

Marian Bachmaier, B.Sc.

Dr.-Ing. Uwe Hübner

Technische Universität München

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Am Coulombwall 3, 85748 Garching

In Zusammenarbeit mit:

Dr. Volker Clausnitzer

Dipl. Biol. Rolf Timmermann

Dipl.-Ing. Peter Schätzl Dipl.-

Geol. Simone McCurdy DHI

WASY GmbH Volmerstraße 8,

12489 Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

München, Juli 2018

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)
 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:
Technische Universität München - Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft
Am Coulombwall 3
85748 Garching

In Zusammenarbeit mit:
DHI WASY GmbH
Volmerstraße 8
12489 Berlin

Abschlussdatum:
Juli 2018

Redaktion:
Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser und Boden
Manuela Helmecke

Publikationen als pdf:
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juli 2018

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderungen für die Trinkwassergewinnung in Deutschland

Behandeltes kommunales Abwasser (im Folgenden als ‚Klarwasser‘ bezeichnet) wird in Deutschland in der Regel in Oberflächengewässer eingeleitet, wodurch es Bestandteil des natürlichen Wasserkreislaufes wird. In Ergänzung zur Nutzung von natürlichem Grundwasser stellen Oberflächengewässer via Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung auch eine wichtige Ressource für die Trinkwasserversorgung dar. Mit erhöhten Klarwasseranteilen in Fließgewässern steigt auch der Anteil abwasserbürtiger Stoffe. Das Ziel der vorliegenden Studie war, erstmalig eine deutschlandweite Einschätzung der Klarwasseranteile in Fließgewässern als Funktion verschiedener Abflussverhältnisse (mittlerer Abfluss (MQ), mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ)) zu geben und deren Bedeutung für die Trinkwassergewinnung aus Fließgewässern für einzelne Flusseinzugsgebiete und Flussabschnitte zu bewerten. Dafür wurden Einleitungen aus 7.550 kommunalen Kläranlagen im gesamten Bundesgebiet sowie relevanten Anrainerstaaten berücksichtigt. Die Ergebnisse dieser Erhebung wurden sowohl in einem geografischen Informationssystem (GIS) als auch in Karten für Flusseinzugsgebiete visuell dargestellt. Gerade MNQ Bedingungen dominieren in vielen Flusseinzugsgebieten häufig über viele Monate und können im Rahmen des Klimawandels noch dominanter werden. Weiterhin wurden für die Bundesländer, in denen Uferfiltration oder eine künstliche Grundwasseranreicherung praktiziert wird, Standorte der Trinkwassergewinnung über ausgewiesene Wasserschutzgebietszonen ermittelt. Für ausgewählte Standorte wurde dann eine fallspezifische Betrachtung bezüglich des Einflusses auf die Trinkwasserqualität durchgeführt und durch verfügbare Messdaten konservativer, abwasserbürtiger Stoffe validiert. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen und einer qualitativen Risikoabschätzung werden Handlungsoptionen für den vorsorgenden Grundwasser- und Trinkwasserschutz vorgeschlagen. Die Ergebnisse dieser Studie deuten an vielen Standorten einen, wenn auch zeitlich begrenzten, deutlichen Einfluss hin und unterstreichen die Notwendigkeit eines Verständnisses der Dynamik des gesamten Einzugsgebietes bei einer Trinkwassergewinnung aus Uferfiltration und damit von Klarwasseranteilen im Oberstrom eines Oberflächengewässers sowie der zugrundeliegenden lokalen hydrogeologischen Bedingungen einer Uferfiltration bzw. künstlichen Grundwasseranreicherung.

Abstract: Dynamic of wastewater effluent contributions to surface waters and potential challenges for drinking water abstraction in Germany

Treated wastewater effluents are commonly discharged to surface water streams in Germany where they become part of the natural water cycle. In addition to the reliance on natural groundwater supplies, surface water is also used via bank filtration or artificial groundwater recharge as an important resource for drinking water supply. With increasing contributions of wastewater effluents, also the relative contribution of wastewater-derived compounds increases. The aim of this study was to determine for the first time the relative contributions of wastewater effluents in German surface water bodies during various flow conditions and to assess their relevance for drinking water abstraction from surface water for selected watersheds. A total of 7,550 municipal wastewater treatment facilities across Germany and neighbouring countries were considered in this study. Results were presented in a geographic information system (GIS) as well as watershed related maps. Stream flow data considered long-term average flow as well as low flow conditions. Water protection zones were evaluated to identify waterworks close to rivers and streams practicing bank filtration or artificial recharge. For selected sites water quality monitoring data of conservative constituents of wastewater-origin were used to assess the degree of wastewater effluent impacts on the local drinking water supply. The results suggest that several locations are affected by water quality impacts. Building upon these findings and qualitative risk assessments, recommendations for establishing a precautionary groundwater and drinking water protection were derived. Findings of the study stress the importance of a comprehen-

sive understanding of watershed dynamics on drinking water abstraction regarding discharges of water effluents upstream, the variability of stream flow conditions, as well as site-specific hydrogeological conditions of bank filtration or artificial groundwater recharge operations.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	7
Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis	12
Abkürzungsverzeichnis	14
Zusammenfassung.....	16
Summary.....	20
1 Hintergrund und Motivation	23
1.1 Auswirkungen des Klimawandels	24
1.2 Konsequenzen erhöhter Klarwasseranteile für die Trinkwassergewinnung	25
1.3 Ziele der Untersuchung	26
2 Methodisches Vorgehen.....	27
2.1 Datenerhebung zur räumlichen Verteilung der Kläranlagen und Verfügbarkeit von Betriebsdaten 28	
2.1.1 Datenbank der Europäischen Umweltagentur	29
2.1.2 Datenbank des Umweltbundesamtes für kommunales Abwasser in Deutschland (Thru.de)	30
2.1.3 Datenbanken der Bundesländer.....	31
2.1.4 Datenbanken in Anrainerstaaten	34
2.2 Datenerhebung zu Oberflächengewässern	36
2.2.1 Gewässernetz	36
2.2.2 Abflussdaten an den Pegeln	36
2.2.3 Abflussverhalten ausgewählter Flüsse in Deutschland	39
2.3 Preprocessing der Daten im GIS	41
2.3.1 Erzeugung eines topologisch korrekten Gewässernetzes	41
2.3.2 Korrektur der räumlichen Verteilung von Kläranlagen und Pegelmessstellen	41
2.4 Berechnung der Klarwasseranteile in Fließgewässern (GIS-Workflow)	42
2.4.1 Ermittlung der Kanten-Knoten Beziehung und Flussordnungszahl	42
2.4.2 Bestimmung der Klarwasseranteile an Pegelstandorten	43
2.4.3 Interpolation der Pegel-Abflüsse entlang der Gewässer.....	44
2.5 Abschätzung von Auswirkungen erhöhter Klarwasseranteile auf die Trinkwassergewinnung.....	44
2.5.1 Ermittlung von Standorten mit Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung.....	45
2.5.2 Erfassung von relevanten Wasserschutzgebieten.....	47
2.5.3 Abschätzung der Uferfiltratanteile für die Trinkwassergewinnung	52

2.5.4	Auswahl von Fallbeispielen	53
2.5.5	Risikoabschätzung für die Trinkwassergewinnung.....	53
3	Klarwasseranteile in Deutschland bei MQ und MNQ Abflussverhältnissen in Oberflächengewässern .	55
3.1	Validierung der Bestimmung von Klarwasseranteilen in Oberflächengewässern	55
3.2	Klarwasseranteile in Oberflächengewässern	57
4	Abschätzung der Fließzeiten.....	63
4.1	Abschätzung der Auswirkung auf die Rohwasseranteile bei unterschiedlichen Randbedingungen der Uferfiltration	63
4.2	Validierung der Fließzeiten in der Bodenpassage	65
5	Klarwasseranteile im Uferfiltrat und Rohwasser bei der Trinkwassergewinnung in ausgewählten Flusseinzugsgebieten.....	67
5.1	Neckar.....	68
5.2	Main.....	72
5.3	Rhein.....	77
5.4	Havel.....	87
6	Gefährdungskategorien und Handlungsempfehlungen	93
6.1	Leistungsfähigkeit einer naturnahen Trinkwassergewinnung.....	93
6.2	Relevanz für die Trinkwasserversorgung.....	95
6.3	Einordnung eines erhöhten Risikos	96
6.4	Handlungsempfehlungen	98
6.4.1	Klarwasseranteil im Fließgewässer.....	98
6.4.2	Validierung des Uferfiltratanteils	98
6.4.3	Grundwassermodell und Fließzeiten.....	98
6.4.4	Analyse des Einzugsgebietes	98
6.4.5	Weitergehende Wasserbehandlung.....	98
7	Diskussion und Ausblick.....	99
8	Quellenverzeichnis	101
A	Anhang.....	106

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Regional generalisierte Veränderung der langjährig gemittelten Niedrigwasserabflüsse an den großen Flüssen; nahe (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) gegenüber dem Referenzzeitraum 1961-1990 (adaptiert nach (LAWA 2017)).	25
Abbildung 2:	Methodisches Vorgehen zur Abschätzung der Auswirkungen von Klarwasseranteilen in Fließgewässern auf die Trinkwasserversorgung.	27
Abbildung 3:	Vergleich jährlicher Klarwassermenge (n=3-9) von jeweils drei Kläranlagen der Größenklassen 3, 4 und 5 aus den Bundesländern Baden Württemberg, Bayern, Hessen und Sachsen (zugrundeliegende Daten nach länderspezifischen Angaben, s. Tabelle 4).	29
Abbildung 4:	Standorte kommunaler Kläranlagen in Deutschland basierend auf Angaben der EEA 2015 Datenbank und Länder-Datenbanken nach Tabelle 4.	35
Abbildung 5:	Gewässernetz Deutschlands mit Flusswasserkörpern und Seenwasserkörpern (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2017) und Pegeln des GRDC, der DGJ und des WSV. Datenquellen gemäß Tabelle 7.	38
Abbildung 6:	Mittlere jährliche Niederschlagshöhe in Deutschland von 1881 bis 2016, Quelle: Deutscher Wetterdienst (DWD), Mitteilung von 24.04.2017 (Umweltbundesamt 2018).	39
Abbildung 7:	Jährliches Abflussregime des Main (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (Quelle: The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).	40
Abbildung 8:	Erstellung eines topologisch korrekten Gewässernetzes in Form eines Kanten-Knoten Modells.	41
Abbildung 9:	Ermittlung der Kanten-Knoten Beziehung (links) und der Flussordnungszahl (rechts) als Grundlage für die Aufsummierung der Kläranlagenabflüsse.	43
Abbildung 10:	Darstellung der Pegelmesswerte und der Abwasseranteile am Pegel in der Kartenanwendung am Beispiel des Main (Flusseinzugsgebiet 2400) bei MNQ-Bedingung.	43
Abbildung 11:	Darstellung der Übertragung der prozentualen Anteile des Kläranlagenabflusses auf das Gewässernetz am Beispiel des Main (Flusseinzugsgebiet 2400) bei MNQ-Bedingung.	44
Abbildung 12:	Übersicht der Uferfiltratsstandorte mit mehr als 50 % Uferfiltratanteil an der Trinkwassergewinnung (nach Lenk et al. 2006).	46
Abbildung 13:	Räumliche Nähe der Wasserschutzgebiete zu Gewässern als Hilfestellung zur Auswahl der Fallbeispiele.	48

Abbildung 14:	MAR Standorte in Deutschland auf Basis des MAR Portals (International Groundwater Resource Assessment Centre 2015) sowie Wasserschutzgebiete der Zone III in Deutschland auf Basis der Datenbanken nach Tabelle 10.	51
Abbildung 15:	Klarwasseranteile in den deutschen Fließgewässern unter MQ- Abflussbedingungen	59
Abbildung 16:	Klarwasseranteile in den deutschen Fließgewässern unter MNQ- Abflussbedingungen	60
Abbildung 17:	Verteilung der Klarwasseranteile ausgewählter Flusseinzugsgebiete unter MNQ- und MQ-Abflussbedingungen unter Berücksichtigung aller Pegel (n=2.344).....	61
Abbildung 18:	Flusseinzugsgebiete in Deutschland	68
Abbildung 19:	Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Neckar unter MQ- und MNQ-Bedingungen	69
Abbildung 20:	Klarwasseranteile im Neckar bei MQ-Bedingungen.....	70
Abbildung 21:	Klarwasseranteile im Neckar bei MNQ-Bedingungen	71
Abbildung 22:	Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Main unter MQ- und MNQ-Bedingungen	72
Abbildung 23:	Klarwasseranteile im Main bei MQ-Bedingungen.....	73
Abbildung 24:	Klarwasseranteile im Main bei MNQ-Bedingungen.....	74
Abbildung 25:	Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Fränkische Rezat unter MQ- und MNQ-Bedingungen	76
Abbildung 26:	Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Rhein unter MQ- und MNQ-Bedingungen. Vergleich der Klarwasseranteile von LANUV mit dieser Studie	79
Abbildung 27:	Klarwasseranteile im oberen Rhein unter MQ-Bedingungen.....	80
Abbildung 28:	Klarwasseranteile im mittleren Rhein unter MQ-Bedingungen.....	81
Abbildung 29:	Klarwasseranteile im unteren Rhein unter MQ-Bedingungen.....	82
Abbildung 30:	Klarwasseranteile im oberen Rhein unter MNQ-Bedingung	83
Abbildung 31:	Klarwasseranteile im mittleren Rhein unter MNQ-Bedingungen.....	84
Abbildung 32:	Klarwasseranteile im unteren Rhein unter MNQ-Bedingungen	85
Abbildung 33:	Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Havel unter MQ- und MNQ-Bedingungen	88
Abbildung 34:	Klarwasseranteile in der Havel bei MQ-Bedingungen.....	89
Abbildung 35:	Klarwasseranteile in der Havel bei MNQ-Bedingungen	90
Abbildung 36:	Inaktivierung pathogener Keime als log-Entfernungsstufen nach Auswertung publizierter Studien nach (Seis et al. 2013).	93
Abbildung 37:	Entscheidungshilfe für die Einordnung der Relevanz erhöhter Klarwasseranteile bei der Uferfiltration und Wahrscheinlichkeit einer potenziellen GOW Überschreitung im Rohwasser+.	97
Abbildung 38:	Jährliches Abflussregime des Neckars (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für	

	feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).....	106
Abbildung 39:	Jährliches Abflussregime des Rheins (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).....	107
Abbildung 40:	Jährliches Abflussregime des Ems (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).....	108
Abbildung 41:	Jährliches Abflussregime der Weser (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).....	109
Abbildung 42:	Jährliches Abflussregime der Havel (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).....	110
Abbildung 43:	Jährliches Abflussregime der Fränkischen Rezat (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).....	111
Abbildung A-44:	Klarwasseranteile in der Weser bei MQ-Bedingungen	114
Abbildung A-45:	Klarwasseranteile in der Weser bei MNQ-Bedingungen	115
Abbildung A-46:	Klarwasseranteile in der Ems bei MQ-Bedingungen.....	116
Abbildung A-47:	Klarwasseranteile in der Ems bei MNQ-Bedingungen	117

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Volumen des in den Wasserversorgungsgebieten (WSG) ¹ verteilten Trinkwassers und Anteil der für die Trinkwasserversorgung genutzten Rohwasserressourcen in den Ländern (nach Bundesministerium für Gesundheit und Umweltbundesamt 2018) (Berichtsjahr 2016).....	23
Tabelle 2:	Attribute der bereitgestellten Datensätze der EEA-Datenbank.	29
Tabelle 3:	Attribute der bereitgestellten Daten der UBA Datenbank ‚Thru.de‘	30
Tabelle 4:	Datenbestände über die kommunale Abwasserbehandlung nach Bundesländern.....	32
Tabelle 5:	Datenbanken in Anrainerstaaten für die relevanten Flusseinzugsgebiete*	34
Tabelle 6:	Erläuterungen zu den Abflusskennwerten (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2014, modifiziert).....	36
Tabelle 7:	Datenbanken mit Pegel- und Abflussdaten der Oberflächengewässer für Deutschland.....	37
Tabelle 8:	Spannbreite wesentlicher Randbedingungen für Uferfiltrationsstandorte in Deutschland (nach Lenk et al., 2006).....	46
Tabelle 9:	Beschreibung der Abgrenzung und Zwecks der Zonen der WSG in Deutschland (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2012).....	48
Tabelle 10:	Datenbanken der Bundesländer über Wasserschutzgebiete	49
Tabelle 11:	Validierung der Klarwasseranteile des GIS-Modells mit den berechneten Anteilen anhand der durchschnittlichen Carbamazepin-Ablaufkonzentration (478 ng/l) lokaler Kläranlagen (Ansbach, Ebensfeld, Zapfendorf) aus dem Jahr 2010 (Klasmaier et al. 2011) und der Konzentration im Fließgewässer für Pegelstandorte am Main während der Messkampagne im Zeitraum August 2015 (ARW 2016).	56
Tabelle 12:	Validierung der Klarwasseranteile des GIS-Modells mit den berechneten Anteilen anhand der durchschnittlichen Carbamazepin-Ablaufkonzentrationen (1.110 ng/l, n=14) lokaler Kläranlagen (n=5) aus dem Jahr 2007 (Umweltministerium NRW 2008) und der Messergebnisse an der Ruhr während der Messkampagne im Zeitraum 2008-2015 (n=34) für ausgewählte Pegel (AWWR 2016).....	57
Tabelle 13:	Validierung der Klarwasseranteile des GIS-Modells mit den berechneten Anteilen anhand der durchschnittlichen Ablaufkonzentrationen für Carbamazepin (530 ng/l) und 4-Methylbenzotriazol (3.200 ng/l) von lokalen Kläranlagen (n = 6) aus dem Jahr 2014 und der Messergebnisse am Neckar im	

	Zeitraum 2012-2013 (n = 12) für ausgesuchte Pegel (LUBW 2014).....	57
Tabelle 14:	Anteil der Pegel (in %) mit Klarwasseranteilen >5 %, > 20 % und 50 % bei MNQ und MQ für ausgewählte Flusseinzugsgebiete für die Gesamtheit aller Pegel in den jeweiligen Flusseinzugsgebieten.....	62
Tabelle 15:	Parametersatz Schnittmodell, mittlere Verhältnisse nach Zippel et al. (2010).....	63
Tabelle 16:	Ergebnisse aus dem Parametersatz Schnittmodell für veränderte Ausgangsparameter.....	64
Tabelle 17:	Parametersatz Schnittmodell für das Fallbeispiel im Einzugsgebiet des Main.....	66
Tabelle 18:	Vorkommen ausgewählter organischer Spurenstoffe (Carbamazepin, CBZ; 4-Methylbenzotriazol, MBTZ.; Sucralose, SUC.; Primidon, PRI; Oxipurinol, OXI) im Fließgewässer, Uferfiltrat und Gesamtrohwasser der Wasserwerke am Main (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2018; vertrauliche Daten).....	77
Tabelle 19:	Klarwasseranteile im Fließgewässer und Uferfiltratanteile im Rohwasser der Wasserwerke entlang des Rheins einschließlich eingesetzter weitergehender Aufbereitungsverfahren in den jeweiligen Wasserwerken nach Angaben der Betreiber.	86
Tabelle 20:	Vorkommen von Carbamazepin (CBZ) und Oxipurinol (OXI) in Oberflächengewässer sowie der Grundwassermessstelle und dem Förderbrunnen an den Wasserwerken Walldorf* und Flehe**	87
Tabelle 21:	Vorkommen von Carbamazepin (CBZ) und Oxipurinol (OXI) in Oberflächengewässer und Grundwasser am Wasserwerk Tegel, Berlin.....	91
Tabelle 22:	Geschätzte Oxipurinol Konzentration im Uferfiltrat bei unterschiedlichen Klarwasseranteilen im Fließgewässer und Uferfiltratanteilen in den Förderbrunnen	96
Tabelle A-23:	Beschreibung der ‚Feature Classes‘ in der Geodatabank.....	112

Abkürzungsverzeichnis

BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BSB5	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
CBZ	Carbamazepin
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DGJ	Deutsche/s Gewässerkundliche/s Jahrbuch/bücher
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
EEA	Europäische Umweltagentur - European Environmental Agency
EW	Einwohnergleichwerte
FC	Feature class
FEG	Flusseinzugsgebiet/e
GIS	Geoinformationssystem
GKZ	Gewässerkennzahl
GWM	Grundwassermessstelle
GOK	Geländeoberkante
GRDC	Global Runoff Data Centre
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
JKWM	Jahresklarwassermenge
KA	Kläranlage/n
LAU	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesamt für Umwelt
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
MAR	Managed aquifer recharge (= Grundwasseranreicherung)
MBTZ	4-Methylbenzotriazol
MHQ	Mittlerer Hochwasserabfluss
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ	Mittlerer Abfluss
NRW	Nordrhein-Westfalen
OXI	Oxipurinol
PAK	Pulver-Aktivkohle
PRI	Primidon
REST	Representational State Transfer
SUC	Sucralose
UBA	Umweltbundesamt
UF	Uferfiltrat
UWWTD	Urban Waste Water Treatment Directive

BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
WFS	Web feature service
WMS	Web map service
WSG	(Trink-)Wasserschutzgebiet/e
WSV	Wasserstraßen und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
WVU	Wasserversorgungsunternehmen
WW	Wasserwerk

Zusammenfassung

Neben der Nutzung von natürlichem Grundwasser leisten auch Fließgewässer einen wichtigen Beitrag für die Trinkwassergewinnung in Deutschland, allerdings erfolgt hier in der Regel die Entnahme indirekt über eine Uferfiltration oder eine künstliche Grundwasseranreicherung. Neben Regenwasser, landwirtschaftlichen Entwässerungen oder industriellen Direkteinleitern nehmen diese Fließgewässer häufig aber auch behandeltes kommunales Abwasser (sogenanntes ‚Klarwasser‘) und damit abwasserbürtige Stoffe auf, die dadurch Bestandteil des natürlichen Wasserkreislaufes werden. Um die Dynamik von Klarwasseranteilen in Oberflächengewässern bei unterschiedlichen Abflussbedingungen insbesondere auch angesichts potenzieller Auswirkungen des Klimawandels besser zu verstehen, erlaubt die vorliegende Studie erstmalig eine deutschlandweite quantitative Einschätzung der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern, deren zeitliches Auftreten bei unterschiedlichen Abflussbedingungen sowie deren Bedeutung für die Trinkwassergewinnung.

Da das Abflussregime von Fließgewässern saisonalen Dynamiken unterliegt und sich diese im Zuge des Klimawandels in der Zukunft anders darstellen können, wurden für diese Untersuchung Langzeitreihen des mittleren Abflusses (MQ) und mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) für die bedeutendsten Flusseinzugsgebiete in Deutschland berücksichtigt. Zur Darstellung der Häufigkeit des Auftretens bestimmter Abflussverhältnisse wurden MQ- und MNQ-Bedingungen in Relation zu Abflüssen in besonders trockenen und feuchten Jahren gesetzt. Für dieses flächendeckende Gewässernetz wurden Einleitungen aus 7.550 kommunalen Kläranlagen über deren durchschnittliche Abwasservolumenströme bestimmt und die relativen Klarwasseranteile in den Oberflächengewässern für MQ und MNQ Bedingungen berechnet. Die Ergebnisse wurden sowohl in einem geografischen Informationssystem (GIS) als auch in Karten für ausgewählte Flusseinzugsgebiete visuell dargestellt. Eine Validierung der berechneten Klarwasseranteile erfolgte an verschiedenen Flussabschnitten mit Hilfe von Messdaten für persistente Spurenstoffe (z.B. Carbamazepin, Oxipurinol, Methylbenzotriazol). Weiterhin wurden für die Bundesländer, in denen Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung praktiziert wird, Standorte der Trinkwassergewinnung über ausgewiesene Wasserschutzgebietszonen ermittelt. Für ausgewählte Fallbeispiele an Fließgewässern mit erhöhten Klarwasseranteilen wurde dann eine fallspezifische Betrachtung bezüglich des Einflusses auf die Trinkwasserqualität durchgeführt und durch verfügbare Messdaten konservativer, abwasserbürtiger Stoffe validiert. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen und einer qualitativen Risikoabschätzung wurden Handlungsoptionen für den vorsorgenden Grundwasser- und Trinkwasserschutz vorgeschlagen.

Das Auftreten erhöhter Klarwasseranteile in einem Oberflächengewässer, welches im Unterstrom indirekt via Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung zur Trinkwassergewinnung genutzt wird, stellt per se kein Risiko für die öffentliche Gesundheit dar. Maßgeblich für die Bewertung eines potenziell erhöhten Risikos bei einer naturnahen Trinkwassergewinnung sind die standort-spezifischen hydrobiogeologischen Bedingungen der Bodenpassage, die die Fähigkeit zur Rückhaltung chemischer und mikrobiologischer Schadstoffe bestimmen. Entscheidend für die Effizienz einer Bodenpassage, die von vielen hydrobiogeologischen Parametern abhängt, sind dabei die mittlere Verweilzeit im Untergrund sowie der Anteil landseitigen Grundwassers und der sich daraus ergebende relative Uferfiltratanteil. Ein weiterer wichtiger Faktor für die Leistungsfähigkeit der Bodenpassage ist dabei auch die Qualität des Oberflächengewässers. Diese Faktoren beeinflussen nachhaltig die Qualität des angereicherten Grundwassers bzw. Rohwassers für die Trinkwassergewinnung.

Eine Beeinträchtigung der mikrobiologischen Qualität des gewonnenen Rohwassers bei einer Uferfiltration oder künstlichen Grundwasseranreicherung aus Oberflächengewässern mit erhöhten Klarwasseranteilen ist nicht zu befürchten, wenn die sogenannte 50-Tage-Linie, die maßgebend für die Auslegung von Grundwasserentnahmebrunnen ist, auch unter wechselnden hydraulischen Abflussbedin-

gungen sicher eingehalten werden kann. Eine Vielzahl von Studien hat die Leistungsfähigkeit einer Untergrundpassage auch für Niedrigwasserregime für die Inaktivierung pathogener Keime unterstrichen. Sorge besteht allenfalls an Standorten, an denen eine Uferfiltration ohne genaue Kenntnisse der lokalen hydrogeologischen Bedingungen praktiziert wird und diese aus Unkenntnis als ‚Trinkwassergewinnung aus Grundwasser‘ ausgewiesen ist.

Polare organische Spurenstoffe, die schlecht oder gar nicht biologisch abbaubar sind (z.B. einige Metabolite von Pflanzenschutzmitteln, Pharmaka, Haushalts- und Industriechemikalien), haben insbesondere dann das Potenzial nach einer Bodenpassage in höheren Konzentrationen in Rohwässern aufzutreten, wenn ihr Vorkommen in Oberflächengewässern durch erhöhte Klarwasseranteile erhöht ist und das Rohwasser einen entsprechenden Uferfiltratanteil aufweist. Für das Auftreten chemischer Stoffe im Rohwasser einer Uferfiltration gelten die Anforderungen der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) sowie die von der Trinkwasserkommission und vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen Leitwerte (LWTW) und gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für bisher nicht geregelte Verbindungen wie organische Spurenstoffe oder Metabolite von Pflanzenschutzmitteln. Dabei sei angemerkt, dass das GOW Konzept keine rechtliche Bindung hat und die vom UBA ausgewiesenen Werte deutlich niedriger liegen als toxikologisch abgeleitete Werte mit entsprechend soliderer Datengrundlage wie Trinkwassergrenzwerte oder LWTW. Daher besteht bei Überschreitungen von GOW kein Anlass zu gesundheitlicher Besorgnis. Im Falle einer Überschreitung dieser Vorsorgewerte sollten nach Empfehlungen des Umweltbundesamtes aus trinkwasserhygienischen Gründen jedoch Maßnahmen ergriffen werden, die wirkungsvoll zu einer Unterschreitung der GOW beitragen, um eine potenzielle Gefährdung langfristig sicher auszuschließen.

Nach den Ergebnissen dieser Studie liegen die Klarwasseranteile bei MQ-Verhältnissen deutschlandweit in den meisten Oberläufen im Bereich von 0-5 %. Klarwasseranteile von >5-10 % sowie >10-20 % dominieren in größeren Teilflusseinzugsgebieten in oder unterhalb von Ballungsräumen (z.B. Havel, Neckar, Niederrhein, Maas, Mittelrhein) sowie in abflussschwachen Gewässern (z.B. Main, Ems, Neckar). Bei MQ-Bedingungen am Rhein, der Ems und am Main weisen 41-45 % aller Pegel Klarwasseranteile von mehr als 5 % auf. In den Einzugsgebieten des Rheins weisen 20 % aller Pegel einen Klarwasseranteil von mehr als 10 % auf. Am Main sind 15 % der Pegel durch einen Klarwasseranteil von mehr als 10 % gekennzeichnet. Am Neckar sind mehr als 90 % aller Pegel durch einen Klarwasseranteil von mehr als 5 % gekennzeichnet und 65 % der Pegel haben bei diesen Abflussbedingungen einen Klarwasseranteil von mehr als 10 %. In den Einzugsgebieten der Havel, der Elbe-Saale, der Donau sowie der Ostsee Mündung liegt der Anteil der Pegel mit mehr als 10 % Klarwasseranteilen lediglich unter 10 %.

Bei Niedrigwasserbedingungen verschiebt sich dieses Bild deutlich. Bei MNQ-Abflussbedingungen dominieren Klarwasseranteile von >10-20 % deutschlandweit in einer Vielzahl von Gewässern. In etlichen Teileinzugsgebieten liegen die Klarwasseranteile über weite Strecken im Bereich von >20-30 % (z.B. Elbe/Saale, Weser, Mittelrhein). Abschnitte des Mains, der Ems, der Weser und der Havel sowie gerade die rechtsseitigen Zuflüsse des Rheins weisen Klarwasseranteile bei MNQ-Bedingungen von > 30 - 50 % auf. Teileinzugsgebiete des Neckars, der Ostsee, des Nieder- und Mittelrheins sowie der Ems weisen bei MNQ-Bedingungen Klarwasseranteile von über 50 % auf. Am Neckar liegen die Klarwasseranteile unter MNQ-Abflussbedingungen bei 60 % aller Pegel über 50 %. Am Rhein sind es unter MNQ-Bedingungen 25 % aller Pegel und 51 % der Pegel sind durch einen Klarwasseranteil von mehr als 20 % gekennzeichnet. Auch der Main und die Ems haben bei MNQ-Bedingungen in 41 % bzw. 49 % aller Pegel einen Klarwasseranteil von mehr als 20 %. Für die Donau, die Havel und Elbe-Saale sind ca. 40 % aller Pegel bei MNQ-Bedingungen durch einen Klarwasseranteil von mehr als 5 % gekennzeichnet.

Für die Bedeutung erhöhter Klarwasseranteile für die Trinkwassergewinnung sind der relative Anteil des Uferfiltrats im Rohwasser sowie der relative Klarwasseranteil im Oberflächengewässer maßgebend. Sowohl die Berechnungen als auch die Validierung mit Spurenstoffdaten zeigen, dass es bei Standorten mit Uferfiltratanteilen unter 20 %, aber Klarwasseranteilen im Oberflächengewässer von mehr als 50 %, ebenso zu GOW Überschreitungen kommen kann, wie bei Uferfiltratanteilen von 50-100 % und Klarwasseranteilen um die 10 % im Fließgewässer. Entscheidend ist dabei auch der Zeitraum, in dem erhöhte Klarwasseranteile im Gewässer auftreten. Wenn der Zustand erhöhter Klarwasseranteile über einen Zeitraum von mehr als 4 Wochen anhält, ist davon auszugehen, dass sich auch entsprechende Konzentrationen konservativer organischer Spurenstoffe gerade bei Fließzeiten von deutlich unter 50 Tagen in den Förderbrunnen einstellen. Wenn basierend auf den berechneten Klarwasseranteilen in dieser Studie und bekannten oder vermuteten Uferfiltratanteilen ein Risiko von GOW Überschreitungen vermutet werden kann und die Wassergewinnung allein auf naturnahen Verfahren ohne weitere physikalische oder chemische Wasseraufbereitungsverfahren im Wasserwerk beruht, sollte das entsprechende Wasserversorgungsunternehmen oder die zuständige Landesbehörde weitere Untersuchungen vor Ort in Erwägung ziehen und für die Risikoabschätzung den Prinzipien der WHO Water Safety Plans folgen.

Für das Vorgehen ergeben sich die folgenden Handlungsempfehlungen:

- ▶ Der **berechnete Klarwasseranteil im Fließgewässer** (ArcGIS) sollte durch gezielte Messkampagnen ausgewählter Indikatorsubstanzen (wie Carbamazepin, Oxipurinol, 4-Methylbenzotriazol, Primidon, Sucralose, EDTA) bestätigt werden. Die Messungen dafür sind bei unterschiedlichen Abflussbedingungen (MQ, MNQ) mehrmals zu wiederholen.
- ▶ Für den betroffenen Standort sollten zudem die **Uferfiltratanteile** durch Messkampagnen konservativer Klarwassertracer (s. empfohlene Indikatorsubstanzen) im Uferfiltrat bei MQ- und MNQ-Abflussbedingungen validiert werden.
- ▶ Falls für den Standort nicht schon vorhanden, sollten Uferfiltratanteile durch **hydrogeologische Untersuchungen und eine standortspezifische Modellierung** validiert werden. Eine Modellierung kann bei Berücksichtigung standortspezifischer Daten zu den Randbedingungen einer Uferfiltration auch eine verlässlichere Aussage zu den Fließzeiten im Grundwasser ermöglichen. Ein standortspezifisches und validiertes Grundwassermodell ist auch in der Lage abzuschätzen, ob die 50-Tage-Linie auch unter wechselnden hydraulischen Abflussbedingungen sicher eingehalten wird.
- ▶ Für den betroffenen Standort sollte eine **Analyse des Einzugsgebietes** im Oberstrom bezüglich existierender Einleiter erfolgen. Diese sollte die eingeleiteten Mengen und wo vorhanden auch die Qualität der Einleitungen kommunaler Kläranlagen, Misch- und Regenwasserentlastungen, industrieller Direkteinleiter und landwirtschaftlicher Entwässerungsbauwerke einschließen. Das Ergebnis dieser Analyse kann andeuten, wo sich potenzielle Einleitungen, die die Trinkwassergewinnung nachteilig beeinträchtigen, vermeiden oder reduzieren ließen.
- ▶ Falls erhöhte Klarwasseranteile im Rohwasser bestätigt werden und sich diese nicht kurzfristig reduzieren lassen, sollten Maßnahmen am Ort der Einleitung sowie **alternative Aufbereitungsstrategien bzw. Gewinnungsoptionen** für die Trinkwassergewinnung sondiert werden.

Der Fokus dieses Vorhabens lag auf der Einschätzung kommunaler Abwassereinleitungen in Oberflächengewässer. Zukünftige Studien sollten diese Erhebung um die Relevanz weiterer Einleitungen in

Gewässer wie Regen- oder Mischwasserentlastungen, industrielle Direkteinleiter sowie Drainagen aus der Landwirtschaft erweitern.

Die Ergebnisse dieser Studie unterstreichen die Notwendigkeit eines Verständnisses der Dynamik des gesamten Einzugsgebietes bei Trinkwassergewinnung aus Uferfiltration und damit von Klarwasseranteilen im Oberstrom eines Oberflächengewässers sowie der zugrundeliegenden lokalen hydrogeologischen Bedingungen einer Uferfiltration bzw. künstlichen Grundwasseranreicherung. Im Zuge des Klimawandels werden Klarwasseranteile in den Oberflächengewässern zunehmen und somit qualitativ sowohl für den ökologischen und chemischen Zustand des Gewässers als auch für die Trinkwasserversorgung eine noch größere Rolle spielen.

Summary

In addition to the reliance on natural groundwater supplies in Germany, surface water is also used via bank filtration or artificial groundwater recharge as an important resource for drinking water supply. Beside contributions from stormwater run-off, drainage from agricultural areas, or industrial dischargers, streams are also commonly receiving effluents from municipal wastewater treatment plants (WWTPs). With increasing contributions of wastewater effluents in streams, the relative portion of wastewater-derived compounds will also increase which are then becoming part of the natural water cycle. The aim of this study was to determine for the first time the relative contribution of wastewater effluents in all surface water bodies in Germany during various flow conditions, in particular also considering climate change impacts, and to assess their relevance for drinking water abstraction from surface water for selected watersheds.

The flow conditions of streams are subject to seasonal dynamics. Considering impacts from climate change, these flow dynamics may become more extreme in the future. Thus, this study took into account long-term monitoring data of average flow and low-flow conditions for the most relevant watersheds in Germany. This data set was used to relate average and low-flow conditions to typical dry and wet years. For this nationwide stream network the individual average discharge from 7,550 municipal wastewater treatment facilities across Germany and neighbouring countries was determined and the relative wastewater contribution calculated for both average and low-flow conditions for specific river basins. Results were presented in a geographic information system (GIS) as well as watershed specific maps. Water protection zones were evaluated to identify waterworks close to rivers and streams practicing bank filtration or artificial recharge. For selected sites, water quality monitoring data of conservative constituents of wastewater-origin (i.e., carbamazepine, oxypurinol, 4-methylbenzotriazole) were used to validate the degree of wastewater effluent impacts on the local drinking water supply. Building upon these findings and qualitative risk assessments, recommendations to foster a precautionary groundwater and drinking water protection were derived.

The presence of elevated wastewater effluent contributions in a receiving stream, which subsequently is used as a source for drinking via riverbank filtration or artificial groundwater recharge, exhibits per se not an elevated risk to public health. Relevant for the assessment of a potentially elevated risk associated with the practice of a naturally-based drinking water abstraction are the site-specific hydrobiogeological boundary conditions of the underground passage and its capability to retain microbial and chemical contaminants. Important factors for the efficacy of subsurface treatment are the predominant hydrobiogeological parameters, the average hydraulic retention time, and the relative contribution and quality of landside groundwater. These factors will primarily determine the quality of the recharged groundwater or abstracted raw water quality of a drinking water abstraction facility.

An adverse impact of the microbial quality after bank filtration or artificial groundwater recharge using surface water with elevated contributions from wastewater effluents can be neglected as long as a minimum travel time of 50 days in the subsurface even under fluctuating flow conditions in the stream is maintained. A large number of studies has demonstrated the efficacy of subsurface treatment like bank filtration or artificial recharge for the removal of pathogens even under low-flow conditions. There might be some concern where bank filtration is practiced without proper knowledge of the local hydrogeological conditions and where this practice is improperly classified as 'drinking water abstraction from native groundwater'.

Very polar organic chemicals, which are not or only poorly degradable (like metabolites of some pesticides, some pharmaceuticals or household and industrial chemicals), carry a high potential to occur at elevated concentrations in bank filtrate. For the occurrence of regulated chemical constituents in a raw water supply of a bank filtration site, the requirements of the German Drinking Water Directive (Trinkwasserverordnung) apply. In addition, the German Environment Agency has published health

advisory values for unregulated chemicals such as micropollutants or metabolites of pesticides. It is noteworthy that these health advisory values are not legally binding and due to limited data do represent values that are commonly lower than toxicologically-derived drinking water standards, which are based on a sound scientific database. Thus, exceedances of health advisories do not represent an immediate threat to public health. However, in case of an exceedance of a health advisory value, the German Environment Agency recommends the establishment of proper counter measures due to general hygienic reasons that would result in an effective reduction of concentrations below these values to avoid any potential long-term adverse health effects.

Based on the results of this study, the contributions from wastewater effluents during average flow conditions vary in most upper river basins in Germany between 0 and 5 %. Contributions from >5-10 % and >10-20 % are dominant in river basins up- and downstream of urban centers (e.g., rivers Havel, Neckar, lower Rhine, Maas, middle Rhine) as well as river stretches characterized by generally low-flow conditions (i.e., rivers Main, Ems, Neckar). During average flow conditions along the rivers Rhine, Ems and Main between 41-45 % of all river gauges are characterized by effluent contributions of more than 5 %. For the watershed of the Rhine river approximately 20 % of the river gauges are characterized by more than 10 % wastewater effluent contributions. At the Main river, 15 % of all gauging stations have a wastewater effluent contribution exceeding 10 %. At the Neckar river more than 90 % of the gauging stations are characterized by wastewater effluent contributions of more than 5 % and 65 % of stations exceed a proportion of more than 10 % wastewater effluent. In contrast, the watersheds of the river Havel, Elbe-Saale, Danube or the Baltic Sea estuary have less than 10 % of all gauging stations exhibiting wastewater effluent contributions of more than 10 %.

During low-flow conditions this picture changes dramatically. Effluent contributions of >10-20 % are dominating under low-flow conditions nationwide for a large number of river basins. Several watersheds exhibit wastewater effluent contributions of >20-30 % (e.g., rivers Elbe/Saale, Weser, middle Rhine). Portions of the river Main, Ems, Weser and Havel as well as tributaries of the Rhine river are characterized by effluent contributions of >30-50 %. Portions of the river Neckar, Ems, the Baltic Sea estuary and the lower and middle Rhine watersheds are characterized by effluent contributions of more than 50 %. During low-flow conditions, 60 % of all gauging stations along the river Neckar exhibit effluent contributions exceeding 50 %. Along the Rhine river during low-flow conditions, 25 % and 51 % of all gauging stations exceed effluent contributions of 50 % and 20 %, respectively. Also the rivers Main and Ems where 41 % and 49 %, respectively, of the gauging stations are characterized by more than 20 % effluent contributions. For the rivers Danube, Havel, and Elbe-Saale approximately 40 % of all gauging stations exhibit effluent contributions of more than 5 %.

The relevance of elevated wastewater effluent for drinking water abstraction is determined by the relative share of bank filtrate in the raw water supply and the relative contribution of effluent in the stream. Calculations based on the ArcGIS model as well as trace organic chemical data from monitoring campaigns both confirm that at locations that exhibit bank filtrate shares of less than 20 % but effluent contributions of more than 50 % in the stream exceedances of health advisory values can be expected. This exceedance was also observed where the bank filtrate shares varied between 50-100 % but the effluent contribution in the stream was only 10 %. An important factor in these situations is the duration how long these conditions prevail. Thus, where elevated effluent contributions dominate for more than 4 weeks, elevated concentration of conservative trace organic chemicals can be expected in abstraction wells, in particular where the travel time might be lower than the desired 50 days. For sites where the determined bank filtrate shares and relative effluent contributions would suggest potential exceedances of health advisory values, additional measures should be taken in particular where the downstream treatment train does not include any additional physical or chemical treatment barriers. These measures should be taken by the utility and overseeing regulatory bodies and should include a full risk assessment following principles of the WHO Water Safety Plan concept.

To address these issues, the following steps and recommendations are suggested:

- ▶ The calculated **relative wastewater contribution** to receiving streams (based on the ArcGIS model) should be validated by targeted monitoring campaigns in the field using selected wastewater indicators (e.g., carbamazepine, oxypurinol, 4-methylbenzotriazole, primidone, sucralose, EDTA). These campaigns should be repeated under average and low-flow conditions.
- ▶ For the selected site, the **relative share of bank filtrate** of raw water supply should be determined through sampling campaigns of conservative wastewater indicators (see list above) with sampling locations along the stream and including the bank filtrate under average and low-flow conditions.
- ▶ If not yet available, **hydrogeological investigations** and a site-specific model should be established to model and validate site-specific flow conditions. A hydrogeological calibrated model considering local boundary conditions can provide a more reliable assessment of travel time and an estimation whether the 50-day-travel time objective can also be met under various flow conditions in the stream.
- ▶ For the specific site, a **watershed assessment** should be conducted that considers all dischargers upstream. This should include the quantity and quality of dischargers like WWTPs, stormwater run-off, combined sewer overflows, industrial activities, and agricultural drainage. This evaluation might allow to pinpoint specific dischargers that might comprise the downstream drinking water abstraction including opportunities to minimize or reduce this point source contribution.
- ▶ If elevated contributions of wastewater effluents in a raw water supply are confirmed and are not avoidable on a short term, targeted measures at the point of discharge as well as **alternative abstraction and treatment strategies** should be considered.

The focus of this study has been on the assessment of wastewater effluents on stream quality, however, future studies should also consider relative impacts from stormwater run-off, combined sewer overflows, industrial dischargers, and agricultural drainages on receiving streams.

Findings of the study underscore the importance of a comprehensive understanding of watershed dynamics on drinking water abstraction regarding discharges of wastewater effluents upstream, the variability of stream flow conditions, as well as site-specific hydrogeological conditions of bank filtration or artificial groundwater recharge operations. Considering impacts from climate change, the relative contribution of wastewater effluents in receiving streams is likely going to grow not only increasingly affecting the ecological and chemical status of surface water but also drinking water abstraction.

1 Hintergrund und Motivation

Behandeltes kommunales Abwasser (im Folgenden als ‚Klarwasser‘ bezeichnet) wird in Deutschland in der Regel in Oberflächengewässer eingeleitet, wodurch es Bestandteil des natürlichen Wasserkreislaufes wird. Oberflächengewässer stellen in Ergänzung zur Nutzung von natürlichem Grundwasser auch eine wichtige Ressource für die Trinkwasserversorgung dar. Abgesehen von Talsperren in geschützten Einzugsgebieten und einigen Direktentnahmen aus dem Wasserkörper wie aus dem Bodensee, der Donau oder der Warnow, erfolgt in Deutschland die Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern in der Regel indirekt über eine Uferfiltration oder eine künstliche Grundwasseranreicherung. In Anlehnung an die DIN 4046 ist Trinkwasser, das über eine ‚Uferfiltration‘ gewonnen wird, definiert als Wasser, welches aus einem oberirdischen Gewässer natürlich oder künstlich durch Ufer oder Sohle in den Untergrund gelangt ist. Unter ‚Grundwasseranreicherung‘ wird eine künstliche Grundwasserneubildung aus Oberflächenwasser durch entsprechende Einleitung in den Untergrund mittels Versickerungsbecken oder Schluckschächten verstanden. Nach Angaben des Statistisches Bundesamt (2015) sowie des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltbundesamt (2018) erfolgen Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung vor allem in den Bundesländern Brandenburg, Berlin, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Sachsen-Anhalt (Tabelle 1). Der Anteil von Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung an der Wassergewinnung schwankt deutlich in den einzelnen Bundesländern, lag aber insgesamt in Deutschland im Jahre 2016 bei 15,2 % (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltbundesamt 2018).

Tabelle 1: Volumen des in den Wasserversorgungsgebieten (WSG)¹ verteilten Trinkwassers und Anteil der für die Trinkwasserversorgung genutzten Rohwasserressourcen in den Ländern (nach Bundesministerium für Gesundheit und Umweltbundesamt 2018) (Berichtsjahr 2016)

Bundesland	Anzahl der Wasserversorgungsgebiete ¹	Verteiltes Wasservolumen Mio [m ³ /a]	Anteil von Grundwasser an genutzten Wasserressourcen [%]	Anteil von Oberflächenwasser ² an genutzten Wasserressourcen [%]	Anteil von Uferfiltrat an genutzten Wasserressourcen [%]	Anteil von künstlicher Grundwasseranreicherung an genutzten Wasserressourcen [%]
BB	80	106,612	94	0	6	0
BE	1	211,980	37	0	52	11
BW	486	545,920	70	30	0	0
BY	537	668,185	89,3	2,7	7,3	0,7
HB	4	37,670	100	0	0	0
HE	238	259,521	76	12	1	11
HH	16	107,041	100	0	0	0
MV	90	80,531	82	15	0	3
NI	259	492,449	87,6	12,2	0	0,2
NW	269	1.018,038	46	17	14	23
RP	177	173,159	76,4	7,3	16,1	0
SH	85	173,510	100	0	0	0

Bundesland	Anzahl der Wasserversorgungsgebiete ¹	Verteiltes Wasservolumen Mio [m ³ /a]	Anteil von Grundwasser an genutzten Wasserressourcen [%]	Anteil von Oberflächenwasser ² an genutzten Wasserressourcen [%]	Anteil von Uferfiltrat an genutzten Wasserressourcen [%]	Anteil von künstlicher Grundwasseranreicherung an genutzten Wasserressourcen [%]
SL	44	53,428	100	0	0	0
SN	73	181,224	47	46	7	0
ST	52	112,107	48,9	37,1	3,5	10,5
TH	79	128,933	33	67	0	0
DE	2.490	4.350,309	69,1	15,6	8,2	7,0

¹Wasserversorgungsgebiete, in denen mehr als 1.000 m³ Trinkwasser pro Tag verteilt oder mehr als 5.000 Personen versorgt werden.

²Oberflächenwasser bedeutet Binnenwasser (ohne Grundwasser), Übergangs- und Küstenwasser nach Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG Art. 2.1

Der Untergrundpassage, wie bei der Uferfiltration oder der künstlichen Grundwasseranreicherung realisiert, kommt bei der in Deutschland favorisierten naturnahen Trinkwassergewinnung eine wichtige Barriere-Funktion für pathogene Keime, Trübstoffe und chemische Inhaltsstoffe zu. Diese Verunreinigungen können während der Untergrundpassage durch die physikalische Filterwirkung, Adsorptionsprozesse und insbesondere durch den mikrobiellen Abbau wirksam zurückgehalten oder entfernt werden (Jekel und Czekalla 2017). Die Effizienz dieser naturnahen Trinkwasseraufbereitung kann jedoch beeinträchtigt werden, wenn der Anteil an gereinigtem Abwasser, das durch reguläre Einleitungen eingetragen wird, sowie an verdünnten Rohabwasser bei Mischwasserentlastungen in Flüssen und Seen zunimmt und sich damit auch der Eintrag von pathogenen Keimen oder polaren, schwer abbaubaren chemischen Verbindungen erhöht. Entwicklungen wie die zunehmende Urbanisierung und ein damit erhöhter Abwasseranfall in Ballungsräumen, aber auch veränderte Abflussregime von Oberflächengewässern als Folge des Klimawandels, können diesen Trend verstärken.

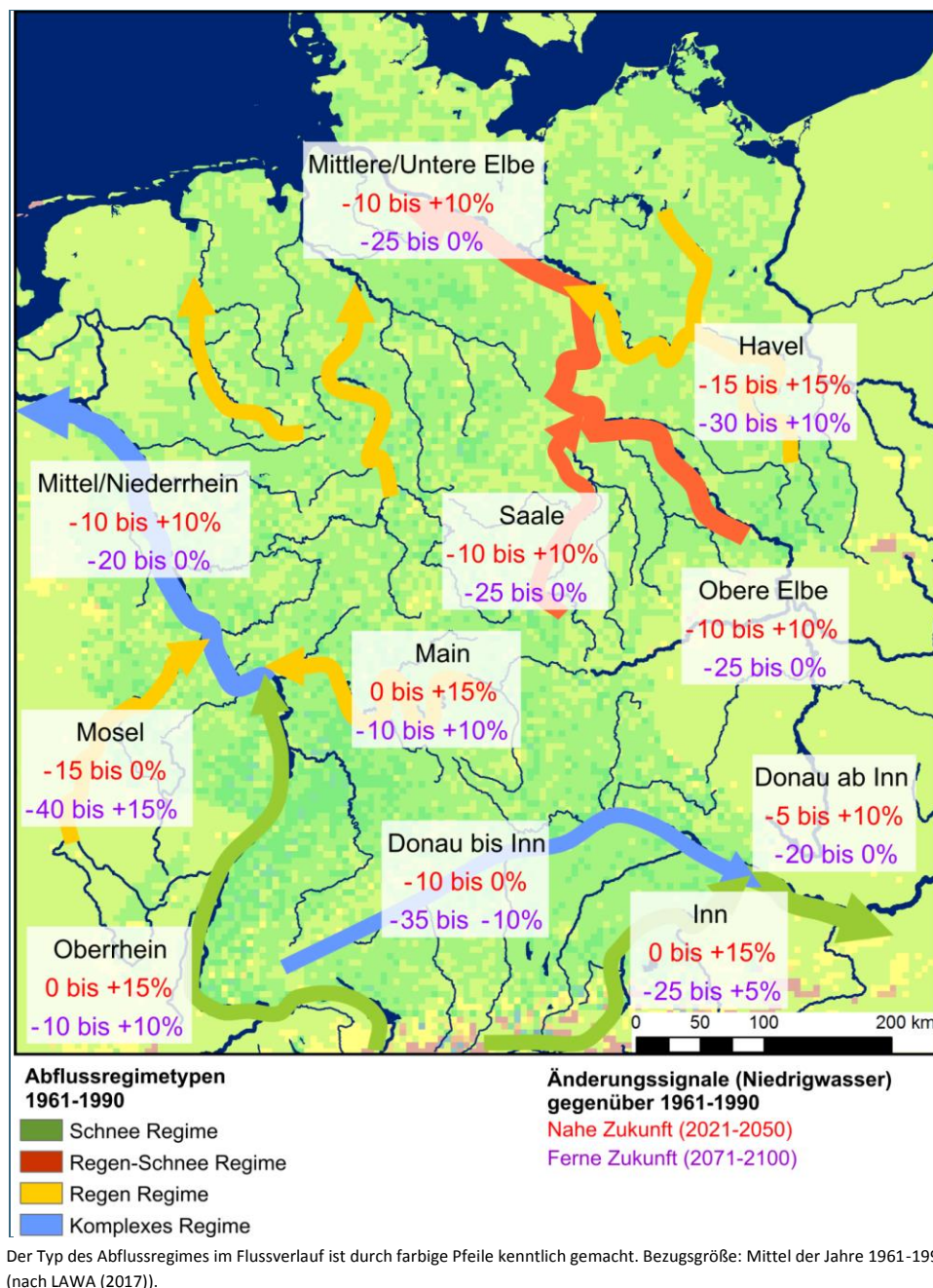
1.1 Auswirkungen des Klimawandels

Die Auswirkungen des Klimawandels auf das Abflussregime von Oberflächengewässern wurden in den letzten Jahren eingehend untersucht. Diese Studien adressieren auch Anpassungsmöglichkeiten für die Wasserwirtschaft insbesondere an Niedrigwasserverhältnisse (DVGW 2017; Altmayer et al. 2017). Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) veröffentlichte 2017 einen Bericht zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft in Deutschland (LAWA 2017). Demnach ist davon auszugehen, dass extreme Wetterereignisse wie Hochwasser und langanhaltende Trockenzeiten in Ausmaß und Dauer häufiger werden. Neben dem Auftreten extremer Hochwässer ist insbesondere auch eine Veränderung der Niedrigwasserabflüsse in den Fließgewässern zu erwarten. In der nahen Zukunft (2021-2050) liegen die erwarteten Veränderungen der langjährig gemittelten Niedrigwasserabflüsse im Bereich von plus/minus 10 %, aber die Schätzungen für die ferne Zukunft (2071-2100) lassen Rückgänge des Niedrigwasserabflusses in vielen Fließgewässern von 10-35 % erwarten (Abbildung 1). Hinzu kommt, dass in einigen Regionen die Abflussbedingungen von Fließgewässern gerade in den Sommermonaten häufig angespannt sind, bei denen mittlere Niedrigwasserabflüsse über viele Wochen, z. T. auch Monate, dominieren und damit bereits heute die Regel sind.

Daher ist davon auszugehen, dass auch langanhaltende Trockenperioden an vielen Standorten der Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern häufiger und extremer werden. In diesen Situationen werden Klarwasseranteile in den Oberflächengewässern zunehmen und somit qualitativ sowohl für den ökologischen und chemischen Zustand des Gewässers als auch für die Trinkwasserversorgung

eine noch größere Rolle spielen. Hieraus können sich bei der Nutzung von Oberflächengewässern für die künstliche Grundwasseranreicherung und die Uferfiltration potenziell erhöhte Risiken für die mikrobiologische und chemische Qualität und damit für die menschliche Gesundheit ergeben, die entsprechender Gegenmaßnahmen bedürfen.

Abbildung 1: Regional generalisierte Veränderung der langjährig gemittelten Niedrigwasserabflüsse an den großen Flüssen; nahe (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) gegenüber dem Referenzzeitraum 1961-1990 (adaptiert nach (LAWA 2017)).



1.2 Konsequenzen erhöhter Klarwasseranteile für die Trinkwassergewinnung

Ab welchem Klarwasseranteil in einem Oberflächengewässer, aus dem über Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung Trinkwasser gewonnen wird, ein erhöhtes Risiko für die gewonnene

Wasserqualität besteht, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Einige Studien in der internationalen (*peer-reviewed*) Literatur verweisen bei Klarwasseranteilen in Oberflächengewässern von mehr als 5 % auf Herausforderungen bei der Entfernung organischer Spurenstoffe und persistenter pathogener Keime bei der Trinkwasseraufbereitung (Ebele et al., 2017; National Research Council, 2012; Thebo et al., 2017). Maßgeblich für die Bewertung eines erhöhten Risikos sind jedoch bei einer naturnahen Trinkwassergewinnung die standortspezifischen hydrobiogeologischen Bedingungen der Bodenpassage. Diese bestimmen die Fähigkeit zur Rückhaltung chemischer und mikrobiologischer Schadstoffe und demzufolge auch die Qualität des angereicherten Grundwassers bzw. Rohwassers für die Trinkwasseraufbereitung. Daher sind für eine belastbare Abschätzung standortspezifische Untersuchungen notwendig. Diese sollten vorsorglich dort ansetzen, wo nachweislich auch über längere Zeiträume erhöhte Klarwasseranteile in Oberflächengewässern auftreten oder in der Zukunft auftreten könnten.

1.3 Ziele der Untersuchung

Um die Bedeutung der Dynamik von Klarwasseranteilen in Oberflächengewässern insbesondere auch unter Berücksichtigung der Auswirkungen des Klimawandels in Deutschland besser zu verstehen und mögliche Konsequenzen für die Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern abzuschätzen, wurde in diesem Vorhaben der relative Anteil von Klarwasser aus kommunalen Kläranlagen in Fließgewässern deutschlandweit ermittelt. Ausgeschlossen von dieser Erhebung waren weitere Einleitungen in Gewässer wie Regen- oder Mischwasserentlastungen, industrielle Direkteinleiter sowie Drainagen aus der Landwirtschaft.

Die Ergebnisse dieser Erhebung wurden sowohl in einem geografischen Informationssystem (GIS) als auch in Karten für Flusseinzugsgebiete visuell dargestellt. Da das Abflussregime von Fließgewässern saisonalen Dynamiken unterliegt und sich diese im Zuge des Klimawandels in der Zukunft anders darstellen können, wurden für diese Untersuchung Langzeitreihen des mittleren Abflusses (MQ) und mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) berücksichtigt und in Relation zu Abflüssen in extrem trockenen und feuchten Jahren gesetzt. Weiterhin wurden für die Bundesländer, in denen Uferfiltration oder eine künstliche Grundwasseranreicherung praktiziert wird, Standorte der Trinkwassergewinnung über ausgewiesene Wasserschutzgebietszonen ermittelt. Für ausgewählte Standorte an Fließgewässern mit erhöhten Klarwasseranteilen wurde dann eine fallspezifische Betrachtung bezüglich des Einflusses auf die Trinkwasserqualität durchgeführt und durch verfügbare Messdaten konservativer, abwasserbürtiger Stoffe validiert. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen und einer qualitativen Risikoabschätzung werden Handlungsoptionen für den vorsorgenden Grundwasser- und Trinkwasserschutz vorgeschlagen.

2 Methodisches Vorgehen

Das methodische Vorgehen zur Datenerhebung, Datenverarbeitung für die Berechnung der Klarwasseranteile in Fließgewässern in einem geografischen Informationssystem (ArcGIS, Esri) sowie zur Identifizierung der Standorte für eine mögliche Beeinflussung der Trinkwasserversorgung erfolgte in vier Arbeitsschritten, die konzeptionell in Abbildung 2 dargestellt sind und in diesem Kapitel näher erläutert werden.

Im ersten Schritt erfolgte die Erhebung der Kläranlagenstandorte einschließlich der Einleitungsstellen sowie die Ermittlung der Abflussdaten der Pegel für alle Oberflächengewässer innerhalb Deutschlands. Daran schloss sich in einem zweiten Schritt die Eingabe der Daten in das GIS an, in welchem ein topologisch validiertes Gewässernetz einschließlich einer modelltechnischen Verbindung von Kläranlageneinleitungen und dem aufnehmenden Gewässer hinterlegt ist. Im dritten Schritt erfolgte die Berechnung der relativen Klarwasseranteile in Oberflächengewässern für die Abflusspegel sowie eine Interpolation für Fließgewässerabschnitte. Im letzten Schritt wurde dann die Lage von Wasserschutzgebieten und Wassergewinnungsanlagen an relevanten Fließgewässern ermittelt. Daran schloss sich eine - fallspezifische - Abschätzung der Auswirkungen erhöhter Klarwasseranteile auf die Trinkwassergewinnung an.

Abbildung 2: Methodisches Vorgehen zur Abschätzung der Auswirkungen von Klarwasseranteilen in Fließgewässern auf die Trinkwasserversorgung



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Für die Berechnung der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern sowie die Einordnung der Relevanz für die Trinkwassergewinnung wurden die folgenden Arbeitsschritte durchgeführt. Die diesen Schritten zugrundeliegenden Datenerhebungen und Datenquellen sind in diesem Kapitel ausführlich dokumentiert und regional differenziert dargestellt.

- ▶ Erhebung der Standorte und Einleitungsstellen kommunaler Kläranlagen in Oberflächengewässer und deren mittlere jährliche Klarwassermengen
- ▶ Erstellung einer virtuellen Abbildung des deutschen Gewässernetzes
- ▶ Erhebung der Abflussdaten an den Pegelstandorten für Langzeitabflussreihen sowie trockene und feuchte Abflussverhältnisse
- ▶ Berechnung der relativen Klarwasseranteile für Pegelstandorte für verschiedene Abflussverhältnisse und Interpolation der Klarwasseranteile für gesamte Flussabschnitte
- ▶ Identifizierung von Wasserschutzgebietszonen I und II anhand öffentlich zugänglicher Daten zur Bestimmung relevanter Trinkwassergewinnungsanlagen an Oberflächengewässern mit erhöhtem Klarwasseranteil
- ▶ Festlegung ausgewählter Trinkwassergewinnungsanlagen als Fallstudien
- ▶ Erhebung von betriebstechnischen Daten (Lage der Brunnen, Filterstrecken, Fördermengen etc.) sowie verfügbarer Messdaten abwasserbürtiger Stoffe für ausgewählte Trinkwassergewinnungsanlagen (Lage der Brunnen, Filterstrecken, Fördermengen, etc.)
- ▶ Abschätzung von Uferfiltratanteilen im Rohwasser sowie deren Validierung durch Messdaten persistenter und mobiler Stoffe für die gewählten Fallbeispiele

2.1 Datenerhebung zur räumlichen Verteilung der Kläranlagen und Verfügbarkeit von Betriebsdaten

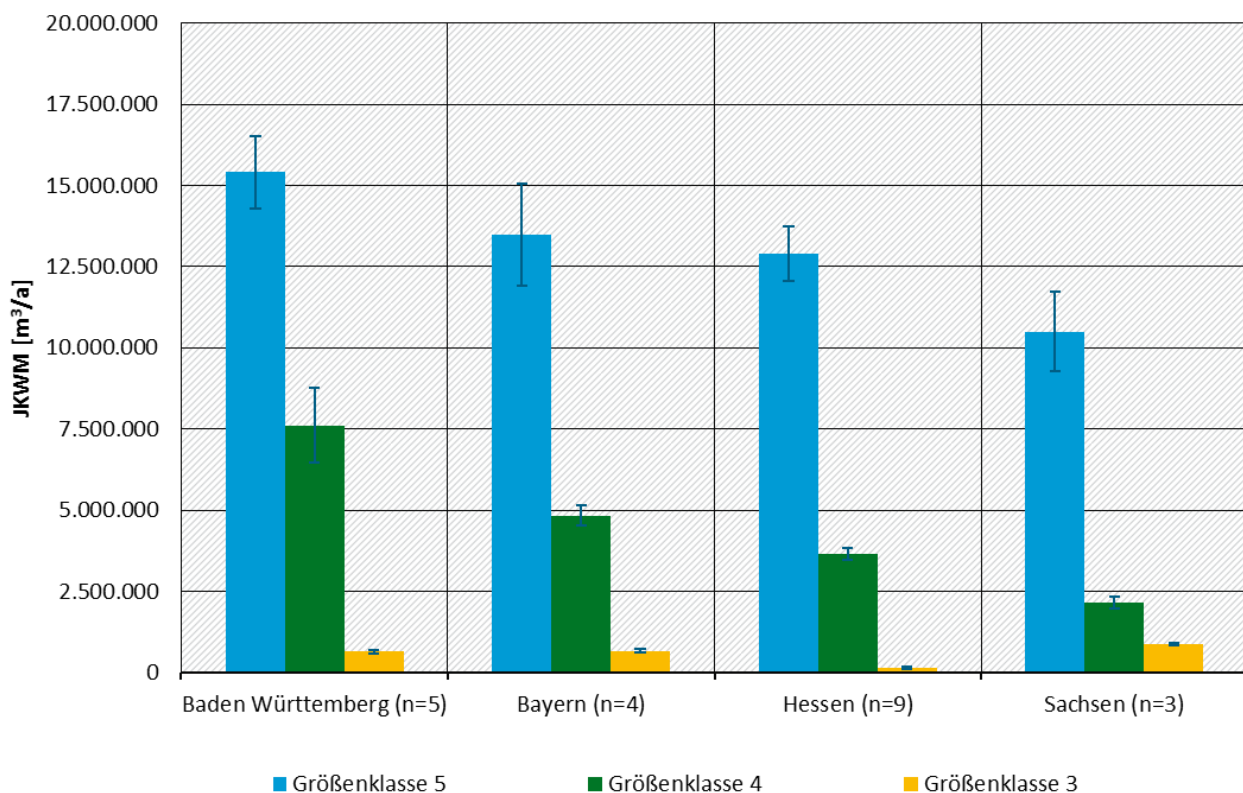
In den öffentlich zugänglichen Datenbanken und Internetseiten mehrerer europäischer, nationaler und bundeslandbezogener Einrichtungen sowie Institutionen werden online Datensätze zu kommunalen Kläranlagen (KA) in ihren jeweiligen Zuständigkeitsbereichen angeboten. Für die in diesem Projekt recherchierten Datenbanken kommunaler Kläranlagen wird im Folgenden ein kurzer Überblick über deren Inhalt und die Verfügbarkeit von Daten gegeben. Für alle Kläranlagen in Deutschland bzw. in den Anrainerstaaten mit relevanten Fließgewässern nach Deutschland wurden die folgenden Daten ermittelt:

- ▶ Geografische Lage kommunaler Kläranlagen und Position der Einleitungsstelle für die Zuordnung zum nächsten aufnehmenden Gewässer
- ▶ Jahresklarwassermenge (JKWM) angegeben als Volumenstrom (m^3/a) aller kommunalen Kläranlagen für mehrere Jahre (wo verfügbar) zur Berechnung der Verdünnung im Gewässer
- ▶ Wenn die JKWM nicht direkt zur Verfügung standen, wurden tatsächliche Frachten basierend auf Einwohnergleichwerten (EW) oder basierend auf der ausgelegten EW Kapazität von Kläranlagen zur Abschätzung der eingeleiteten Klarwassermenge berücksichtigt.

Die Abwassermengen und deren relativer Anteil an Einleitungsstellen können lokal gerade bei Mischwasserentlastungen starken Schwankungen unterliegen. Eine Erhebung dieser lokalen Volumenstromschwankungen war innerhalb dieser Studie jedoch nicht möglich. Ein Vergleich der jährlichen durchschnittlichen Klarwassermengen ausgewählter Kläranlagen verschiedener Größenklassen in unter-

schiedlichen Bundesländern ergab jedoch kleinere Schwankungsbreiten der durchschnittlichen Klarwassermengen (Abbildung 3). Daher erschien die Nutzung von Durchschnittsdaten der jährlichen Klarwassermengen für die Abschätzung der relativen Anteile in Oberflächengewässern unter Trockenwetterbedingungen als angemessen.

Abbildung 3: Vergleich jährlicher Klarwassermenge (n=3-9) von jeweils drei Kläranlagen der Größenklassen 3, 4 und 5 aus den Bundesländern Baden Württemberg, Bayern, Hessen und Sachsen (zugrundeliegende Daten nach länderspezifischen Angaben, s. Tabelle 4)



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

2.1.1 Datenbank der Europäischen Umweltagentur

Die Europäische Umweltagentur (European Environmental Agency, EEA) bietet eine Datenbank mit vielfältigen Informationen zu Kläranlagen in Europa an, die auf den in der „Europäischen Kommunalabwasser-Richtlinie“ (91/271/EWG) (Rat der Europäischen Union 1991) geforderten Berichten der Mitgliedsstaaten beruht. Diese Daten sind auf der Internetseite der EEA öffentlich zugänglich und können frei heruntergeladen werden (Directorate-General for Environment (DG ENV) und European Environment Agency (EEA) 2015). Die bereitgestellten Daten dieser Datenbank stammen aus den Jahren 2011 und 2012 und umfassen mehrere Attribute, die in Tabelle 2 zusammenfasst sind.

Tabelle 2: Attribute der bereitgestellten Datensätze der EEA-Datenbank.

Attribut	Beschreibung	Datentyp
Name	Name der KA	String
Position	Geographische Koordinaten der KA	Dezimal
Kapazität	Kapazität der KA ausgedrückt in Einwohnerwerten (EW)	Integer

Attribut	Beschreibung	Datentyp
Status	Status der KA (aktiv oder inaktiv)	Integer
Einleitungsstelle	Geographische Koordinaten der Einleitungsstelle der KA	Dezimal
Behandlung	Behandlungsschritte der KA	Integer
Eingehende Fracht	Eingehende Fracht in Einwohnerwerten der Kläranlage	Integer
Eingehende Fracht	Eingehende Frachten in die KA: Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Stickstoff, Phosphor in t/a	Dezimal
Ausgehende Fracht	Frachten im Ablauf der KA: BSB ₅ , CSB, Stickstoff, Phosphor in t/a	Dezimal
Gewässer	Kennung und Typ des Gewässers, in das der Ablauf eingeleitet wird	String

Übernommen aus den Tabellen der EEA-Datenbank (Directorate-General for Environment und European Environment Agency 2015).

Die EEA Daten sind in mehreren CSV-Tabellen konsolidiert, welche bei Bedarf nachbearbeitet werden können. Das geographische Koordinatensystem der Daten folgt dem Format ETRS89 (EPSG:4258). Daten in dieser Datenbank wurden von Seiten der EU nur für Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 2.000 EW erhoben (Umweltbundesamt GmbH 2015).

Die Daten aus der EEA-Datenbank eignen sich nur bedingt für die Zwecke dieses Vorhabens, da Kläranlagen kleiner 2.000 EW nicht miterfasst sind. Dies ist insbesondere relevant in Bundesländern mit einer ausgeprägten kleinskaligen Struktur der Abwasserbehandlung (wie in den Freistaaten Bayern, Thüringen oder Sachsen). Dementsprechend wurde für eine möglichst hochaufgelöste Berechnung der Klarwasseranteile wo verfügbar auf genauere Daten aus anderen Quellen zurückgegriffen, die Angaben zu Anlagen kleiner 2.000 EW machen. Ebenso wird in der EEA Datenbank die Jahresklarwassermenge nicht als Volumenstrom (JKWM), sondern in Einwohnergleichwerten ausgegeben, weshalb die Bestimmung der Klarwassermenge über eine Abschätzung auf Basis der eingehenden Fracht in EW erfolgte oder über verfügbare JKWM aus einer anderen Datenquelle ergänzt wurde. Eine solche ergänzende Datenquelle steht über das Umweltbundesamt (UBA) zur Verfügung und wird im Folgenden kurz erläutert.

2.1.2 Datenbank des Umweltbundesamtes für kommunales Abwasser in Deutschland (Thru.de)

Parallel zur EEA stellt das Umweltbundesamt (UBA) seit dem 19.12.2017 nationale Daten über berichtspflichtige kommunale Kläranlagen (>2.000 EW) im Rahmen der Richtlinie 91/271/EWG auf ihrem Internet-Portal ‚[Thru.de](https://thru.de)‘ zur Verfügung (Umweltbundesamt 2017). Der zum öffentlichen Download stehende Datensatz umfasst die in Tabelle 3 dargestellten Attribute.

Tabelle 3: Attribute der bereitgestellten Daten der UBA Datenbank ‚Thru.de‘.

Attribut	Beschreibung	Datentyp
Kläranlagenname	Name der Kläranlage	String
Länderkürzel	Abkürzung des Bundeslandes des Standorts der Kläranlage	String
Berichtsjahr	Jahr für das die nachfolgenden Attribute berichtet wurden	Integer
Position	Geographische Koordinaten des Standorts der Kläranlage im WGS 84 Koordinatensystem (EPSG:4326)	Dezimal
Ausbaugröße	Kapazität der Kläranlage in EW	Integer

Attribut	Beschreibung	Datentyp
Behandlungsschritte	Behandlungsschritte der Kläranlage gegliedert nach gezielter Stickstoff-Eliminierung, gezielte Phosphor-Eliminierung, UV-Desinfektion, Ozonierung, Sandfiltration, Mikrofiltration, andere Technik	Boolean (Ja/Nein)
Fracht im Ablauf	Frachten von Stickstoff und Phosphor im Ablauf der Kläranlage in kg/a	Integer
Klarwassermenge (JKWM)	Volumen des behandelten Abwassers in m ³ /a (JKWM)	Integer

Übernommen aus den öffentlich zum Download zur Verfügung stehenden Daten von [Thru.de](https://thru.de) (Umweltbundesamt 2017).

In der Thru.de Datenbank des UBA sind die Positionen der KA Einleitungsstellen nicht angegeben. Daher wurden die JKWM der Kläranlagen aus der Thru.de Datenbank den Einleitungsstellen aus dem EEA-Datensatz zugeordnet. In Fällen, in denen dies nicht möglich war, wurde die JKWM auf Basis der angeschlossenen EW aus dem EEA-Datensatz nach der folgenden Gleichung (1) abgeschätzt:

$$JKWM = \frac{EW \cdot BSB_5 \cdot Fracht}{mittlere C_{BSB_5}} \quad (1)$$

Hierbei entspricht in Deutschland die BSB₅ (biochemischer Sauerstoffbedarf) Fracht 60 g/ (Einwohner. Tag) und die mittlere Konzentration des BSB₅ (C_{BSB5}) im Kläranlagenzulauf 290 g/m³ (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. 2011).

2.1.3 Datenbanken der Bundesländer

Zusätzlich zu den Daten der EEA und des UBA (Thru.de) existieren Datensätze zu Kläranlagenstandorten und Betrieb in den einzelnen Bundesländern. Diese Informationen sind allerdings inhomogen und mussten für die Zielstellung dieser Studie harmonisiert werden. Dazu wurden die einzelnen Koordinatensysteme, die Einheiten der Daten und Datenformate angepasst. Ein Vorteil verglichen mit den Daten der EEA-Datenbank bzw. von Thru.de ist, dass auch kleinere Kläranlagen (<2.000 EW) in den Datenbanken der einzelnen Bundesländer erfasst sind und damit ein vollständiger Datensatz aller Kläranlageneinleitungen erstellt werden konnte. Dort wo Angaben zu Ablaufwerten, Standorten und Einleitungsstellen der Kläranlagen von den Ländern bereitgestellt wurden, wurden diese im Rahmen dieser Studie bevorzugt verwendet. Falls die JKWM in den Datenbanken der Bundesländer häufiger als für ein Jahr verfügbar waren, wurde der Mittelwert der gemeldeten JKWM von den jeweiligen Jahren genutzt.

Nicht alle Datenbanken der Bundesländer sind öffentlich zugänglich bzw. haben den notwendigen Detaillierungsgrad. In Bundesländern, in denen Daten nicht frei verfügbar sind, wurden Anträge auf einen Zugang zu den Datenbanken gestellt. Für die Bundesländer, die keine weiteren Informationen zur Verfügung stellten, wurden die Daten aus den zwei übergeordneten Datenbanken verwendet.

Die Bundesländer Schleswig-Holstein und das Saarland sowie die Stadtstaaten Hamburg und Bremen wurden von den weiteren Betrachtungen dieser Studie ausgeschlossen, da die Trinkwasserversorgung dort ausschließlich über Grundwasser bzw. eine Fernwasserversorgung aus dem Harz wie für Teile Bremens erfolgt (Statistisches Bundesamt 2015) und damit eine Beeinflussung über die Einleitung kommunalen Abwassers auf die Trinkwassergewinnung ausgeschlossen werden kann. Ebenso wird das Bundesland Niedersachsen nicht weiter betrachtet, da für die Trinkwasserversorgung in Niedersachsen neben Grundwasser ausschließlich See- und Talsperrenwasser (z.T. auch für die Fernwasserversorgung) verwendet wird, die Talsperrenversorgung aber in der vorliegenden Studie nicht im Fokus steht. Für diese 5 Bundesländer wurden dementsprechend nur die Daten der UBA (Thru.de) und EEA Datenbanken für die Abschätzung der Klarwasseranteile verwendet.

In Tabelle 4 sind die verwendeten Datenbanken, nach Bundesländern gegliedert, aufgeführt und die darin enthaltenen Daten beschrieben. Dabei ist auch das Vorgehen bei der Verwendung von mehreren Datenbanken dokumentiert, wenn eine Kombination dieser erforderlich war.

Tabelle 4: Datenbestände über die kommunale Abwasserbehandlung nach Bundesländern

Bundesland	Institution, Datenbank	Beschreibung	Vorgehen
Baden-Württemberg	LUBW1	Geographische Koordinaten der Einleitungsstellen kommunaler KA mit einer Ausbaugröße > 50 EW, JKWM dieser Anlagen (Mittelwert aus 2010-2014)	Die bereitgestellten Länderdaten wurden verwendet.
Bayern	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.
	LfU Bayern	Geographische Koordinaten der Standorte und Einleitungsstellen kommunaler KA mit einer Ausbaugröße > 50 EW, Ausbaugröße der Anlagen (2014)	Berechnung der JKWM auf Basis der Ausbaugröße von KA, welche nicht im EEA-Datensatz verzeichnet sind.
Berlin	BWB	Geographische Koordinaten der Standorte und Einleitungsstellen kommunaler KA mit einer Ausbaugröße > 50 EW, JKWM dieser Anlagen (Mittelwert aus 2007-2012)	Die bereitgestellten Länderdaten wurden verwendet.
Brandenburg	LfU Brandenburg	Geographische Koordinaten der Standorte und Einleitungsstellen kommunaler KA mit einer Ausbaugröße > 50 EW, JKWM dieser Anlagen (2015)	Die bereitgestellten Länderdaten wurden verwendet.
Hessen	HLNUG	Geographische Koordinaten der Standorte und Einleitungsstellen kommunaler KA mit einer Ausbaugröße > 50 EW, JKWM dieser Anlagen (Mittelwert aus 2007-2015)	Die bereitgestellten Länderdaten wurden verwendet.
Mecklenburg-Vorpommern	LUNG	Länderdaten stehen nicht öffentlich zur Verfügung; nach Anfrage wurden keine Daten bereitgestellt.	
	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.
Nordrhein-Westfalen	LANUV	Geographische Koordinaten der Einleitungsstellen kommunaler KA mit einer Ausbaugröße > 50 EW, JKWM dieser Anlagen (Mittelwert aus 2007-2015)	Die bereitgestellten Länderdaten wurden verwendet.

Bundesland	Institution, Datenbank	Beschreibung	Vorgehen
Rheinland-Pfalz	LfU Rheinland-Pfalz	Geographische Koordinaten der Einleitungsstellen kommunaler KA mit einer Ausbaugröße > 50 EW, JKWM dieser Anlagen (Mittelwert aus 2007-2015)	Die bereitgestellten Länderdaten wurden verwendet.
Sachsen	LfULG	Geographische Koordinaten der Einleitungsstellen kommunaler KA mit einer Ausbaugröße > 50 EW, JKWM dieser Anlagen (Mittelwert aus 2012-2016)	Die bereitgestellten Länderdaten wurden verwendet.
Sachsen-Anhalt	LAU	Länderdaten stehen nicht öffentlich zur Verfügung; nach Anfrage wurden keine Daten bereitgestellt.	
	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.
Thüringen	TMUEN	Länderdaten stehen nicht öffentlich zur Verfügung; nach Anfrage wurden keine Daten bereitgestellt.	
	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.
Bremen*	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.
Hamburg*	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.
Niedersachsen*	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.
Saarland*	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.
Schleswig-Holstein*	EEA & Thru.de	Vgl. Tabelle 2 und Tabelle 3	Standorte und Einleitungsstellen des EEA-Datensatzes und JKWM von Thru.de wurden für kommunale KA > 2.000 EW verwendet.

Liste mit Institutionen, welche Daten bezüglich der kommunalen Abwasserbehandlung in den einzelnen Bundesländern bereitstellen. Das Urheberrecht bei der Verwendung der Datensätze ist zu beachten. Die Informationen wurden von den Internetseiten der Institutionen bzw. aus den einzelnen Datenbanken übernommen. In den mit * markierten Bundesländer findet keine Trinkwasserversorgung indirekt oder direkt über Fließgewässer statt, weswegen hochaufgelöste Daten nicht erforderlich waren.

2.1.4 Datenbanken in Anrainerstaaten

Für grenzüberschreitende Flusseinzugsgebiete wurden darüber hinaus auch Datenbanken zu Kläranlagenstandorten in Anrainerstaaten konsultiert (siehe Tabelle 5). Die Kläranlageneinleitungen wurden für diese Standorte nach denselben Kriterien ermittelt wie für Standorte in Deutschland.

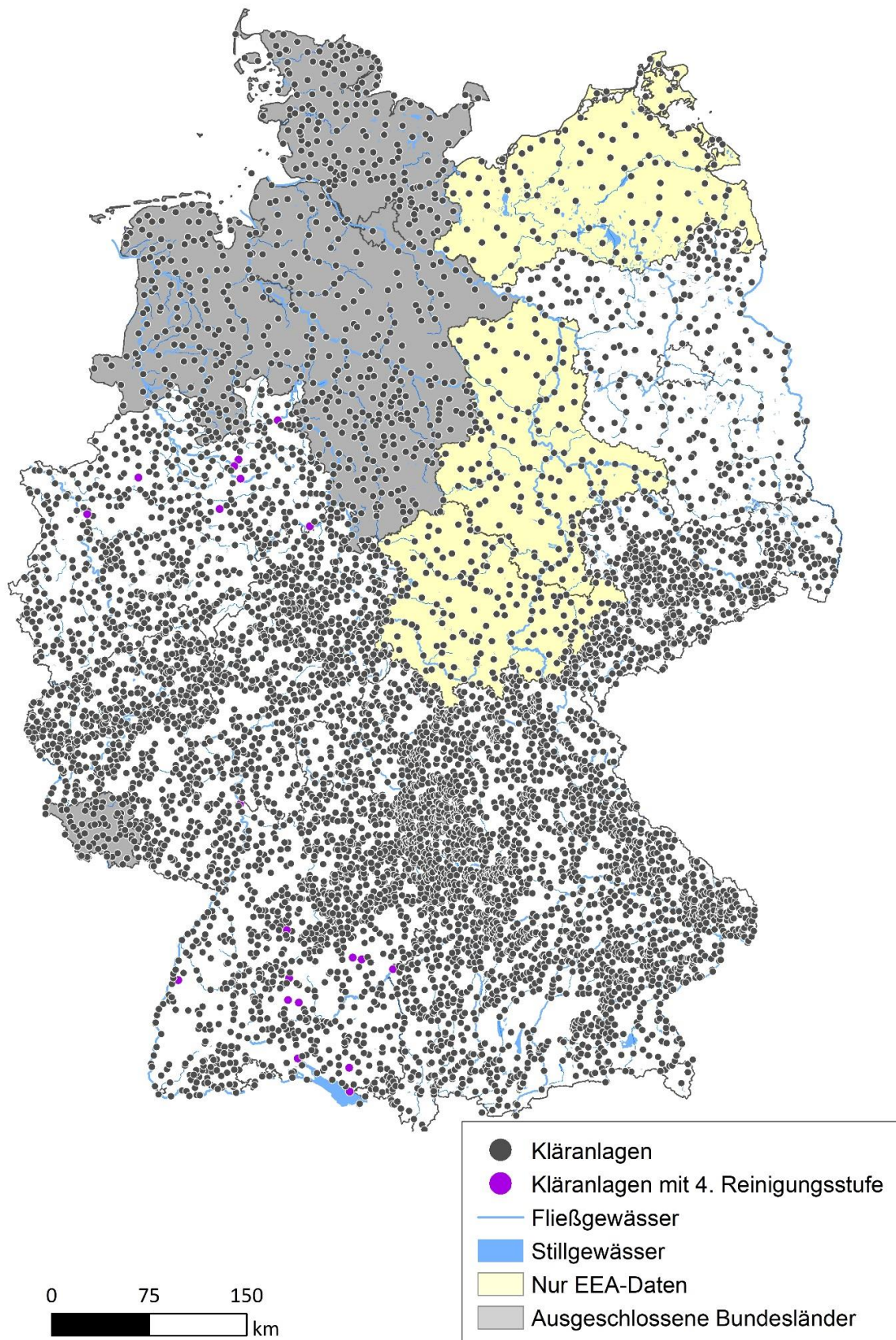
Für dieses Vorhaben ergibt sich damit eine Datengrundlage, die in Abbildung 4 alle berücksichtigten Kläranlagenstandorte deutschlandweit darstellt. Für diese Studie wurden basierend auf den verfügbaren Daten 7.550 Kläranlagen berücksichtigt. Diese Datenbank schließt auch Kläranlagen ein, die über eine weitergehende Behandlungsstufe (z.B. Ozonierung, Aktivkohle) verfügen. Die Standorte dieser Anlagen sind in der Karte vermerkt (Abbildung 4). Die in der Abbildung grau hinterlegten Bundesländer kennzeichnen die Regionen in denen keine Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung praktiziert wird.

Tabelle 5: Datenbanken in Anrainerstaaten für die relevanten Flusseinzugsgebiete*

FEG	Flüsse	Land	Datenbank
Donau	Lech, Iller, Isar, Inn, Salzach, Saalach, Tiroler Achen, Mattig, Ach, Gurtenbach, Antiesen, Pram und Kößlbach, Inn	Österreich	Tirol: https://www.tirol.gv.at/umwelt/wasser/wis/ Vorarlberg: https://www.vorarlberg.at/vorarlberg/wasser_energie/wasser/wasserwirtschaft/weitereinformationen/abwasserentsorgung/arajahresberichte/abwasserreinigungsanlagen.htm
		Schweiz	EEA Datenbank (siehe Tabelle 2)
Rhein, Mass & Issel	Mosel, Moder, Sauer, Saar und Ill	Österreich	Vorarlberg: https://www.vorarlberg.at/vorarlberg/wasser_energie/wasser/wasserwirtschaft/weitereinformationen/abwasserentsorgung/arajahresberichte/abwasserreinigungsanlagen.htm EEA Datenbank (siehe Tabelle 2)
		Schweiz	Eidgenössischen Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation Bundesamt für Umwelt
		Luxemburg	EEA Datenbank (siehe Tabelle 2)
		Frankreich	EEA Datenbank (siehe Tabelle 2)
		Belgien	EEA Datenbank (siehe Tabelle 2)
Elbe & Oder	Elbe, Oder, Warte	Polen	EEA Datenbank (siehe Tabelle 2)
		Tschechien	EEA Datenbank (siehe Tabelle 2)

*Das Einzugsgebiet der Ems liegt nahezu vollständig in Deutschland. Niederländische Gewässer leiten für diese Untersuchung nicht relevanter Menge nach Deutschland über.

Abbildung 4: Standorte kommunaler Kläranlagen in Deutschland basierend auf Angaben der EEA 2015 Datenbank und Länder-Datenbanken nach Tabelle 4.



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

2.2 Datenerhebung zu Oberflächengewässern

2.2.1 Gewässernetz

Das Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) stellt im Zuge des digitalen Landschaftsmodells im Maßstab 1:250 000 (DLM250) Vektordaten für die Oberflächengewässer der Bundesrepublik zur Verfügung (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2017). Im Rahmen dieser Studie wurde der Datensatz des BKG verwendet, welcher in Abbildung 5 visualisiert ist. Untergeordnete Gewässer (d.h. kleinste Bachläufe, Gräben etc.) sind in diesem Datensatz nicht erfasst. Kläranlageneinläufe in diese untergeordneten Gewässer sind gerade bei den Bundesländern mit einer sehr kleinskaligen Abwasserbehandlungsstruktur durchaus gegeben, sie bleiben in dieser Studie zunächst aber ausgeklammert.

2.2.2 Abflussdaten an den Pegeln

In Deutschland existieren mehrere Datenbanken mit Pegeldaten für Oberflächengewässer. Diese Datenbanken umfassen langjährige Abflusskennwerte - auch gewässerkundliche Hauptwerte genannt - wie den mittleren Abfluss (MQ), den mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) oder den mittleren Hochwasserabfluss (MHQ) (s. Tabelle 6). Die Daten sind in diesen Datenbanken direkt verfügbar oder können auf Basis von täglichen Abflusswerten berechnet werden (Tabelle 7).

Die Quantifizierung der relativen Klarwasseranteile in einem Gewässer ist direkt vom zugrunde gelegten Abflusskennwert abhängig. Da mittlere Abflusswerte in Mittelgebirgslagen von weniger häufigen aber dann sehr hohen Hochwasserabflüssen geprägt sein können, wurden für diese Studie zwei Darstellungen für den relativen Klarwasseranteil gewählt, - der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) sowie der mittlere Abfluss (MQ).

Tabelle 6: Erläuterungen zu den Abflusskennwerten (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2014, modifiziert)

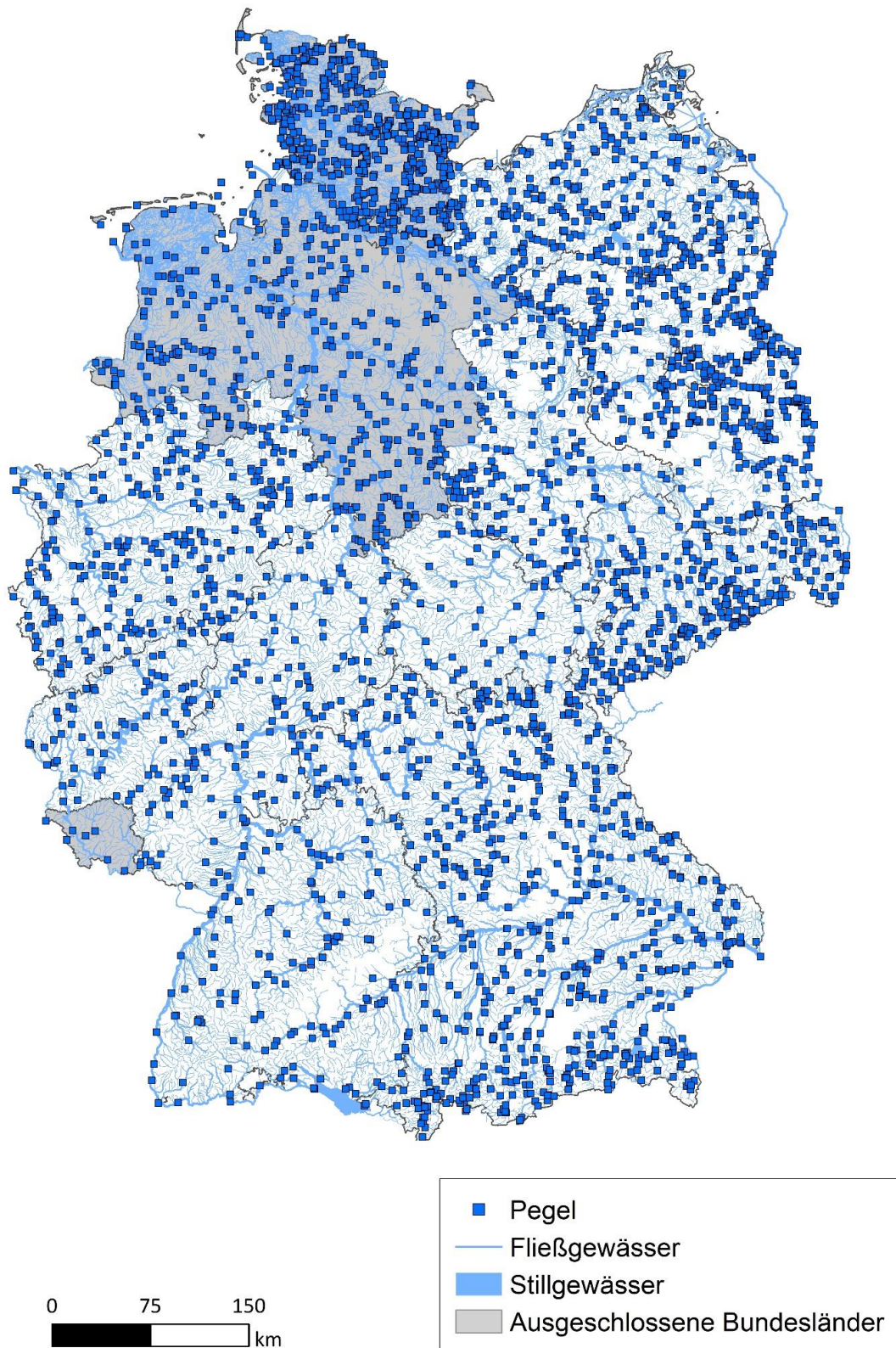
Kennwert	Erläuterung
NQ	Niedrigster Wert gleichartiger Zeitabschnitte einer bestimmten Zeitspanne. NQ erlangt seine Bedeutung in Verbindung mit der Angabe eines Zeitabschnittes und einer Zeitspanne. Der Zeitabschnitt kann ein Monat, ein Halbjahr, ein Jahr sein. Ist kein Zeitabschnitt (Monat, Halbjahr) hinzugefügt, so ist stets das volle Jahr gemeint. Beispiel: NQ 1971/1980 der niedrigste in den Jahren 1971 bis 1980 festgestellte Abfluss.
MNQ	Arithmetisches Mittel der NQ gleichartiger Zeitabschnitte der einzelnen Jahre in der betrachteten Zeitspanne. MNQ erlangt seine Bedeutung in Verbindung mit der Angabe der Zeitspanne und Zeitabschnitte (siehe NQ). Beispiel: MNQ 1971/1980 ist das Mittel aus den NQ-Werten der 10 Einzeljahre 1971 bis 1980.
MQ	Arithmetisches Mittel aller Tageswerte gleichartiger Zeitabschnitte der betrachteten Zeitspanne. Der Mittelwert erlangt seine Bedeutung in Verbindung mit der Angabe der Zeitspanne und des Zeitabschnitts (siehe NQ). Für Zeitabschnitte in einer Zeitspanne von einem Jahr wird dieser Wert als arithmetisches Mittel aus allen Tageswerten - also Summe der Tageswerte geteilt durch ihre Anzahl -, für eine mehrjährige Zeitspanne dagegen aus den betreffenden Zeitabschnittsmitteln wie Monats-, Halbjahres- oder Jahresmitteln - dies bedeutet Mittel aus Mitteln - gebildet. Beispiel: MQ 1976 das arithmetische Mittel der 366 Tageswerte des Jahres 1976. MQ 1971/1980 ist das Mittel aus den 10 mittleren Jahreswasserständen in den Jahren 1971 bis 1980.
MHQ	Analog zu MNQ
HQ	Analog zu NQ

Tabelle 7: Datenbanken mit Pegel- und Abflussdaten der Oberflächengewässer für Deutschland

Datenbank	Beschreibung
Bundesanstalt für Gewässerkunde(BfG) / Global Runoff Data Centre (GRDC)	Internationale Datenbank von Oberflächenabflüssen; 325 Pegel in Deutschland; Messzeiträume von über 100 Jahren; die meisten Pegeldata sind verfügbar bis 2012. Mittlere tägliche Abflusswerte, andere Kennwerte können berechnet werden, geografische Koordinaten sind vorhanden, dadurch GIS-Implementierung möglich, einfache Verarbeitung, da Daten als *.txt Dateien vorliegen
Deutsche Gewässerkundliche Jahrbücher (DGJ)	Tägliche Abflusswerte in PDF-Dokumenten für Pegel. Gliederung in 10 Einzugsgebiete. Abflusskennwerte (MQ, MNQ, MHQ) stehen zur Verfügung. GIS-Implementierung möglich (geographische Daten stehen zur Verfügung), jedoch in *.PDF-Dateien und somit keine direkte Verarbeitung möglich.
Wasserstraßen und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV)	Gewässerkundliches Informationssystem; Abfrage der Pegeldata über verschiedene Schnittstellen möglich (REST, WMS, WFS); Pegelstandorte an Bundeswasserstraßen. Viertelstündliche Rohdaten der Abflusswerte für die letzten 30 Tage sind öffentlich einsehbar. GIS-Implementierung möglich.

Liste mit Institutionen, die Daten über Abflüsse bereitstellen. Das Urheberrecht bei der Verwendung der Datensätze ist zu beachten. Die Informationen wurden von den Webseiten der einzelnen Institutionen übernommen.

Abbildung 5: Gewässernetz Deutschlands mit Flusswasserkörpern und Seenwasserkörpern (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2017) und Pegeln des GRDC, der DGJ und des WSV. Datenquellen gemäß Tabelle 7.



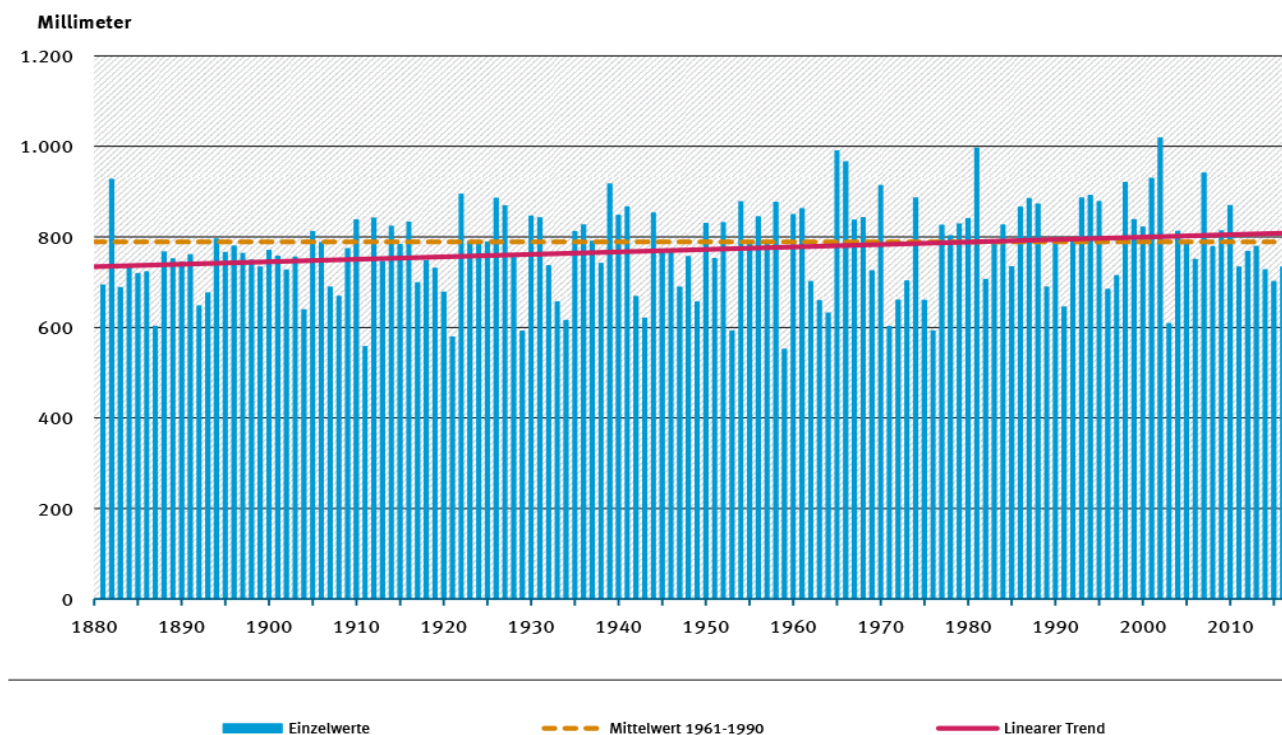
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

2.2.3 Abflussverhalten ausgewählter Flüsse in Deutschland

Eine potenzielle Beeinträchtigung der Trinkwassergewinnung kann an Bedeutung gewinnen, wenn der relative Klarwasseranteil in Oberflächengewässern insbesondere bei Niedrigwasserregimen zunimmt und diese Situation über einen längeren Zeitraum anhält. Daher wurden für ausgewählte Flussgebiete (Neckar, Rhein, Ems, Weser, Havel, Main, Fränkische Rezat) die Abflussbedingungen des MQ und MNQ den Abflussverhältnissen in repräsentativen trockenen und feuchten Jahren gegenübergestellt. Die MQ und MNQ Abflüsse wurden für jeweils zwei Pegelstandorte an einem Fließgewässer so ausgewählt, um einen mittigen Pegel über den gesamten Flussverlauf und einen Pegel nahe der Flussmündung zu repräsentieren.

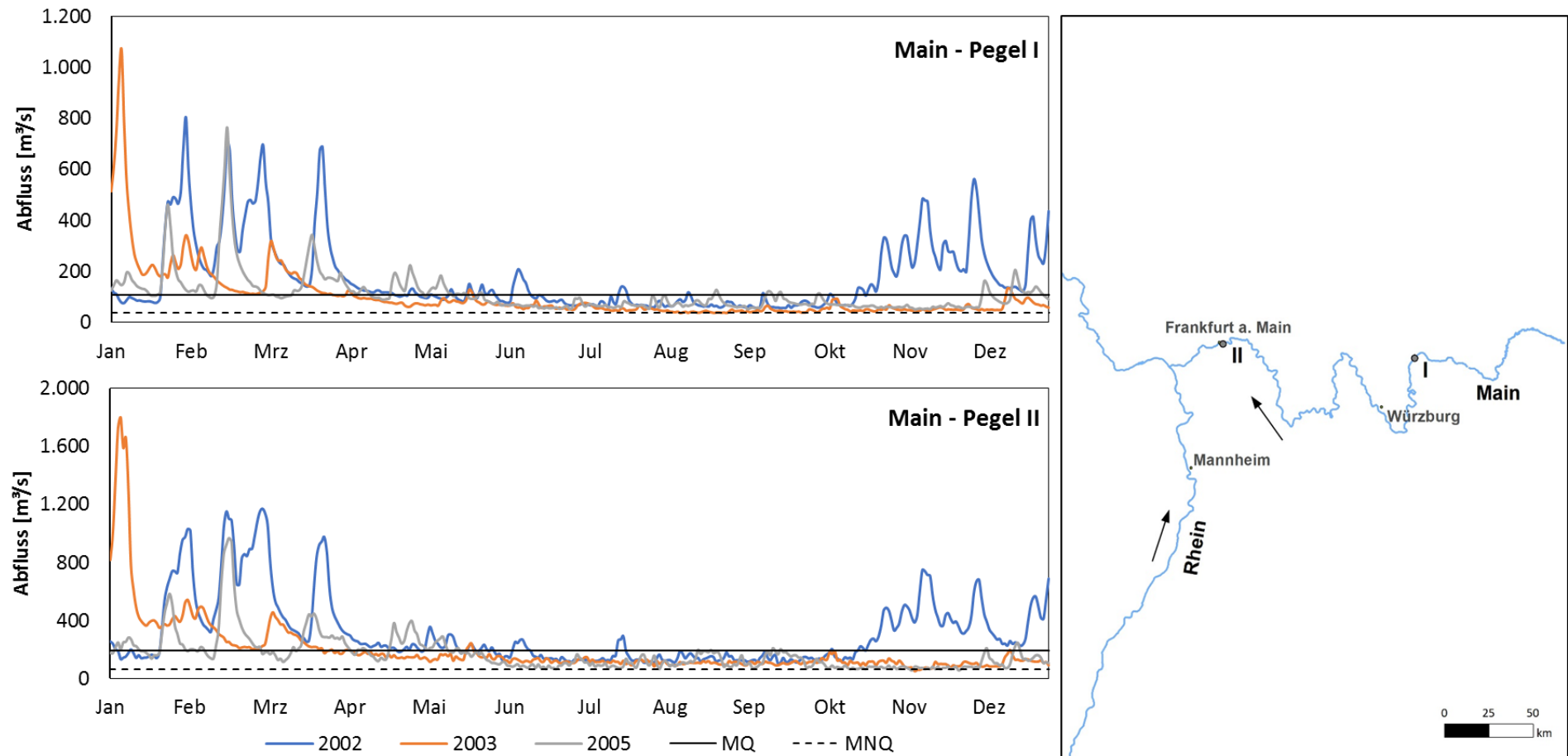
Repräsentative Jahre für trockene und feuchte Abflussverhältnisse wurde aus den mittleren jährlichen Niederschlagshöhen für Deutschland ermittelt (Abbildung 6). Basierend auf dieser Datengrundlage wurde das Jahr 2002 als ein Jahr mit hohen mittleren jährlichen Niederschlagshöhen ausgewählt (feucht). Eher trockene Verhältnisse dominierten im Jahre 2003. Zum Vergleich repräsentiert das Jahr 2005 ein Jahr mit mittleren Niederschlagshöhen.

Abbildung 6: Mittlere jährliche Niederschlagshöhe in Deutschland von 1881 bis 2016, Quelle: Deutscher Wetterdienst (DWD), Mitteilung von 24.04.2017 (Umweltbundesamt 2018)



Die Gegenüberstellung der Abflussregime (MQ und MNQ) in trockenen und feuchten Jahren verdeutlicht, dass ausgeprägte Abflusssituationen deutlich unter dem MQ beim Neckar, der Weser, der Havel oder am Main von Juni bis Oktober vorherrschen (Main exemplarisch in Abbildung 7, die anderen Abbildungen finden sich im Anhang, Kapitel A). An der Ems beginnt die Periode abflussschwacher Verhältnisse bereits im April. An der Fränkischen Rezat, einem Zufluss des Mains, liegen die Abflüsse von Mai bis Dezember im Bereich des MNQ. Abflüsse deutlich unter dem MQ können in trockenen Jahren auch am Rhein dominieren. Diese Gegenüberstellung verdeutlicht, dass Niedrigwassersituationen über einen Zeitraum von mehreren Wochen vorkommen können und damit auch für eine lokale Trinkwassergewinnung über Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung aus diesen Gewässern relevant sein können.

Abbildung 7: Jährliches Abflussregime des Main (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (Quelle: The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

2.3 Preprocessing der Daten im GIS

Die Daten zu Kläranlagenabläufen, Fließgewässern und Wasserschutzgebietszonen wurden anschließend in das Geoinformationssystem (GIS) importiert. Für die Verarbeitung der Daten wurde ein Datenmodell aufgesetzt, in dem räumliche ‚Feature Classes‘ und nicht raumbezogene Daten miteinander verknüpft werden können (Beschreibung der ‚Feature Classes‘, s. Anhang Tabelle A-23). Die wichtigsten Funktionalitäten des **GIS-Workflows** wurden über Python-Skripte automatisiert, welche über die von Esri bereitgestellte Python-Schnittstelle auf fast alle GIS-Funktionalitäten zugreifen können. Für die Automatisierung des GIS-Workflows, sowohl während des ‚Pre-Processings‘, als auch bei den nachfolgenden Berechnungen und Auswertungen sind Namenskonventionen und definierte Attributstrukturen eine wichtige Voraussetzung. Zu diesem Zweck wurde ein einfaches Datenbankmodell konzipiert und als GIS File-Geodatabase (kurz FileGDB) umgesetzt.

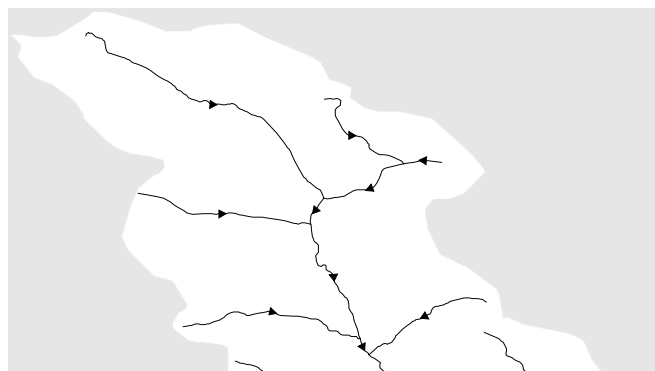
2.3.1 Erzeugung eines topologisch korrekten Gewässernetzes

Ein topologisch korrektes Gewässernetz ist die Voraussetzung, um für diese Zwecke ein adäquates Kanten-Knoten-Modell für die Bilanzierung der Abflüsse aufbauen zu können. Es wurden folgende Änderungen zum Korrektur des Gewässernetzes vorgenommen:

- ▶ Anpassung der Digitalisiererrichtung zur Fließrichtung
- ▶ Einhaltung der Topologie-Regeln, z.B. keine Pseudoknoten, keine Überlappungen, nur Singlepart-Features, Verbindung nur an Endpunkten
- ▶ Anpassung der Gewässeraufspaltungen (Abbildung 8).

Die korrigierten Daten wurden mit dem Werkzeug „RiverSections validieren“ und einer GIS spezifischen Topologie-Prüfung validiert.

Abbildung 8: Erstellung eines topologisch korrekten Gewässernetzes in Form eines Kanten-Knoten Modells



Quelle: Eigene Darstellung – DHI WASY GmbH

2.3.2 Korrektur der räumlichen Verteilung von Kläranlagen und Pegelmessstellen

Die punktuell vorliegenden Einleitungsmengen der Kläranlagen wurden automatisch auf das Gewässernetz übertragen und mit der Einleitungsstelle aus den Datenbanken validiert. Wenn die Einleitungsstellen der Kläranlagen nicht zur Verfügung standen und sich Kläranlagen nicht in unmittelbarer Nähe eines Oberflächengewässers befanden, wurde automatisch eine Verbindungslinie (FC Sewage-Plant_ConnectionLine) über die kürzeste Entfernung von der Kläranlage zum Gewässer (Near Analyse) generiert. Bei Bedarf wurden diese Linien manuell korrigiert.

Bei den Pegelmessstellen wurde durch eine Verschiebung der Punktgeometrie die Messstelle dem naheliegenden korrekten Gewässerabschnitt anhand einer Near-Analyse zugeordnet. Die Originalpositionen wurden als Koordinaten in den Feldern XOriginal und YOriginal weiterhin vorgehalten. Im Falle des Nichtvorhandenseins kleinerer Gewässer wurde das Gewässernetz anhand eines höher aufgelösten Gewässernetzes angepasst. Pegel für Gewässer, in die keine Kläranlage einleiten, wurden für die weitere Untersuchung vernachlässigt.

2.4 Berechnung der Klarwasseranteile in Fließgewässern (GIS-Workflow)

Der folgende Abschnitt beschreibt den erarbeiteten GIS-Workflow zur Ermittlung der Klarwasseranteile in den einzelnen Gewässerabschnitten. Der GIS-Workflow wurde in einer benutzerdefinierten Toolbox im GIS zunächst für ein Flusseinzugsgebiet weitestgehend automatisiert und ließ sich somit auf weitere Einzugsgebiete bzw. abschließend auf das gesamte Untersuchungsgebiet übertragen.

Der prozentuale Klarwasseranteil im Oberflächengewässer wurde mittels der Berechnung des Verhältnisses der Summe aller Abläufe kommunaler Kläranlagen ($Q_{\text{Klarwasser}}$) im Oberstrom zu Abflüssen einzelner Pegel in einem Oberflächengewässer ermittelt (Gleichung 2). Anschließend wurden diese Klarwasseranteile zwischen Pegeln für Gewässerabschnitte interpoliert (wie im Kapitel 2.4.3 näher erläutert).

$$\text{Klarwasseranteil} = \frac{Q_{\text{Klarwasser}}}{Q_{\text{Pegel}}} \quad (2)$$

Bei dieser Berechnung wurden ausschließlich Einleitungen von kommunalen Kläranlagen basierend auf berichteten oder ermittelten mittleren jährlichen Klarwassermengen (JKWM) unter Trockenwetterbedingungen betrachtet. Einleitungen aus Mischwasserentlastungen, Regenwasserüberläufen, industriellen Direkteinleitern sowie landwirtschaftlichen Entwässerungen wurden in dieser Studie nicht berücksichtigt. Jedoch kann die eingeleitete Klarwassermenge insbesondere bei Kläranlagen, in denen die Abwasserbehandlung von einer Mischwasserkanalisation beschickt wird, temporär stark vom jährlichen Klarwassermengenmittel abweichen.

Darüber hinaus wurde bei der Berechnung der Klarwasseranteile angenommen, dass an der Einleitungsstelle der Kläranlage eine vollständige Durchmischung des Klarwassers mit dem Wasserkörper des Fließgewässers stattfindet. Dies ist eine Annahme, die gerade an größeren Fließgewässern so nicht immer zutrifft. Bei größeren Flüssen wie dem Rhein oder der Donau oder auch bei langsam fließenden kleineren Gewässern kann sich eine Durchmischung der Klarwasserfahne über mehrere Kilometer hinweg strecken (Bleninger et al. 2006). Wenn auf der Seite der Einleitung im Abstrom auch eine Uferfiltration praktiziert wird, kann der Klarwasseranteil deutlich höher liegen als anhand der Modellannahmen dieser Studie kalkuliert.

Für die grafische Darstellung der relativen Klarwasseranteile in den GIS-basierten Karten wurde im Rahmen dieser Studie eine Unterteilung von 0-5, >5-10, >10-20, >20-30, >30-50 und >50-100 % gewählt. Gewässerabschnitte, in denen der Klarwasseranteil nicht berechnet werden konnte, wurden in blau dargestellt.

Nachfolgend wird ausführlicher auf die entwickelten Funktionalitäten und einzelnen Prozessschritte eingegangen und mit Abbildungen von ausgewählten Testgebieten unteretzt.

2.4.1 Ermittlung der Kanten-Knoten Beziehung und Flussordnungszahl

Für die Bilanzierung der Abflüsse der Kläranlagen mit den Abflussdaten an den Pegeln wurde zuerst eine Kanten-Knoten-Beziehung erstellt. In diesem Schritt wurden zunächst die Startknoten aller Gewässerabschnitte in die ‚Feature Class‘ RiverNode exportiert und im Anschluss für jeden Gewässerab-

schnitt die IDs der Start- und Endknoten (Felder StartNodeID, EndNodeID) ermittelt sowie die Flussordnungszahl (Feld StreamOrder) berechnet (Abbildung 9). Die linke Abbildung zeigt die Darstellung der Quellen und Zusammenflüsse als Knoten mit Nummerierung und den zwischen den Knoten liegenden Gewässerabschnitt mit den entsprechend der Fließrichtung zugeordneten Nummern der Knoten (Von Knoten --> Zu Knoten), die rechte Abbildung stellt die sich im Gewässersystem entsprechend der Fließrichtung erhöhende Flussordnungszahl je Gewässerabschnitt dar. Die Anzahl der Knoten entspricht immer der Anzahl der Gewässerabschnitte + 1.

Abbildung 9: Ermittlung der Kanten-Knoten Beziehung (links) und der Flussordnungszahl (rechts) als Grundlage für die Aufsummierung der Kläranlagenabflüsse

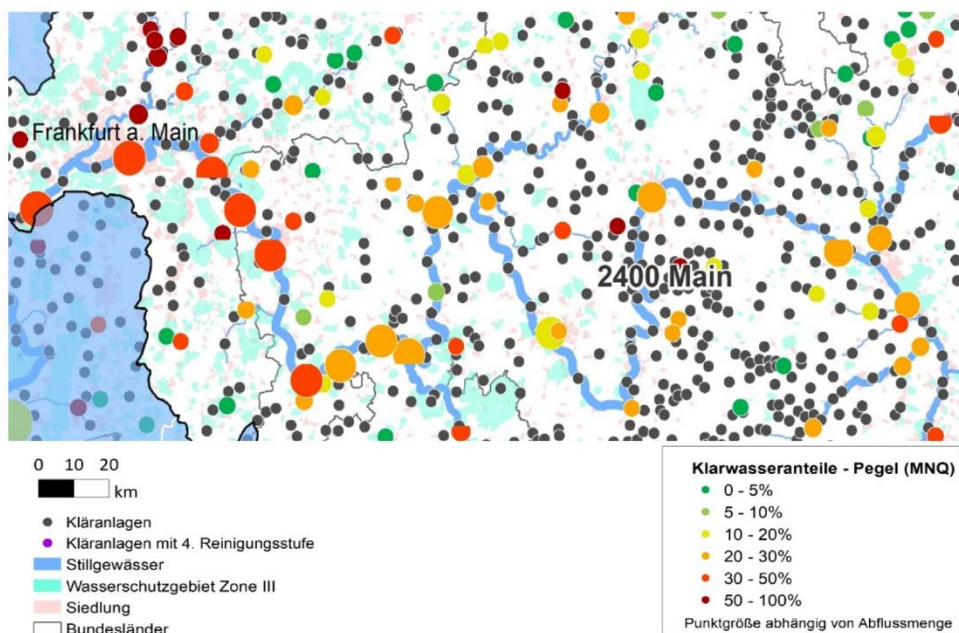


Quelle: Eigene Darstellung – DHI WASY GmbH

2.4.2 Bestimmung der Klarwasseranteile an Pegelstandorten

Basierend auf den Ergebnissen von Kapitel 2.4.1 wurden für jeden Gewässerabschnitt die Klärwerkseinleitungen aufsummiert. Darauf folgend wurden die prozentualen Klarwasseranteile an den Pegelstandorten bzw. an Standorten mit bekannten Abflüssen anhand der Gleichung (2) im GIS automatisch berechnet (Abbildung 10).

Abbildung 10: Darstellung der Pegelmesswerte und der Abwasseranteile am Pegel in der Kartenanwendung am Beispiel des Main (Flusseinzugsgebiet 2400) bei MNQ-Bedingung.

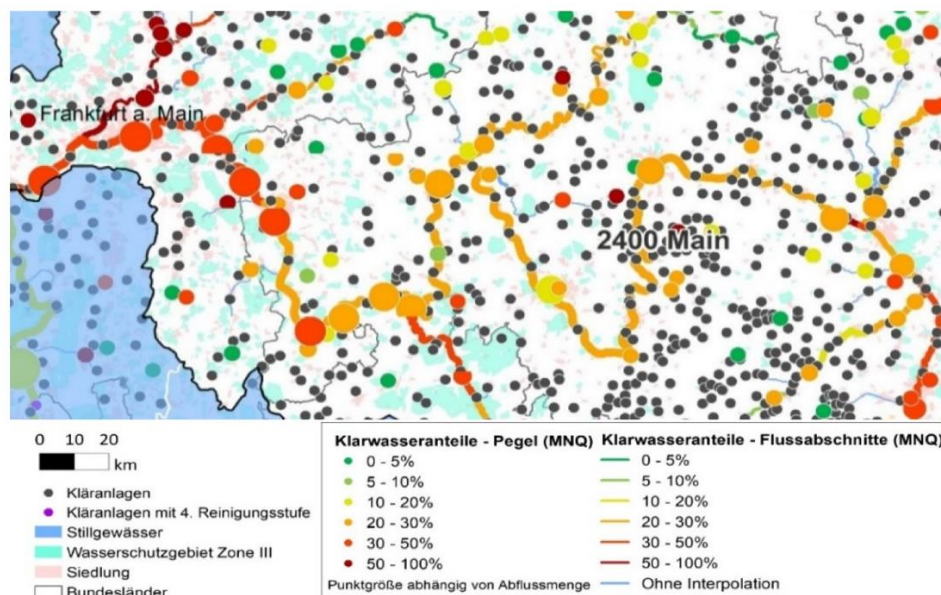


Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

2.4.3 Interpolation der Pegel-Abflüsse entlang der Gewässer

Für die Interpolation eigneten sich alle größeren Gewässer (Gebietskennzahl-Größe 1-5), die mindestens geeignete Durchflusswerte für mehr als zwei Pegel aufweisen, für die aus weiteren Quellen ermittelbare Daten für den Mündungs- und Quellbereich vorlagen oder angenommen werden konnten sowie Kläranlagenabflüsse in ihrem Verlauf aufweisen. Die Abflusswerte entlang eines Flussabschnittes zwischen zwei Pegelstationen wurden durch eine lineare Interpolation der Pegel-Abflusswerte für MQ- und MNQ-Bedingungen für den Großteil der Fließgewässer bestimmt. Zwecks Vervollständigung der Abflüsse entlang eines Fließgewässers wurden dazu an der Quelle und der Mündung fiktive Pegelmessstellen generiert und mit ermittelten MQ- und MNQ-Werten versehen. Für die einzelnen Abschnitte wurden der MNQ-Wert (Minimal-, Mittel- und Maximal-Wert) bzw. MQ-Wert (Minimal-, Mittel- und Maximal-Wert) ermittelt. An jeden Knotenpunkt entlang des Fließgewässers (Gewässer-Gewässer, Kläranlage-Gewässer) wurden mittels interpolierter Abflusswerte die Klarwasseranteile unter MQ und MNQ Bedingungen durch die Verdünnungsrechnung (s. Kapitel 2.4) berechnet. Anschließend wurden die prozentualen Anteile in der Kartenanwendung visualisiert (Abbildung 11).

Abbildung 11: Darstellung der Übertragung der prozentualen Anteile des Kläranlagenabflusses auf das Gewässernetz am Beispiel des Main (Flusseinzugsgebiet 2400) bei MNQ-Bedingung.



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

2.5 Abschätzung von Auswirkungen erhöhter Klarwasseranteile auf die Trinkwassergewinnung

Eine Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat oder künstlicher Grundwasseranreicherung ist durch eine Vielzahl von standortspezifischen Faktoren gekennzeichnet. Dies beinhaltet die Qualität des Oberflächengewässers, aber auch hydrogeologische Aspekte der Filterstrecken, Lage und Art der Förderbrunnen, Distanz zwischen Fließgewässer und Brunnen, relativer Einfluss des landseitigen Grundwassers, sowie hydrobiochemische Faktoren wie hydraulische Durchlässigkeit, Sedimentbeschaffenheit, vorherrschende Redoxbedingungen oder die Leistungsfähigkeit der mikrobiologischen Gemeinschaft im Untergrund (Regnery et al. 2017). Daher ist eine generelle Aussage über ein mögliches Gefährdungspotential bei erhöhten Klarwasseranteilen im Oberflächengewässer und deren Auswirkung auf die Trinkwassergewinnung nicht möglich und muss immer standortabhängig erfolgen.

Es sei an dieser Stelle auch angemerkt, dass ‚Uferfiltratanteile‘ in den Angaben der Wasserversorgungsunternehmen (WVU) und damit auch in den Angaben des Statistischen Bundesamt nicht immer als solche ausgewiesen sind und man stattdessen von einer Trinkwasserversorgung aus ‚Grundwasser‘ spricht. In der Tat ist die Bestimmung und Quantifizierung eines lokalen ‚Uferfiltratanteils‘ in der Praxis häufig nicht eindeutig. Eine akkurate Bestimmung bedarf entsprechender hydrogeologischer Untersuchungen und Modellierungen, die gerade bei kleinen WVUs häufig fehlen oder nicht zu leisten sind. Auf der anderen Seite ist jedoch bei Entnahmen von ‚Grundwasser‘ aus Flachbrunnen (beispielsweise mit Tiefen zwischen 10 und 30 m unter Geländeoberkante (GOK), die in quartären Auffüllungen von Flussläufen in der Nähe von Oberflächengewässern betrieben werden, davon auszugehen, dass die Definition einer ‚Uferfiltration‘ nach DIN 4046 erfüllt ist.

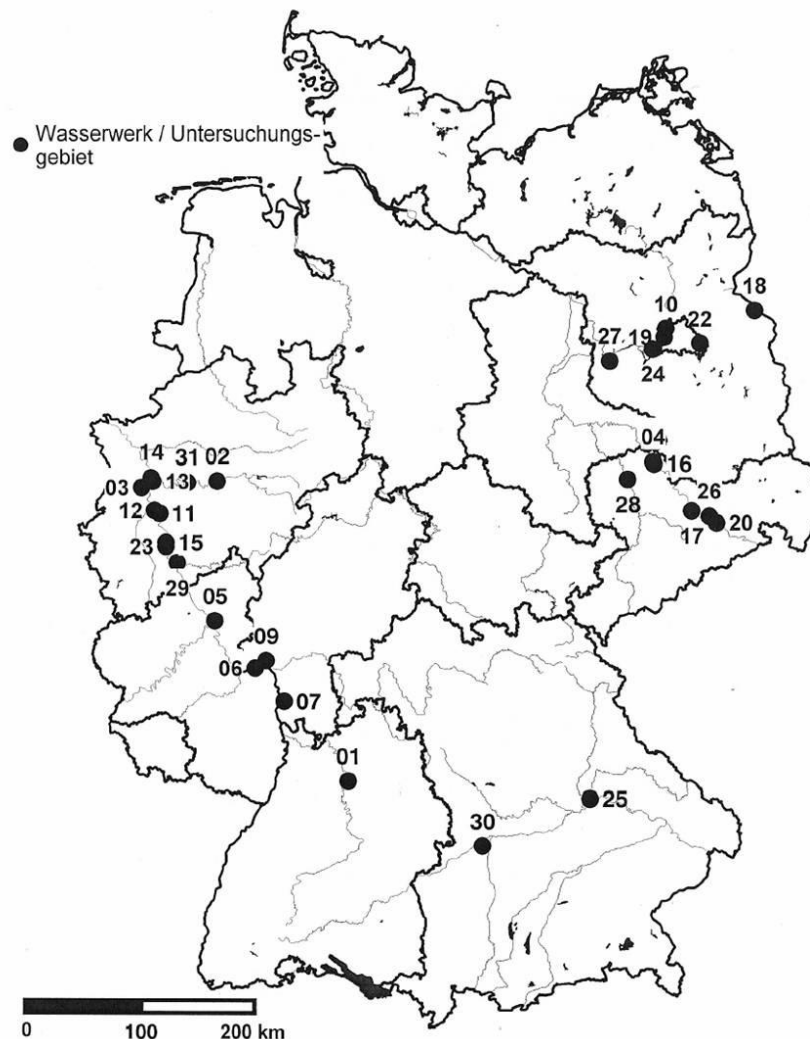
Um sich einer Einschätzung der Relevanz für die Trinkwassergewinnung zu nähern, wurden in dieser Studie zunächst einmal Standorte bestimmt, an denen eine Uferfiltration nach DIN 4046 bzw. eine künstliche Grundwasseranreicherung stattfindet. Diese Einschätzung wurde für ausgewählte Standorte durch eine Abschätzung des relativen Uferfiltratanteils und Validierung durch Wasserqualitätsdaten ergänzt. Die einzelnen Schritte für dieses Vorgehen sind im Folgenden erläutert.

2.5.1 Ermittlung von Standorten mit Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung

Für die Identifikation der Wasserwerke, welche Oberflächengewässer direkt oder indirekt mittels Grundwasseranreicherung bzw. Uferfiltration zur Trinkwassergewinnung nutzen, existieren keine freizugänglichen und einheitlichen nationalen oder länderübergreifenden Datenbanken. Generell wird Uferfiltration und die künstliche Grundwasseranreicherung nach Angaben des Umweltbundesamtes (2018) vor allem in den Bundesländern Brandenburg, Berlin, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Sachsen-Anhalt betrieben (Tabelle 1). Im Rahmen eines BMBF-Vorhabens wurde von Lenk et al. (2006) eine Standortanalyse durchgeführt und 29 Uferfiltratsstandorte identifiziert bei denen der Anteil der Uferfiltration an der Gesamtförderung >50 % beträgt (Abbildung 12). Diese Standorte liegen schwerpunktmäßig am Niederrhein, an der Ruhr sowie entlang der Elbe und den Berliner Fließgewässern.

Für diese Standorte wurde die Spannbreite wesentlicher Randbedingungen der praktizierten Uferfiltration ermittelt, die in Tabelle 8 zusammengefasst sind (nach Lenk et al. 2006). Die Median bzw. Mittelwerte dieser Randbedingungen wurden in dieser Studie herangezogen und für Fragen der Abschätzung von mittleren Verweilzeiten genutzt (s. Kapitel 4).

Abbildung 12: Übersicht der Uferfiltratsstandorte mit mehr als 50 % Uferfiltratanteil an der Trinkwassergewinnung (nach Lenk et al. 2006).



Um Standorte zu identifizieren an denen eine künstliche Grundwasseranreicherung in Deutschland betrieben wird, konnte auf Daten des internationalen Managed Aquifer Recharge (MAR) Portals zurückgegriffen werden (International Groundwater Resource Assessment Centre (IGRAC) 2015). In diesem MAR-Portal sind für Deutschland 66 MAR Standorte verzeichnet. Diese Daten stammen ursprünglich aus dem European MAR Catalogue von Hannappel et al. (2014) und werden laufend aktualisiert. Da dieses Projekt noch nicht abgeschlossen ist, ist nicht von einer Vollständigkeit der Daten auszugehen. Ebenso werden in dieser Datenbank Standorte genannt, die Oberflächenwasser direkt als Rohwasser nach Aufbereitung für die Trinkwasserproduktion verwenden. Die Datenbank stellt auch hydrogeologische Informationen, Daten zum Betrieb und zur Wasserqualität zur Verfügung, welche jedoch nicht für alle Standorte im gleichen Umfang vorhanden sind.

Tabelle 8: Spannweite wesentlicher Randbedingungen für Uferfiltrationsstandorte in Deutschland (nach Lenk et al., 2006).

Parameter	Median (M) bzw. Mittelwert (MW)	Minimum Verweilzeit	Maximum Verweilzeit
Verweilzeit	30 Tage (MW)	< 1 Tag	1.100 Tage
Ufer-Brunnen Abstand	55 m (MW)	1,5 m	1.200 m

Parameter	Median (M) bzw. Mittelwert (MW)	Minimum Verweilzeit	Maximum Verweilzeit
Filtertiefe (Mächtigkeit GWL)	16 m (M)	4 m	70 m
Durchlässigkeitsbeiwert (k_f)	0,0017 m/s (M)	0,02 m/s	0,0001 m/s
Entnahmemenge je Brunnen für Berlin	Nicht ermittelt	5.000 m ³ /d	500 m ³ /d

2.5.2 Erfassung von relevanten Wasserschutzgebieten

Nach § 51 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) können Landesregierungen aus den folgenden Gründen Wasserschutzgebiete (WSG) festlegen (WHG, vom 31.07.2009):

- ▶ Schutz von Gewässern, die im Interesse der öffentlichen Wasserversorgung stehen
- ▶ Zur Anreicherung von Grundwasser
- ▶ Zur Vermeidung des Eintrags von schädlichem Niederschlagswasser, Bodenbestandteilen und Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln in Gewässer

Die Ausweisung von WSG in der Nähe von Oberflächengewässern ist ein Indiz für eine potenziell beeinflusste Trinkwasserversorgung, bei denen Oberflächengewässer von den WVU via Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung genutzt werden. Laut § 52 WHG sollen WSG nach allgemein anerkannten Regeln der Technik in unterschiedliche Zonen mit unterschiedlichen Schutzbestimmungen unterteilt werden. Laut diesen Anforderungen werden in Deutschland WSG in drei Zonen untergliedert (Tabelle 9). Der Deutsche Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. (DVGW) hat zu diesem Zweck die folgenden zwei Arbeitsblätter für die Ausweisung von Schutzgebieten für Grundwasser und Talsperren erarbeitet.

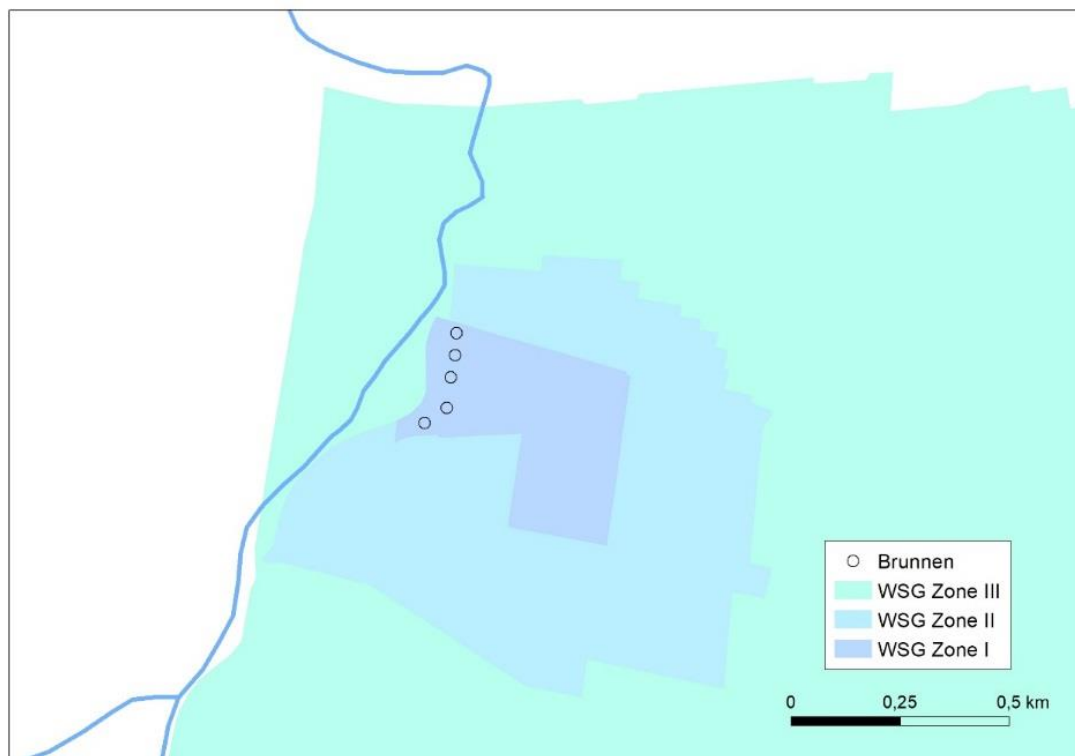
- ▶ W 101 Arbeitsblatt 06/2006 - Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser
- ▶ W 102 Arbeitsblatt 04/2002 - Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; II. Teil: Schutzgebiete für Talsperren

Tabelle 9: Beschreibung der Abgrenzung und Zwecks der Zonen der WSG in Deutschland (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2012).

Zone I Fassungsbereich	Zone II Engere Schutzzone	Zone III Weitere Schutzzone
Schutz der Trinkwassergewinnungsanlagen und ihrer unmittelbaren Umgebung vor jeglichen Verunreinigungen und Beeinträchtigungen	Schutz vor Verunreinigungen durch pathogene Mikroorganismen (zum Beispiel Bakterien, Viren und Wurmeier), die bei geringer Fließdauer und -strecke zur Trinkwassergewinnungsanlage gefährlich sind	Schutz vor weitreichenden Beeinträchtigungen, insbesondere vor nicht oder nur schwer abbaubaren chemischen oder radioaktiven Verunreinigungen
Mindestens 10 Meter allseitig um einen Brunnen, bei Quellen mindestens 20 Meter in Richtung des ankommenden Grundwassers, bei Karstgrundwasser mindestens 30 Meter	Von der Grenze der Zone I bis zu einer Linie, von der aus das genutzte Grundwasser eine Verweildauer von mindestens 50 Tagen bis zum Eintreffen in der Trinkwassergewinnungsanlage hat	Von der Grenze der Zone II bis zur Grenze des unterirdischen Einzugsgebietes der Fassungsanlage

Im Rahmen dieser Studie wurde die Ausweisung der Zonen I zur Identifizierung von Wassergewinnungsanlagen via Grundwasseranreicherung bzw. Uferfiltration verwendet, da sich die Brunnen für die Trinkwassergewinnung nach den gesetzlichen Vorschriften in dieser Zone befinden müssen (Abbildung 13). Die Ausweisung einer WSG II diente lediglich als weitere Orientierung, da deren Klassifizierung nicht immer gleichbedeutend mit dem Vorhandensein einer aktiven Trinkwassergewinnung sein muss. Es gibt Fälle, wo durch Landesbehörden WSG II aus reinen Vorsorgegründen ausgewiesen wurden ohne dass eine aktive Wassergewinnung stattfindet.

Abbildung 13: Räumliche Nähe der Wasserschutzgebiete zu Gewässern als Hilfestellung zur Auswahl der Fallbeispiele



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Die folgende Tabelle 10 fasst die Datengrundlage der einzelnen Bundesländer für die Ausweisung von Wasserschutzgebietszonen zusammen. Da insbesondere die Ausweisung von WSG I und WSG II sensitive Daten der öffentlichen Trinkwasserversorgung darstellen, sind in Abbildung 14 für ganz Deutschland lediglich Wasserschutzgebietszonen III kenntlich gemacht.

Tabelle 10: Datenbanken der Bundesländer über Wasserschutzgebiete

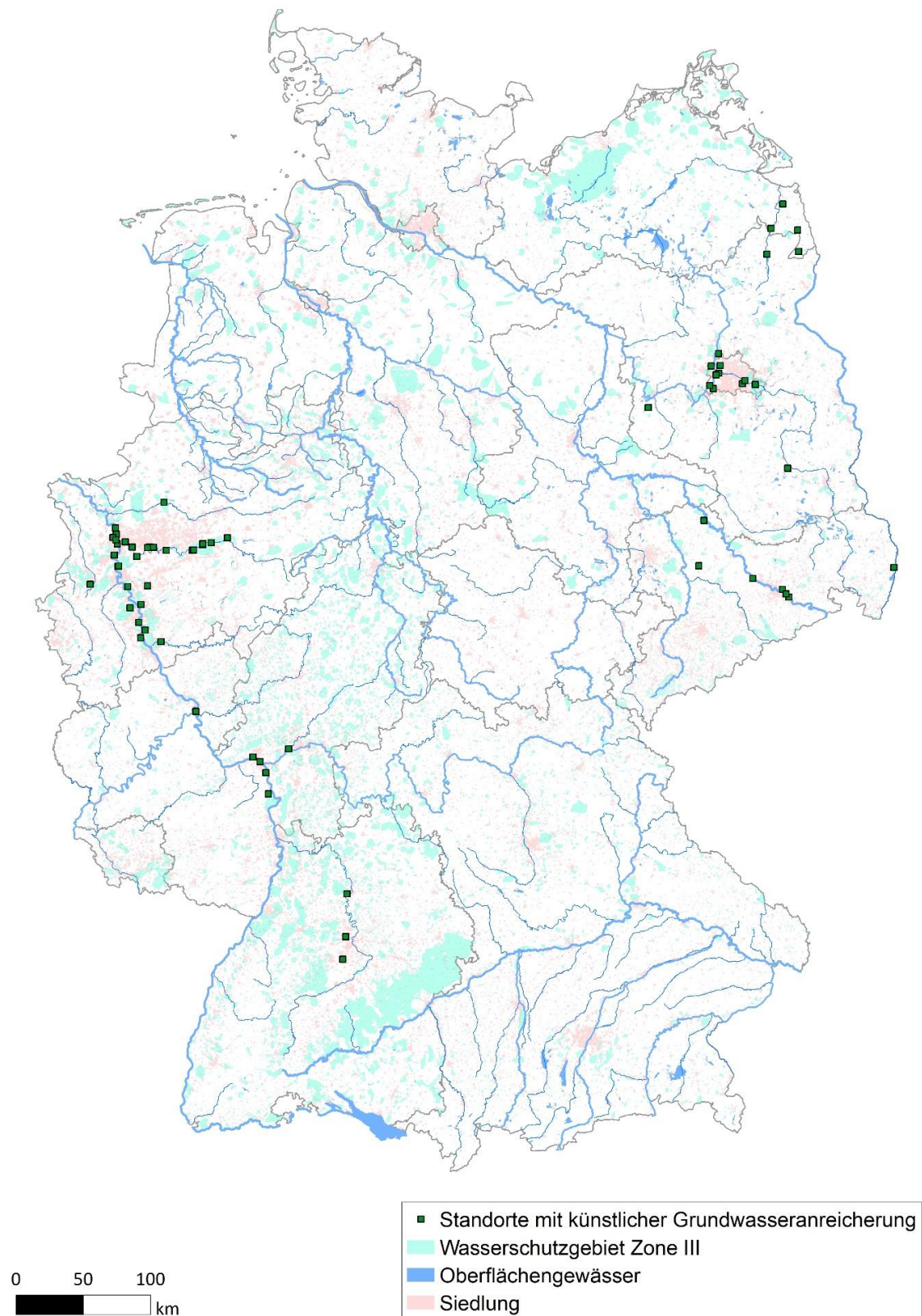
Bundesland	Institut, Datenbank	Beschreibung	Zuordnung
Baden-Württemberg	LUBW	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file in folgende Zonen gegliedert: Zone I und II bzw. II A Zone II B Zone III und III A Zone III B	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet. -> Zone II -> Zone II -> Zone III -> Zone III
Bayern	BfG (Download-Dienst)	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file ohne Angabe der Zone gegliedert.	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet, welche als Zone III angenommen werden.
Berlin	BfG (Download-Dienst)	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file ohne Angabe der Zone gegliedert.	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet, welche als Zone III angenommen werden.
Brandenburg	BfG (Download-Dienst)	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file in folgende Zonen gegliedert: Zone I Zone II Zone III (A/B)	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet. -> Zone I -> Zone II -> Zone III
Hessen	HLNUG	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file in Zonen analog zu Brandenburg gegliedert.	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet.
Mecklenburg-Vorpommern	BfG (Download-Dienst)	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file in Zonen analog zu Brandenburg gegliedert.	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet.
Nordrhein-Westfalen	BfG (Download-Dienst)	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file in Zonen analog zu Brandenburg gegliedert.	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet.
Rheinland-Pfalz	BfG (WFS)	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file in Zonen analog zu Brandenburg gegliedert.	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet.
Sachsen	BfG (Download-Dienst)	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file in folgende Zonen gegliedert: Zone I Zone II (A/B) Zone III (A/B)	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet. -> Zone I -> Zone II -> Zone III
Sachsen-Anhalt	LAU	Trinkwasserschutzgebiete sind als Shape-file in folgende Zonen gegliedert:	Die bereitgestellten Länderdaten werden verwendet.

Bundesland	Institut, Datenbank	Beschreibung	Zuordnung
		Zone I Zone II (A/B) Zone II = III Zone III (A/B)	-> Zone I -> Zone II -> Zone III -> Zone III
Thüringen		Daten stehen nicht öffentlich zur Verfügung; nach Anfrage wurden keine Daten bereitgestellt.	
Bremen*		Trinkwassergewinnung ausschließlich aus Grundwasser bzw. Fernwasserversorgung	
Hamburg*		Trinkwassergewinnung ausschließlich aus Grundwasser	
Niedersachsen*		Trinkwassergewinnung ausschließlich aus Grund- und Talsperrenwasser	
Saarland*		Trinkwassergewinnung ausschließlich aus Grundwasser	
Schleswig-Holstein*		Trinkwassergewinnung ausschließlich aus Grundwasser	

Liste mit Institutionen und Datenbanken zu WSG in Deutschland. Das Urheberrecht bei der Verwendung der Datensätze ist zu beachten. Die Informationen wurden von den Internetseiten und aus den dort bereitgestellten Datensätzen der einzelnen Institutionen übernommen. In den mit * markierten Bundesländer findet keine Trinkwasserversorgung indirekt oder direkt über Fließgewässer statt, weshalb hier keine Identifikation von WVU mittels WSG durchgeführt wurde.

Anhand der Auswertung dieser Information lag es nahe zu vermuten, dass in ausgewählten Abschnitten der Flussgebiete Neckar, Ruhr, Rhein, Havel, Main, Nidda und Elbe Wasserversorgungsunternehmen Uferfiltration oder Grundwasseranreicherung praktizieren. Daher wurden in diesen Flussabschnitten über die Lage von Wasserschutzgebieten an Oberflächengewässern relevante WVUs identifiziert, insbesondere an den Flussabschnitten, an denen ein höherer Klarwasseranteil bereits bestimmt wurde oder zu erwarten ist. Auch die physische Nähe von WVU und deren Brunnengalerien zu Fließgewässern kann ein Indiz für dessen Nutzung als Rohwasser für die Trinkwassergewinnung sein. Darüber hinaus wurden Datenbanken des DVGW, öffentlich zugängliche Informationen von betroffenen WVUs sowie den zuständigen Landesämtern oder Wasserwirtschaftsämtern unter Berücksichtigung von z.T. vertraulichen Wasserschutzgebietsausweisungen (insbesondere WSG I und II, die von Landesbehörden zur Verfügung gestellt wurden) ausgewertet.

Abbildung 14: MAR Standorte in Deutschland auf Basis des MAR Portals (International Groundwater Resource Assessment Centre 2015) sowie Wasserschutzgebiete der Zone III in Deutschland auf Basis der Datenbanken nach Tabelle 10.



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

2.5.3 Abschätzung der Uferfiltratanteile für die Trinkwassergewinnung

Die Passage im Untergrund zwischen Infiltration am Gewässer oder einer Infiltrationsanlage in Verbindung mit dem Anteil an Uferfiltrat an der Rohwasserförderung kann einen signifikanten Einfluss auf die mikrobielle und chemische Qualität des geförderten Rohwassers haben. Je nach betrachteter Stoffgruppe, Fließzeit und ggf. chemischer Eigenschaften der Bodenpassage können deutliche Unterschiede auftreten.

Neben den physikochemischen Eigenschaften im Untergrund kommt der Bestimmung der Fließzeit eine entscheidende Rolle bei der Risikoabschätzung zu. Zippel et al. (2010) haben mit der Entwicklung des Uferfiltratmodells ‚SiMBaFi‘ ein Werkzeug vorgeschlagen, das eine Abschätzung der Fließzeit und des Stoffabbaus basierend auf Grundparametern einer Uferfiltrationsanlage erlaubt. Bezüglich der Fließzeit wird dabei auf die Ergebnisse einer großen Anzahl an Simulationen mit einem schematischen 3D-Grundwasserströmungsmodell zurückgegriffen.

Im Kontext einer deutschlandweiten Einordnung der Relevanz erhöhter Klarwasseranteile für Standorte, die eine Uferfiltration für die Trinkwasserversorgung praktizieren, sind vor allem zwei Fragen von vorrangigem Interesse:

1. Wie belastbar sind vereinfachte Fließzeitabschätzungen im Vergleich zu detaillierteren standortbasierten Analysen?
2. Können grundlegende Abschätzungen bereits auf Basis überwiegend flächendeckend verfügbarer Daten getroffen werden (z. B. auf Basis hydrogeologischer Karten)?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden Erkenntnisse aus der Literatur mit eigenen Modellrechnungen abgeglichen. In einem ersten Schritt erfolgt eine Berechnung der Fließzeit in einem schematisierten Modell unter Verwendung einer Reihe typischer Parametersätze (s. Tabelle 8). Entsprechend der Methodik von Zippel et al. (2010) diente dies dazu, die vorliegenden Ergebnisdaten aus einer Modellschematisierung mit einer etwas davon abweichenden Schematisierung zu vergleichen. Hierfür wurde ein zweidimensionales vertikales Schnittmodell in der Software FEFLOW erstellt. Das Modell bildet einen Schnitt durch den Grundwasserleiter vom Gewässer über die Lage des Brunnens bis hin zu einem Zufluss von der gewässerabgewandten Seite hin ab (bei Uferfiltratanteil < 100%). Bei der Berechnung verschiedener Varianten wird die übergeordnete Modellgeometrie gleich gehalten (um eine Automatisierung möglich zu machen), es werden jedoch folgende Größen variiert:

- Tiefe des Grundwasserleiters durch Deaktivierung der Modellteile unterhalb der Sohle des Grundwasserleiters
- Abstand des Brunnens vom Gewässer durch Deaktivierung der Bereiche des Gewässers sowie Setzen der Gewässerrandbedingung an der Oberkante des Modells linksseitig im aktiven Modellteil
- Tiefenlage des Entnahmebrunnens
- Entnahmemenge am Brunnen sowie Zuflussmenge von der gewässerabgewandten Seite (je nach Uferfiltratanteil)

Die Auswertung der minimalen Fließzeiten erfolgt über Bahnlinien, d. h., durch Rückverfolgung der Fließwege vom Brunnen zum Gewässer. Mittlere Fließzeiten werden über den Ansatz der „Lifetime Expectancy“ ermittelt.

Dieser Ansatz reduziert die Situation der Uferfiltration auf die folgenden wesentlichen Komponenten:

- Gewässer

- Grundwasserleiter
- Brunnenentnahme
- Grundwasserzufluss

Mittels eines für diesen Zweck entwickelten Plug-ins für FEFLOW konnten folgende Stellgrößen automatisiert modifiziert werden:

- Distanz der Entnahme vom Gewässer
- Entnahmerate (aufgrund der Schnittsituation entsprechend einer realen Brunnenentnahme dividiert durch den Abstand zweier Brunnen einer parallel zum Gewässer verlaufenden Galerie)
- Filtertiefe
- Uferfiltratanteil
- Hydraulische Durchlässigkeit
- Aquifermächtigkeit

Unplausible Parameterkombinationen wurden im Vorfeld aussortiert (z. B. Filtertiefe größer Aquifermächtigkeit). Für jede (via Minimal- und Maximalwert sowie Anzahl der Intervalle) vorgegebene Parameterkombination erfolgte eine stationäre Berechnung der Strömung sowie der ‚Verweilzeit‘ des Wassers, das aus dem Gewässer infiltriert (entsprechend der mittleren Fließzeit zum Brunnen). Die Ergebnisse wurden einer Prüfung unterzogen, und Modelle mit physikalisch in der Realität nicht möglichen Werten aussortiert (z. B. Grundwasserdruckhöhe am Brunnen unterhalb des Filters, Grundwasserdruckhöhe am Brunnen über Gelände). Die Ergebnisse wurden für einzelne Situationen mit den Ergebnissen von Zippel et al. (2010) abgeglichen. Gleichzeitig erfolgte für spezielle Fälle eine Einordnung der Fließzeiten mittels bekannter Werte für konkrete Standorte (z. B. aus Messdaten und Ergebnissen detaillierterer Modelle). Ebenso erfolgte ein Abgleich mit den Ergebnissen sehr einfacher analytischer Abschätzungen der Fließzeit. Die Erkenntnisse dieser Betrachtungen flossen in eine Empfehlung zur Abschätzung der Fließzeit in der Bodenpassage im Hinblick auf die Risikobetrachtung ein.

2.5.4 Auswahl von Fallbeispielen

Zur Validierung der Abschätzung von Klarwasseranteilen in Oberflächengewässern sowie im Rohwasser oder Trinkwasser aus einer Uferfiltration wurden verschiedene Fallbeispiele herangezogen, für die öffentlich zugängliche Betriebsdaten sowie Wasserqualitätsdaten zur Verfügung standen. Diese Fallbeispiele und die dafür genutzten Quellen sind in Kapitel 4 dokumentiert.

2.5.5 Risikoabschätzung für die Trinkwassergewinnung

Für ein umfassendes Verständnis des Risikos bei einer Trinkwassergewinnung aus Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung unter Nutzung von Oberflächengewässern mit erhöhtem Klarwasseranteil kann auf diverse Methoden der Risikoabschätzung der World Health Organisation (WHO) zurückgegriffen werden. Diese lassen sich unterscheiden in qualitative, semi-quantitative und quantitative Methoden (WHO 2016).

Bei einer qualitativen Risikoabschätzung erfolgt eine beschreibende Klassifizierung und Rangfolge von potenziellen Gefahren sowie deren Wahrscheinlichkeit basierend auf Erfahrungen. Die Unsicherheit dieser Methode im Vergleich zu quantitativen Methoden ist jedoch hoch, wohingegen der Umfang der

erforderlichen Daten für die Abschätzung relativ gering ist. Bei den semi-quantitativen Methoden werden das Auftreten potenzieller Gefahren und deren Wahrscheinlichkeit mit Kennungen unterschiedlicher Risikokategorien abgebildet. Bei einer quantitativen Risikoabschätzung unterscheidet man zwischen Methoden für die Einordnung eines mikrobiellen oder chemischen Risikos (z.B. ‚Quantitative Microbial Risk Assessment‘ (QMRA), ‚Quantitative Chemical Risk Assessment‘ (QCRA)). Diese Methoden erfordern jedoch die Bereitstellung einer erheblichen Datengrundlage und ein fallspezifisches Vorgehen, das im Rahmen dieser Studie nicht geleistet werden kann. Daher erfolgte in dieser Studie lediglich eine qualitative Risikoabschätzung.

3 Klarwasseranteile in Deutschland bei MQ und MNQ Abflussverhältnissen in Oberflächengewässern

In diesem Kapitel werden zunächst die berechneten Klarwasseranteile anhand von Ergebnissen ausgewählter Messkampagnen für konservative organische Spurenstoffe für drei Flusseinzugsgebiete (Main, Ruhr, Neckar) validiert. Anschließend werden die Ergebnisse der Abschätzung der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern für zwei Abflussbedingungen (MQ, MNQ) deutschlandweit vorgestellt.

3.1 Validierung der Bestimmung von Klarwasseranteilen in Oberflächengewässern

Um das methodische Vorgehen dieser Studie für die Bestimmung der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern zu validieren, wurde auf Messkampagnen für organische Spurenstoffe zurückgegriffen, die in Form von frei zugänglichen Berichten von Wasserversorgern und Landesbehörden veröffentlicht wurden (ARW 2016; AWWR 2016; LUBW 2014; MKULNV 2014). Konservative, gut wasserlösliche organische Spurenstoffe, wie das Antiepileptikum Carbamazepin, der Metabolit des Inhibitors der Harnsäurebildung Oxipurinol, das Antikonvulsium Primidon, das Korrosions-/Frostschutzmittel 4-Methylbenzotriazol, der Süßstoff Sucralose sowie der Komplexbildner Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA), können dabei als Indikatoren für den Einfluss durch kommunales Abwasser dienen, da diese Indikatoren relativ konstante Konzentrationen in kommunalen Kläranlagenabläufen aufweisen und sich nach einer Einleitung in Oberflächengewässer persistent verhalten (Dickenson et al. 2011; Funke et al. 2015).

Basierend auf durchschnittlichen Konzentrationen von Carbamazepin in Kläranlagenabläufen und Messwerten im Fließgewässer wurde der relative Klarwasseranteil beispielhaft an ausgewählten Pegeln des Mains, der Ruhr und des Neckars zur Validierung der GIS-Modellergebnisse abgeschätzt. Im Fall des Neckars wurden zusätzlich die vorhandenen 4-Methylbenzotriazol-Daten zur Berechnung der Klarwasseranteile im Fluss verwendet. Eingeschränkt sei hier angemerkt, dass für die Spurenstoffkonzentrationen lediglich Stichproben von Kläranlagenabläufen und Gewässerbeprobungen berücksichtigt werden konnten und die Proben auch nicht direkt hydraulisch korrespondieren (d.h. die Probenahme an den Fließgewässern und den Kläranlagen fand in unterschiedlichen Zeiträumen statt). Die beobachteten Konzentrationen für Carbamazepin bzw. 4-Methylbenzotriazol liegen jedoch im Bereich von Konzentrationen, die in Fließgewässern und Kläranlagenabläufen typischerweise auftreten. Aufgrund dieser Annahmen kann die Validierung der GIS-Modellergebnisse nur als eine erste Orientierung dienen. Lokale Probenahmekampagnen mit höherer zeitlicher Auflösung sollten für eine genauere Abschätzung folgen.

Einzugsgebiet Main

Für Gewässerpegel am Main wurden die berechneten Klarwasseranteile des GIS-Modells den mit Hilfe von Carbamazepin Messergebnissen in Fließgewässern kalkulierten Klarwasseranteilen gegenübergestellt (Tabelle 11). Dabei wurden die Abflussbedingungen zum Zeitpunkt der Probenahme im August 2015 anhand von durchschnittlichen Niederschlagsdaten geschätzt (Abbildung 6) und für diesen Monat als MNQ-Bedingungen charakterisiert. Als durchschnittliche Carbamazepin Ablaufkonzentration von Kläranlagen wurde basierend auf öffentlich zugänglichen Daten aus dem Jahr 2010 (Klasmaier et al. 2011) eine Konzentration von 478 ng/l angenommen. Zudem wurde die Annahme getroffen, dass sich die

Konzentration von Carbamazepin in Kläranlagenabläufen zwischen 2010 und 2015 nicht wesentlich geändert hat. Die realen Abflussbedingungen am Tag der Probenahme können leicht variiert haben, daher ist diese Validierung mit einer gewissen Unsicherheit behaftet, aber der Vergleich bestätigt im

Wesentlichen die im GIS-Modell bestimmten Klarwasseranteile für den Main für MNQ Abflussbedingungen (Tabelle 11). Für eine korrektere Validierung sollten in Zukunft Probenahmen direkt vor Ort mit gleichzeitiger Erfassung der örtlichen Abflussbedingungen erfolgen.

Tabelle 11: Validierung der Klarwasseranteile des GIS-Modells mit den berechneten Anteilen anhand der durchschnittlichen Carbamazepin-Ablaufkonzentration (478 ng/l) lokaler Kläranlagen (Ansbach, Ebensfeld, Zapfendorf) aus dem Jahr 2010 (Klasmaier et al. 2011) und der Konzentration im Fließgewässer für Pegelstandorte am Main während der Messkampagne im Zeitraum August 2015 (ARW 2016).

Probenahmestelle	Nächster Pegel	Prozentuale Klarwasseranteile anhand der		
		Carbamazepin Konzentration	Jährlichen Klarwassermenge (GIS)	
			MNQ	MQ
Bischofsheim	Raunheim	27	30	11
Frankfurt	Frankfurt	27	34	11
Hanau	Krotzenburg	29	31	10
Kahl	Mainflingen	23	31	11
Aschaffenburg	Obernau	19	30	10
Rotenfels	Steinbach	17	29	9
Erlabrunn	Würzburg	17	20	9
Schweinfurt	Schweinfurt	23	28	10
Bamberg-Vierath	Trunstadt	23	24	9

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Einzugsgebiet Ruhr

Ein entsprechender Vergleich der Klarwasseranteile des GIS-Modells mit unabhängigen Spurenstoffdaten erfolgte für verfügbare Pegelstandorte an der Ruhr. Auch hier wurden die vorherrschenden Abflussbedingungen zum Zeitpunkt der Probennahme (2008-2015) für organische Spurenstoffe berücksichtigt und als Bedingung ähnlich einem MQ-Abfluss charakterisiert. Weiterhin wurde die Annahme getroffen, dass sich die durchschnittliche Konzentration von Carbamazepin von 1.100 ng/l in Kläranlagenabläufen aus dem Jahre 2007 im Vergleich zu den Jahren 2008 bis 2015 an diesem Standort nicht wesentlich geändert hat. Zusätzlich zu den MQ- und MNQ-Klarwasseranteilen, basierend auf den MQ und MNQ Abflussdaten im Zeitraum 1960-2013 (GIS), wurden anhand der durchschnittlichen Abflusswerte aus dem Ruhrgütebericht 2016 (AWWR 2016) die Klarwasseranteile für den Beprobungszeitraum 2008 bis 2015 berechnet. Die realen Abflussbedingungen am Tag der Probennahme können leicht variiert haben, was erklären mag, warum sich die Klarwasseranteile basierend auf Carbamazepin Konzentrationen und Abflussabschätzungen um den Faktor 2 unterscheiden (Tabelle 12).

Tabelle 12: Validierung der Klarwasseranteile des GIS-Modells mit den berechneten Anteilen anhand der durchschnittlichen Carbamazepin-Ablaufkonzentrationen (1.110 ng/l, n=14) lokaler Kläranlagen (n=5) aus dem Jahr 2007 (Umweltministerium NRW 2008) und der Messergebnisse an der Ruhr während der Messkampagne im Zeitraum 2008-2015 (n=34) für ausgewählte Pegel (AWWR 2016).

Probenahmestelle	Nächster Pegel	Prozentuale Klarwasseranteile anhand der			
		Carbamazepin Konzentrationen	Jährlichen Klarwassermenge (GIS)		
			MNQ (als Langzeitmittel)	MQ (als Langzeitmittel)	MQ (2008-2015)
Stiepel	Hattingen	9	46	13	15
Westhofen	Villigst	6	54	12	15
Echthausen	Bachum	5	21	8	10
Mengesohl	Mechede 1	3	23	6	7

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Einzugsgebiet Neckar

Ein weiterer Vergleich der GIS-Klarwasseranteile mit unabhängigen Spurenstoffdaten der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz des Landes Baden-Württemberg (LUBW 2014) erfolgte auch für den Neckar. Auch hier wurden die vorherrschenden Abflussbedingungen zum Zeitpunkt der Probennahme (2012-2013) für Carbamazepin und 4-Methylbenzotriazol berücksichtigt und als Bedingung ähnlich einem MQ-Abfluss charakterisiert (Tabelle 13).

Anhand des langjährigen Niederschlagsverhaltens (Abbildung 6) sind die Jahre 2012 und 2013 der Beprobung bezüglich ihres Abflussverhaltens als durchschnittlich charakterisiert. Dieser Zustand bzw. die für diesen Zeitraum berechneten Klarwasseranteile von ca. 20 % anhand der Carbamazepin Konzentration und ca. 25 % anhand der 4-Methylbenzotriazol bestätigen die ermittelten Klarwasseranteile des GIS-Modells (17 - 22 %).

Tabelle 13: Validierung der Klarwasseranteile des GIS-Modells mit den berechneten Anteilen anhand der durchschnittlichen Ablaufkonzentrationen für Carbamazepin (530 ng/l) und 4-Methylbenzotriazol (3.200 ng/l) von lokalen Kläranlagen (n = 6) aus dem Jahr 2014 und der Messergebnisse am Neckar im Zeitraum 2012-2013 (n = 12) für ausgesuchte Pegel (LUBW 2014).

Probenahme- stelle	Nächster Pegel	Prozentuale Klarwasseranteile anhand der				
		4-Methylbenzotriazol Konzentration	Carbamazepin Konzentration	Jährlichen Klarwassermenge (GIS)		MQ LUBW
				MNQ	MQ	
Mannheim	Mannheim	28	23	63	18	19
Kochendorf	Gundelsheim	26	21	60	17	19
Besigheim	Lauffen	23	21	75	22	15,5

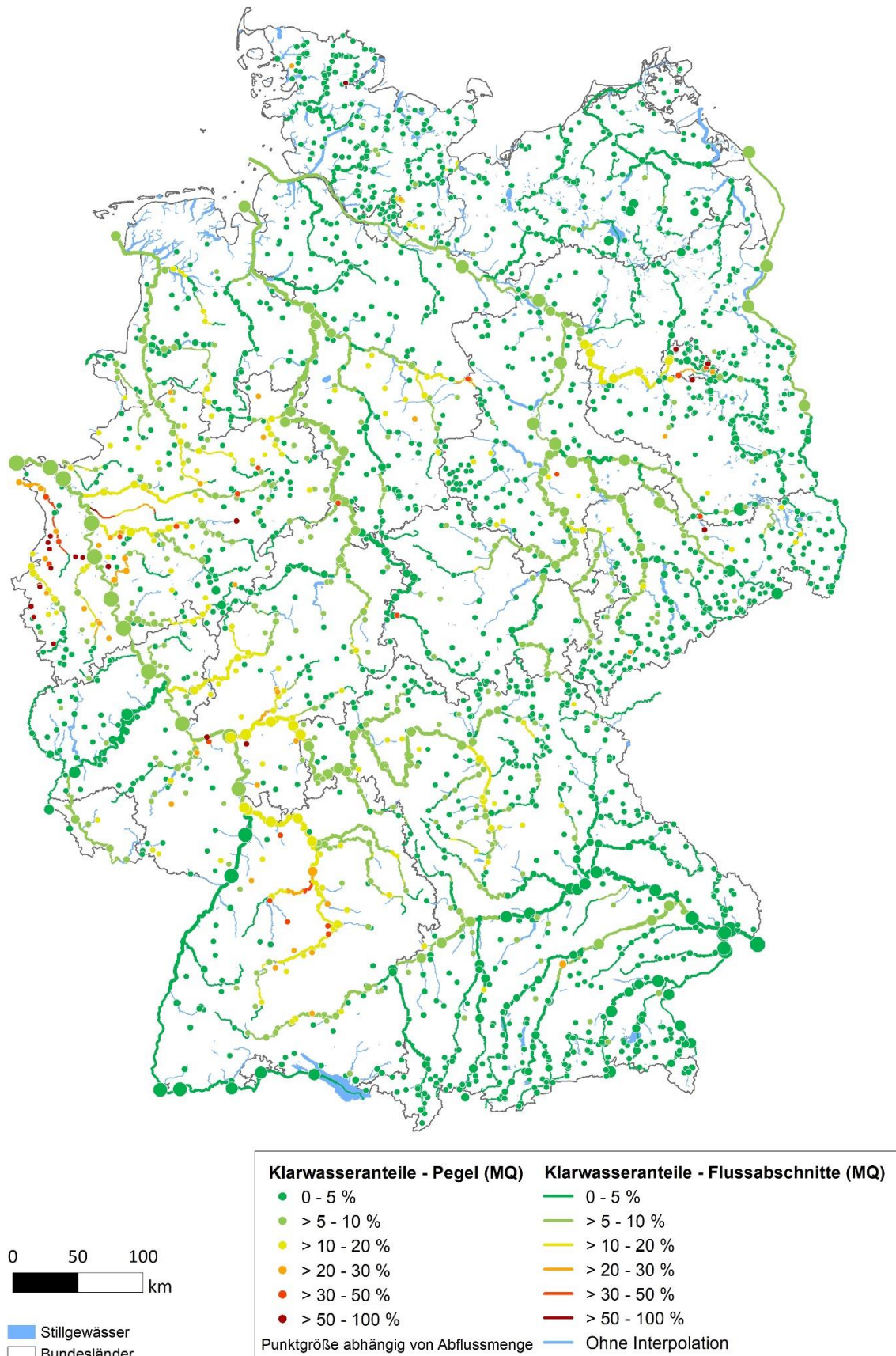
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

3.2 Klarwasseranteile in Oberflächengewässern

Die Klarwasseranteile in Oberflächengewässern wurden nach den zuvor beschriebenen Methoden (s. Kapitel 2.4) für zwei Abflussverhältnisse (MQ und MNQ) sowohl für individuelle Pegel als auch für interpolierte Gewässerabschnitte für ganz Deutschland berechnet. Die Ergebnisse dieser Berechnung finden sich als grafische Darstellung für MQ und MNQ in Abbildung 15 und Abbildung 16.

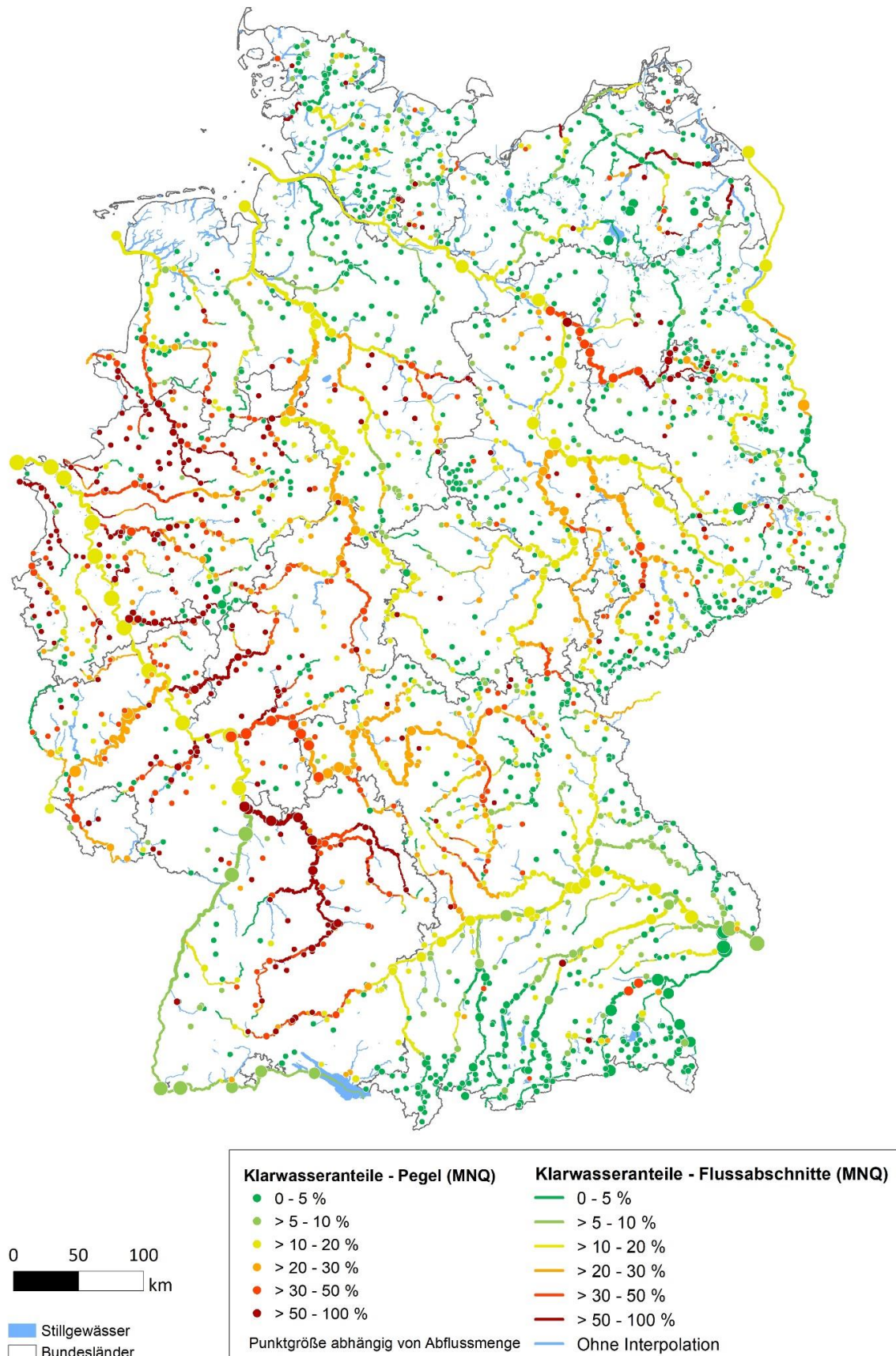
Die Klarwasseranteile bei MQ-Verhältnissen liegen deutschlandweit in den meisten Oberläufen im Bereich von 0-5 %. Klarwasseranteile von >5-10 % sowie >10-20 % dominieren in größeren Teilflusseinzugsgebieten in oder unterhalb von Ballungsräumen (z.B. Havel, Neckar, Niederrhein, Maas, Mittelrhein) sowie in abflussschwachen Gewässern (z.B. Main, Ems, Neckar). Bei MNQ-Abflussbedingungen dominieren Klarwasseranteile von >10-20 % deutschlandweit in einer Vielzahl von Gewässern. In etlichen Teileinzugsgebieten liegen die Klarwasseranteile über weite Strecken im Bereich von >20-30 % (z.B. Elbe/Saale, Weser, Mittelrhein). Abschnitte des Mains, der Ems, der Weser und der Havel sowie gerade die rechtsseitigen Zuflüsse des Rheins weisen Klarwasseranteile bei MNQ-Bedingungen von >30-50 % auf. Teileinzugsgebiete des Neckars, der Ostsee, des Nieder- und Mittelrheins sowie der Ems weisen bei MNQ-Bedingungen Klarwasseranteile von über 50 % auf.

Abbildung 15: Klarwasseranteile in den deutschen Fließgewässern unter MQ-Abflussbedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

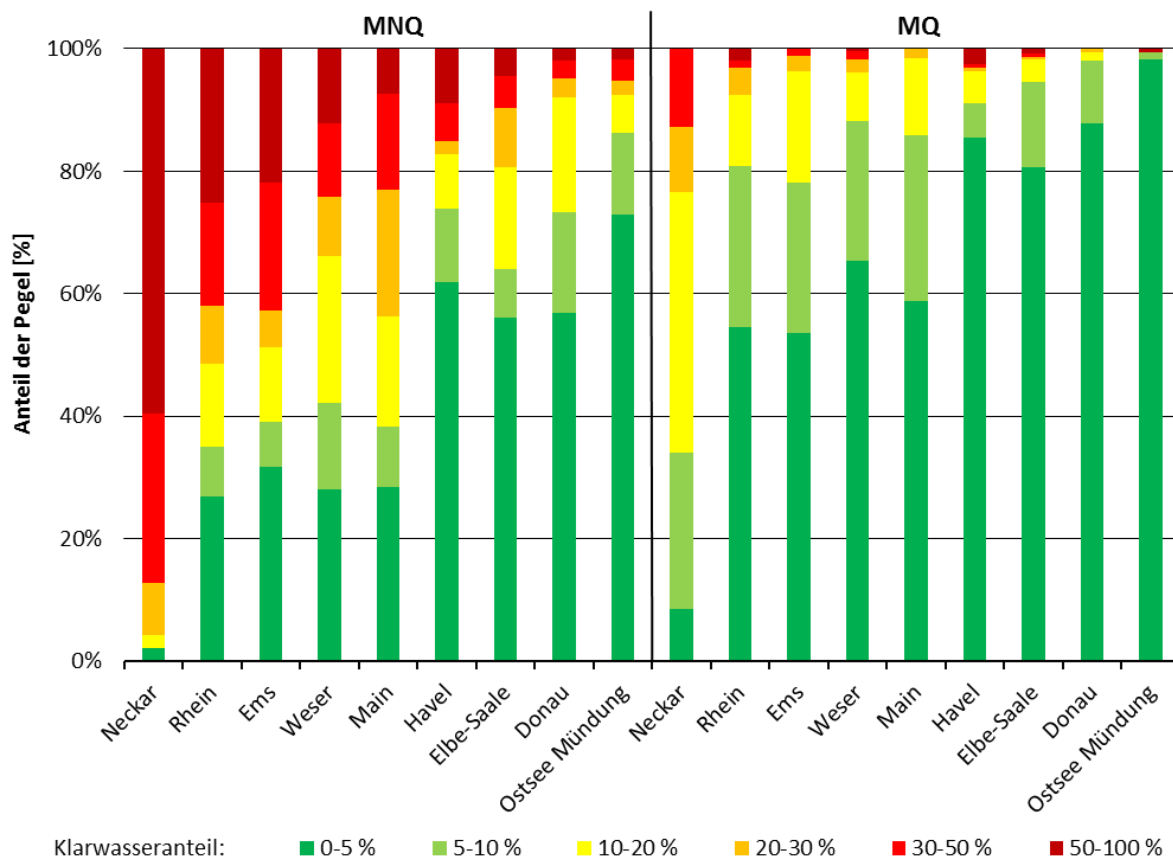
Abbildung 16: Klarwasseranteile in den deutschen Fließgewässern unter MNQ-Abflussbedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Die relative Verteilung der Klarwasseranteile bei MNQ- und MQ-Bedingungen ist für ausgewählte Flusseinzugsgebiete in Abbildung 17 und Tabelle 14 dargestellt. Bei MQ-Bedingungen am Rhein, der Ems und am Main weisen 41-45 % aller Pegel Klarwasseranteile von mehr als 5 % auf. Am Neckar sind mehr als 90 % aller Pegel durch einen Klarwasseranteil von mehr als 5 % gekennzeichnet und 23 % der Pegel haben bei diesen Abflussbedingungen einen Klarwasseranteil von mehr als 20 %. Bei MNQ-Bedingungen verschieben sich diese Verhältnisse deutlich. Am Neckar weisen unter MNQ-Abflussbedingungen 60 % aller Pegel einen Klarwasseranteil von mehr als 50 % auf. Am Rhein sind es unter MNQ-Bedingungen 25 % aller Pegel und 51 % der Pegel sind durch einen Klarwasseranteil von mehr als 20 % gekennzeichnet. Auch der Main und die Ems haben bei MNQ-Bedingungen in 41 % bzw. 49 % aller Pegel einen Klarwasseranteil von mehr als 20 %. Für den Main, die Weser, die Ems, den Rhein und den Neckar weisen über 70 % aller Pegel einen Klarwasseranteil von mehr als 5 % auf. Für die Donau, die Havel und Elbe-Saale sind ca. 40 % aller Pegel bei MNQ-Bedingungen durch einen Klarwasseranteil von mehr als 5 % gekennzeichnet.

Abbildung 17: Verteilung der Klarwasseranteile ausgewählter Flusseinzugsgebiete unter MNQ- und MQ-Abflussbedingungen unter Berücksichtigung aller Pegel (n=2.344).



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Tabelle 14: Anteil der Pegel (in %) mit Klarwasseranteilen >5 %, > 20 % und 50 % bei MNQ und MQ für ausgewählte Flusseinzugsgebiete für die Gesamtheit aller Pegel in den jeweiligen Flusseinzugsgebieten

Flusseinzugsgebiet	Klarwasseranteile bei MNQ			Klarwasseranteile bei MQ		
	>5 %	>20%	>50 %	>5 %	>20 %	>50 %
Neckar	98	96	60	91	23	0
Rhein	73	51	25	45	8	2
Ems	68	49	22	46	4	0
Weser	72	34	12	35	4	0
Main	72	44	7	41	1	0
Havel	38	17	9	15	4	3
Elbe-Saale	44	19	4	19	2	1
Donau	43	8	2	12	1	0
Ostsee Mündung	27	7	2	2	1	1

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

4 Abschätzung der Fließzeiten

Um generelle Aussagen für die Relevanz bei der Trinkwassergewinnung abzuleiten, werden in diesem Kapitel Möglichkeiten einer modelltechnischen Abschätzung der Fließzeiten in der Bodenpassage und der spezifischen Uferfiltratanteile bei einer naturnahen Trinkwassergewinnung vorgestellt.

4.1 Abschätzung der Auswirkung auf die Rohwasseranteile bei unterschiedlichen Randbedingungen der Uferfiltration

Um die Variabilität der Fließzeiten zu untersuchen, wurde als Ausgangsparametersatz die von Zippel et al. (2010) anhand der Studie von Lenk et al. (2006) abgeleitete Zusammenstellung mittlerer Randbedingungsgrößen basierend auf 29 Uferfiltrationsanlagen in Deutschland angenommen (Tabelle 8) (siehe Kapitel 2.5.3). Unter Annahme wesentlicher Randbedingungen für Uferfiltrationsstandorte in Deutschland bei mittleren Verhältnisse (Tabelle 15) wird im Schnittmodell eine mittlere Fließzeit von ca. 175 Tagen und eine minimale Fließzeit von ca. 10 Tagen errechnet. Letztere korrespondiert in der Größenordnung mit der von Zippel et al. (2010) angegebenen mittleren Fließzeit von 30 Tagen.

Tabelle 15: Parametersatz Schnittmodell, mittlere Verhältnisse nach Zippel et al. (2010)

kf [m/s]	Spezifische Entnahme [m ³ /(m d)]	Uferfiltrat- Anteil [%]	Filtertiefe [m]	Aquifertiefe [m]	Abstand vom Gewässer [m]	Mittlere Fließzeit [Tage]
Nach Zippel et al. (2010)	Nach Zippel et al. (2010)	Modellan- nahme	Nach Zippel et al. (2010)	Nach Zippel et al. (2010)	Nach Zippel et al. (2010)	Berechnet nach Modell
0,0017	25*	100	16	16**	55	175

Quelle: Eigene Darstellung – DHI WASY GmbH

* Spannweite aus Zippel et al. (2010): 500 bis 5.000 m³/d, Brunnenabstand Berlin 300 m (als Maximum eingestuft), Annahme hier: Entnahme 2.500 m³/d, Abstand der Einzelbrunnen 100 m ** Annahme aus Zippel et al. (2010): Filtertiefe gleich Aquifertiefe

Im Folgenden wurden die Ausgangsparametern für das Schnittmodell einzeln bzw. in Kombinationen variiert. Die sich daraus ergebenden Ergebnisse sind in Tabelle 16 zusammengefasst.

Variation A - Aquifertiefe

Bei Veränderung der Aquifertiefe auf 100 m ergibt sich eine deutlich erhöhte mittlere Fließzeit von ca. 2.250 Tagen, bei einer minimalen Fließzeit von 20 Tagen.

Variation B - Entnahmerate

Bei Erhöhung der Entnahmerate von 25 auf 50 m³/ (m d) ergibt sich eine deutlich geringere mittlere Fließzeit von ca. 80 Tagen, bei einer minimalen Fließzeit von ca. 5 Tagen. Bei Verringerung der Rate um den Faktor 2 ergeben sich Fließzeiten von ca. 380 Tagen (Mittel) und ca. 20 Tagen (Minimum).

Variation C - Uferfiltratanteil

Wird der Anteil an Uferfiltration mit nur 50 % angenommen, erhöht sich die minimale Fließzeit von ca. 5 auf ca. 19 Tage. Die mittlere Fließzeit beträgt dann aufgrund der räumlichen Begrenzung der Strömung vom Gewässer zum Brunnen ca. 21 Tagen (es entfällt eine „Umströmung“ des Brunnens mit langen Fließzeiten).

Variation D - Uferfiltratanteil und Gewässerunterströmung

In dieser Variante wird der Anteil an Uferfiltration mit 50 % angenommen. Der Zustrom aus dem Aquifer kommt zu gleichen Teilen von beiden Seiten des Gewässers. Die minimale Fließzeit liegt dann bei ca. 15 Tagen. Die mittlere Fließzeit beträgt dann ca. 16 Tage.

Variation E - hydraulische Durchlässigkeit

Eine Verringerung bzw. Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit ausgedrückt als k_f -Werte um den Faktor 10 beeinflusst die Fließzeiten unter den gegebenen Umständen nicht merklich.

Variation F - Entfernung vom Gewässer

In dieser Variante wird die Entfernung des Brunnens vom Gewässer variiert. Bei 200 m Entfernung erhöht sich die minimale Fließzeit auf ca. 38 Tage, die mittlere Fließzeit beträgt ca. 709 Tage. Bei einer Entfernung von 10 m reduziert sich die minimale Fließzeit auf ca. 2 Tage, die mittlere Fließzeit ist nicht sinnvoll auswertbar.

Variation G - Brunnentiefe

In dieser Variante wird eine geringere Brunnentiefe angenommen. Die minimale Fließzeit bleibt hierbei unverändert bei ca. 10 Tagen, die mittlere Fließzeit verringert sich auf ca. 59 Tage. Im Falle einer Reduzierung der Aquifertiefe ergeben sich Werte von ca. 6 Tagen (Minimum) bzw. 35 Tagen (Mittel).

Kombinationsvarianten H - „Worst Case“ und „Best Case“

Ziel dieser Varianten ist es aufzuzeigen, wie groß die Spannweite an Fließzeiten bei feststehender Filtertiefe und Abstand zum Gewässer ist. Hintergrund dieser Rechnung ist, dass diese beiden Parameter in vielen Fällen die am besten bekannten Werte darstellen, während weitere Größen nicht per se bekannt oder zeitlich und räumlich hochgradig variabel sein können. Die gewählten Parameter dieser Varianten stellen also nicht globale Best-/Worst-Case-Szenarien dar, sondern reflektieren kürzeste und längste minimale/mittlere Fließzeiten für eine exemplarisch gewählte Kombination von Filtertiefe und Abstand vom Gewässer. Bei einer Variation der hydraulischen Leitfähigkeit, der spezifischen Entnahme, des Uferfiltratanteils sowie der Tiefe des Aquifers ergeben sich minimale Fließzeiten von ca. 2,6 Tagen (Worst Case) und ca. 55 Tagen (Best Case) sowie mittlere Fließzeiten von ca. 15 Tagen (Worst Case) und ca. 150 Tagen (Best Case).

Tabelle 16: Ergebnisse aus dem Parametersatz Schnittmodell für veränderte Ausgangsparameter

Variation	k_f [m/s]	Spezifische Entnahme [m ³ /(m d)]	Uferfiltrat- anteil [%]	Filter- tiefe [m]	Aquifer- tiefe [m]	Abstand vom Gewässer [m]	Mittlere Fließzeit [Tage]	Minimale Fließzeit [Tage]
A	0,0017	25	100	16	100	55	2.250	20
B	0,0017	12,5	100	16	16	55	80	5
	0,0017	50	100	16	16	55	380	20
C	0,0017	25	50	16	16	55	21	19
D	0,0017	25	50, Unter- strömung	16	16	55	16	15
E	0,00017	25	100	16	16	55	k.V.*	k.V.*
	0,017	25	100	16	16	55	k.V.*	k.V.*

Variation	kf [m/s]	Spezifische Entnahme [m ³ /(m d)]	Uferfiltrat- anteil [%]	Filter- tiefe [m]	Aquifer- tiefe [m]	Abstand vom Gewässer [m]	Mittlere Fließzeit [Tage]	Minimale Fließzeit [Tage]
F	0,0017	25	100	16	16	200	709	38
	0,0017	25	100	16	16	10	**	2
G	0,0017	25	100	8	16	200	59	10
	0,0017	25	100	8	8	200	35	6
H	0,017	50	100	16	16	55	15	2,6
	0,00017	12.5	50	16	100	55	150	55

Quelle: Eigene Darstellung – DHI WASY GmbH

* k. V.: Keine wesentliche Veränderung im Vergleich zum Ausgangszustand nach Tabelle 15. ** nicht auswertbar.

Diese einfachen beispielhaften Berechnungen mit einem vertikalen Schnittmodell zeigen, dass eine konkrete Vorhersage von Fließzeiten ohne detaillierte lokale Datenerhebung und Systemanalyse nicht möglich ist. Selbst innerhalb der engen Grenzen des Parametersatzes des vereinfachten Testmodells kann im Rahmen der Kenntnis der Daten aus öffentlichen Quellen die Fließzeit nicht auf eine Zehnerpotenz genau vorhergesagt werden.

Zu den betrachteten Variationen kommen zahlreiche im Beispiel nicht betrachtete Einflussgrößen sowie Kombinationen derer hinzu. Als Beispiele seien hier die dreidimensionale Ausprägung des Grundwasserströmungsfeldes (auch in Zusammenhang mit der Lokalität der Entnahmefunnen), weitere Randbedingungen im Hinterland, die Grundwasserverhältnisse im Hinterland (weitere Gewässer, Entnahmen, etc.), der Porenanteil im Grundwasserleiter, das Verhältnis der hydraulischen Durchlässigkeiten in vertikaler und horizontaler Richtung, Kolmation (Verschlammung) des Gewässers sowie lokale Heterogenitäten des Grundwasserleiters genannt. Nicht zu vernachlässigen sind auch Interaktionen verschiedener Entnahmefunnen, die zeitlich von der Bewirtschaftung der Uferfiltrationsgalerien und - gegebenenfalls - der Anreicherungsanlage abhängig sind.

Es ist zu konstatieren, dass eine Einbeziehung der Fließzeit im Grundwasser in die Analyse der konkreten Gefährdung der Rohwasserqualität durch Klarwasseranteile in Fließgewässern nur auf Basis einer konkreten Datenerhebung am einzelnen Wasserwerk möglich ist. Bei eindeutigen und einfachen Fließverhältnissen kann dann gegebenenfalls mit vereinfachten Schnittmodellen eine Abschätzung der Fließzeit erfolgen. In den meisten Fällen ist jedoch eine dreidimensionale Modellierung zu empfehlen.

4.2 Validierung der Fließzeiten in der Bodenpassage

Für ein Wasserwerk im Einzugsgebiet des Main wurde eine Abschätzung der Fließzeit mit Daten aus vertraulichen Quellen vorgenommen (persönliche Mitteilung, Bayerisches Landesamt für Umwelt), um die Unsicherheit der Berechnung zusätzlich zu den exemplarischen Berechnungen auch am konkreten Beispiel zu untersuchen. Die folgenden Daten eines Brunnens für das Fallbeispiel wurden dafür berücksichtigt:

- Hydraulische Durchlässigkeit: Wertebereich zwischen 10^{-6} m/s und 10^{-4} m/s
- Abstand der Entnahmefunnen vom Gewässer: ca. 100 m
- Tiefenlage der Brunnenfilterstrecke: 10 bis 21 m unter Geländeoberkante

Hieraus ergeben sich einige für dieses Fallbeispiel unbekannte Parameter der Grundwasserpassage, u.a.:

- Spezifische Entnahmemenge
- Uferfiltratanteil
- Aquifermächtigkeit
- im Modell unberücksichtigte Parametervariationen, wie z. B. Porosität und Anisotropie des Grundwasserleiters, Eigenschaften der Kolmationsschicht, Unterströmung des Gewässers, etc.

Für das Beispiel wurden der Einfachheit halber ein Uferfiltratanteil von 100 % vorausgesetzt sowie die weiteren Parameter wie in Tabelle 17 angegeben berücksichtigt.

Tabelle 17: Parametersatz Schnittmodell für das Fallbeispiel im Einzugsgebiet des Main

Variante	kf [m/s]	Spezifische Entnahme [m ³ /(m d)]	Uferfiltratanteil [%]	Filtertiefe [m]	Aquifertiefe [m]	Abstand vom Gewässer [m]	Minimale Fließzeit [tag]
1a	0,0001	50	100	10	21	100	12
1b	0,0001	50	100	10 - 21	21	100	12
2	0,000001	10	100	21	100	100	145

Quelle: Eigene Darstellung – DHI WASY GmbH

Die minimalen Fließzeiten für die beiden Varianten 1a und 2 liegen bei 12 und 145 Tagen. Ergänzend wurde Variante 1b mit einer Brunnenfilterstrecke von 10-21 m berechnet, deren Ergebnis für die minimale Fließzeit dem der Entnahme auf 10 m gleicht. Das Beispiel unterstreicht die schon vorher gezogene Schlussfolgerung: Ohne Kenntnis standortspezifischer Daten zur Randbedingung einer Uferfiltration sind keine verlässlichen Aussagen zu den Fließzeiten im Grundwasser zu treffen.

5 Klarwasseranteile im Uferfiltrat und Rohwasser bei der Trinkwassergewinnung in ausgewählten Flusseinzugsgebieten

In diesem Kapitel wird die räumliche und zeitliche Verteilung von Klarwasseranteilen in ausgewählten Flusseinzugsgebieten dargestellt. Daran schließt sich eine Diskussion über die Bedeutung erhöhter Klarwasseranteile für die Trinkwasserversorgung anhand ausgewählter Fallbeispiele an. Die Relevanz erhöhter Klarwasseranteile für die Trinkwassergewinnung, insbesondere bei MNQ-Bedingungen, kann nur unter Berücksichtigung lokaler Faktoren der Uferfiltration bzw. künstlichen Grundwasseranreicherung akkurat bewertet werden. Eine standortspezifische Bewertung war im Rahmen dieser Studie nicht möglich. Daher wurden im Folgenden Untersuchungsgebiete gewählt, die der üblichen Definition von Flusseinzugsgebieten folgen (Abbildung 18) und eine generelle Einschätzung ermöglichen.

Von der Untersuchung ausgeschlossen wurden dabei die folgenden Flusseinzugsgebiete aus genannten Gründen:

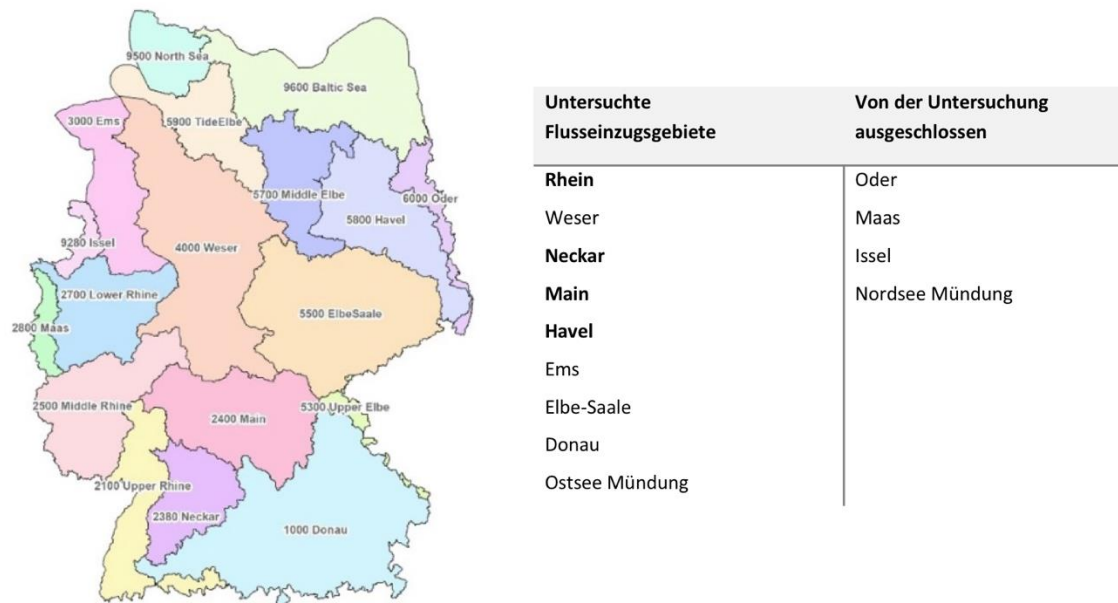
- ▶ Maas, Oder, Issel: Diese Flüsse befinden sich zum Großteil im Ausland, dementsprechend ist die Datengrundlage nicht vollständig.
- ▶ Nordsee: Hier besteht eine starke Abhängigkeit vom Tidenverlauf, daher sind zum Großteil nur Wasserstandsdaten anstatt Abflussmengen vorhanden.

Die Auswahl der Flusseinzugsgebiete erfolgte anhand der folgenden zwei Kriterien:

1. Flusseinzugsgebiete, in denen 50 % der Pegel bei MNQ-Bedingungen und 25 % der Pegel bei MQ-Bedingungen einen Klarwasseranteil von mehr als 5 % aufweisen. Ergänzend wurde die Uferfiltration an der Havel (Tegeler See) aufgrund der Bedeutung für die Trinkwassergewinnung Berlins berücksichtigt, obwohl die Havel die genannten Kriterien nicht erfüllt.
2. Existierende Praxis einer künstlichen Grundwasseranreicherung oder Uferfiltration anhand identifizierter Standorte nach Lenk et al. (2006).

Anhand des ersten Kriteriums wurden die Flusseinzugsgebiete Neckar, Rhein, Ems, Weser, Main und Havel identifiziert. An der Weser und der Ems ist jedoch keine Praxis von Uferfiltration oder GWA bekannt (Statistisches Bundesamt 2015, Umweltbundesamt 2018). Im Folgenden werden die Klarwasseranteile in den Flussgebieten Neckar, Rhein, Main und Havel genauer analysiert und innerhalb dieser Gebiete Fallbeispiele für einen Einfluss auf die Trinkwassergewinnung identifiziert.

Abbildung 18: Flusseinzugsgebiete in Deutschland



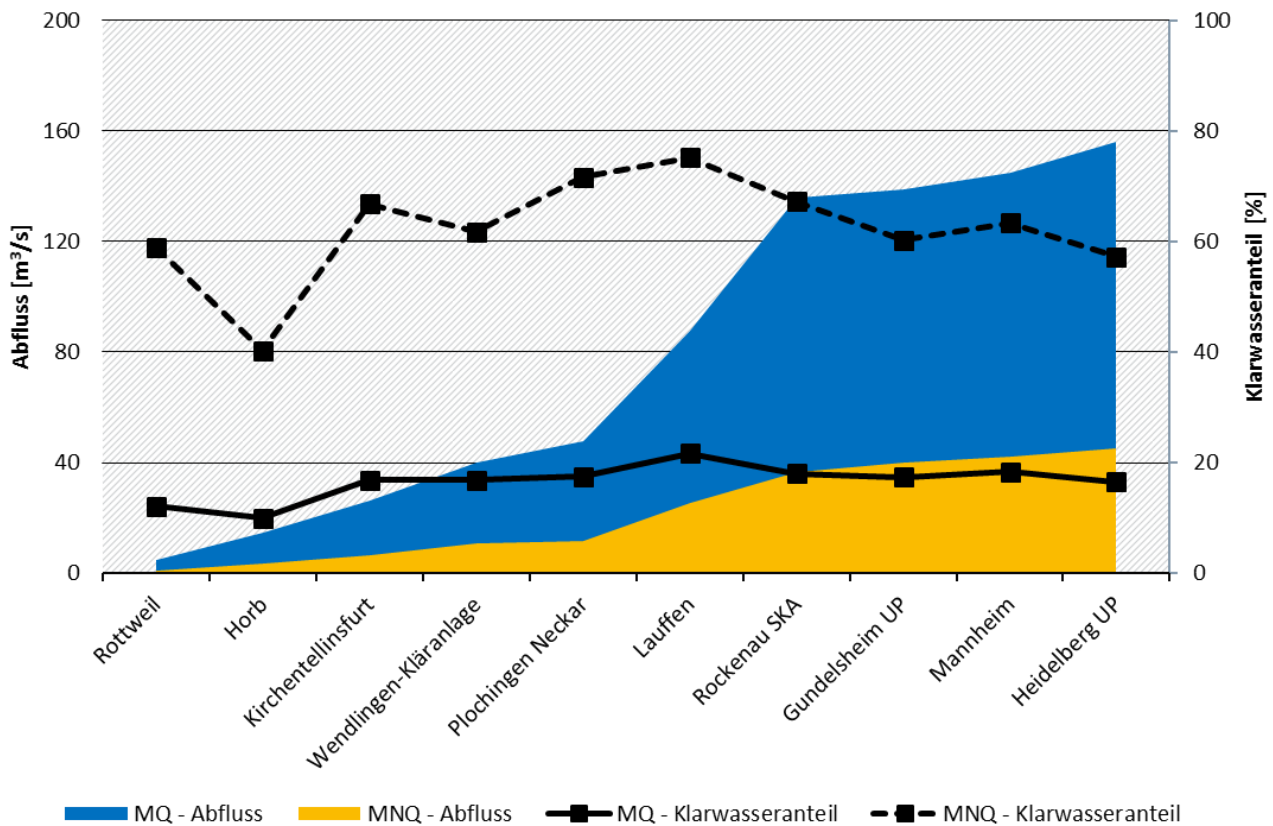
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft & DHI WASY GmbH

5.1 Neckar

Der Neckar (GKZ 238) mit einer Länge von 362 km liegt mit seinem Einzugsgebiet nahezu ausschließlich in Baden-Württemberg (2 % in Hessen, 0,1 % in Bayern) und erstreckt sich über ein Gebiet von 13.932 km² (Hillenbrand et al. 2015). Seine Quelle liegt bei Schwenningen und er mündet bei Mannheim von rechts in den Rhein. Im Einzugsgebiet des Neckars liegen 478 kommunale Kläranlagen, die jährlich insgesamt ca. 829.000.000 m³ Abwasser (Mittelwert von 2010-2014) behandeln und einleiten. Drei dieser 478 Anlagen verfügen über eine Behandlungsstufe zur Spurenstoffentfernung mit Pulveraktivkohle (PAK). Das Einzugsgebiet des Neckars weist die höchste Dichte an kommunalen Kläranlagen in ganz Baden-Württemberg auf (Hillenbrand et al. 2015).

Das Abflussregime des Neckars ist mit 145 m³/s (MQ) an der Mündung als relativ niedrig einzustufen, was die Präsenz substantieller Klarwasseranteile in diesem Fluss verstärkt. Bei MQ-Bedingungen liegt der Klarwasseranteil im Durchschnitt bei 17 % mit wenig Schwankungen über das gesamte Einzugsgebiet, welcher jedoch auf durchschnittlich 62 % bei MNQ-Bedingungen steigt (Abbildung 19). Hillenbrand et al. (2015) berichten, dass unter MQ-Bedingungen der Klarwasseranteil bei circa 20 % liegt und bestätigen damit die Abschätzung dieser Studie. Die relativen Klarwasseranteile bei MQ- und MNQ-Bedingungen sind für das Einzugsgebiet des Neckars in Abbildung 20 und Abbildung 21 dargestellt.

Abbildung 19: Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Neckar unter MQ- und MNQ-Bedingungen

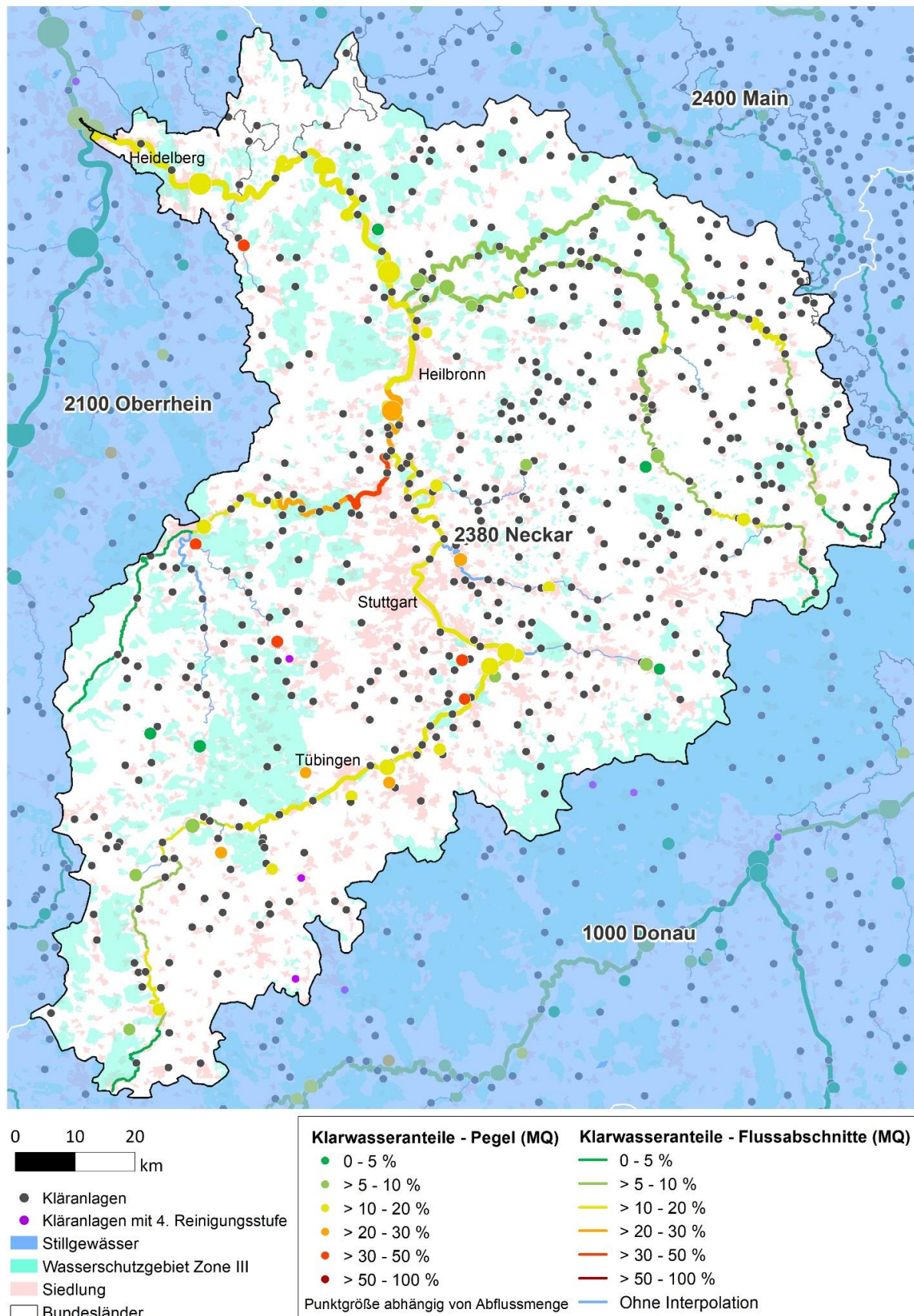


Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Die berechneten Klarwasseranteile am Pegel Rockenau SKA werden durch Angaben in der Literatur bestätigt (Hillenbrand et al. 2015; LUBW 2014). Die drei Kläranlagen, die eine weitergehende Behandlungsstufe mit PAK betreiben (Kläranlagen Albstadt-Lautlingen, Böblingen-Sindelfingen und Hechingen) behandeln ungefähr $0.74 \text{ m}^3/\text{s}$ Abwasser, was einem Beitrag von ca. 3 % am gesamten Abwasseranfall im Einzugsgebiet des Neckars entspricht (DWA - Landesverband Baden-Württemberg 2018). Daher ist davon auszugehen, dass die Qualität des Oberflächengewässers angesichts des geringen relativen Beitrages nicht wesentlich verbessert wird.

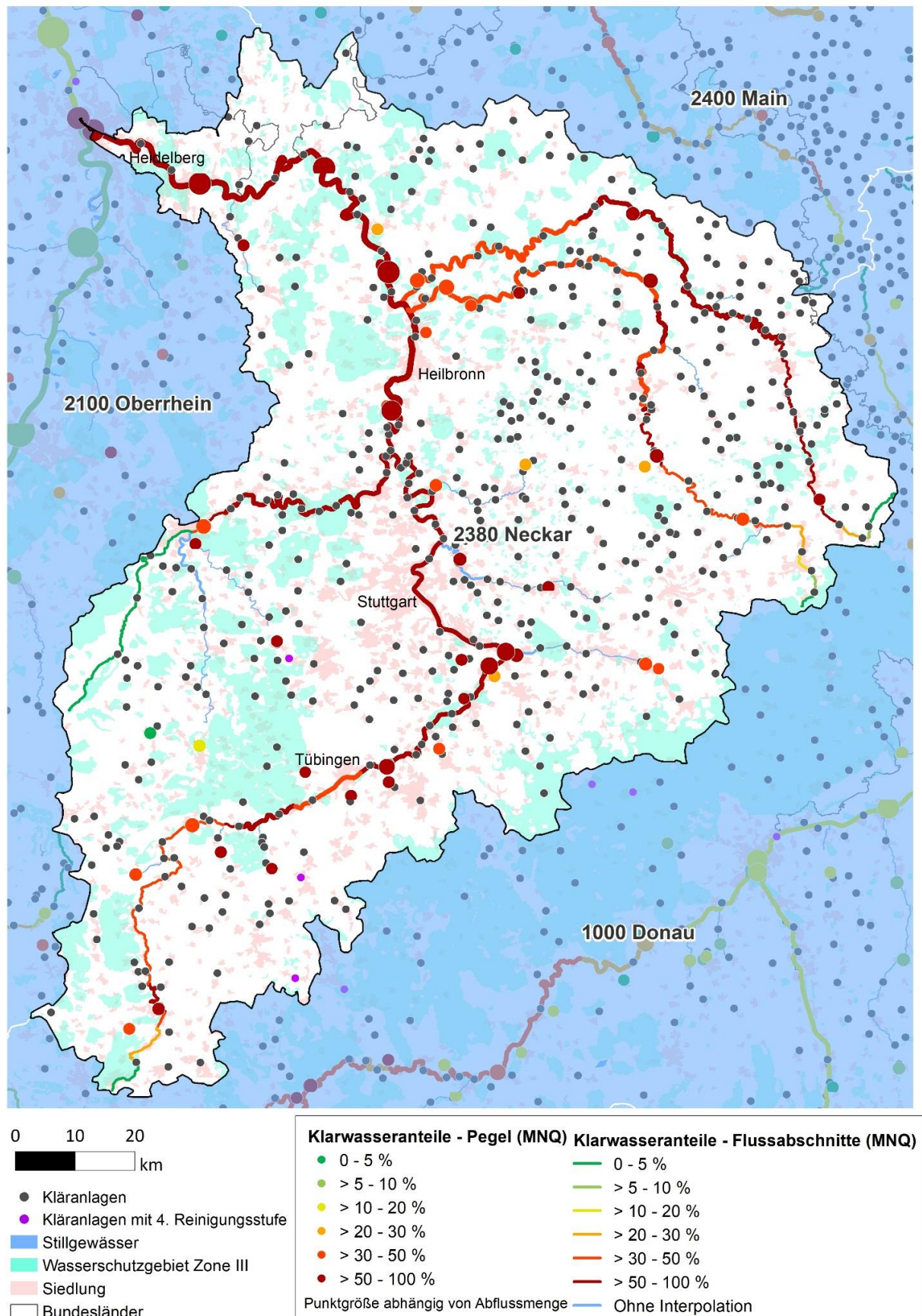
Viele Gemeinden und Städte im Einzugsgebiet des Neckars sind an die Fernwasserversorgung aus dem Bodensee angeschlossen. Dennoch werden in diesem Gebiet auch lokale Ressourcen für die Trinkwasserversorgung genutzt und bei näherer Betrachtung konnten etliche Standorte identifiziert werden, die über eine Uferfiltration ihre Trinkwasserversorgung stützen. Diese befinden sich beispielsweise im Raum Tübingen oder Heilbronn. Allerdings konnten zur Bestätigung von Klarwasseranteilen im Uferfiltrat keine öffentlich zugänglichen quantitativen Daten mit Messwerten konservativer Spurenstoffen identifiziert werden.

Abbildung 20: Klarwasseranteile im Neckar bei MQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 21: Klarwasseranteile im Neckar bei MNQ-Bedingungen



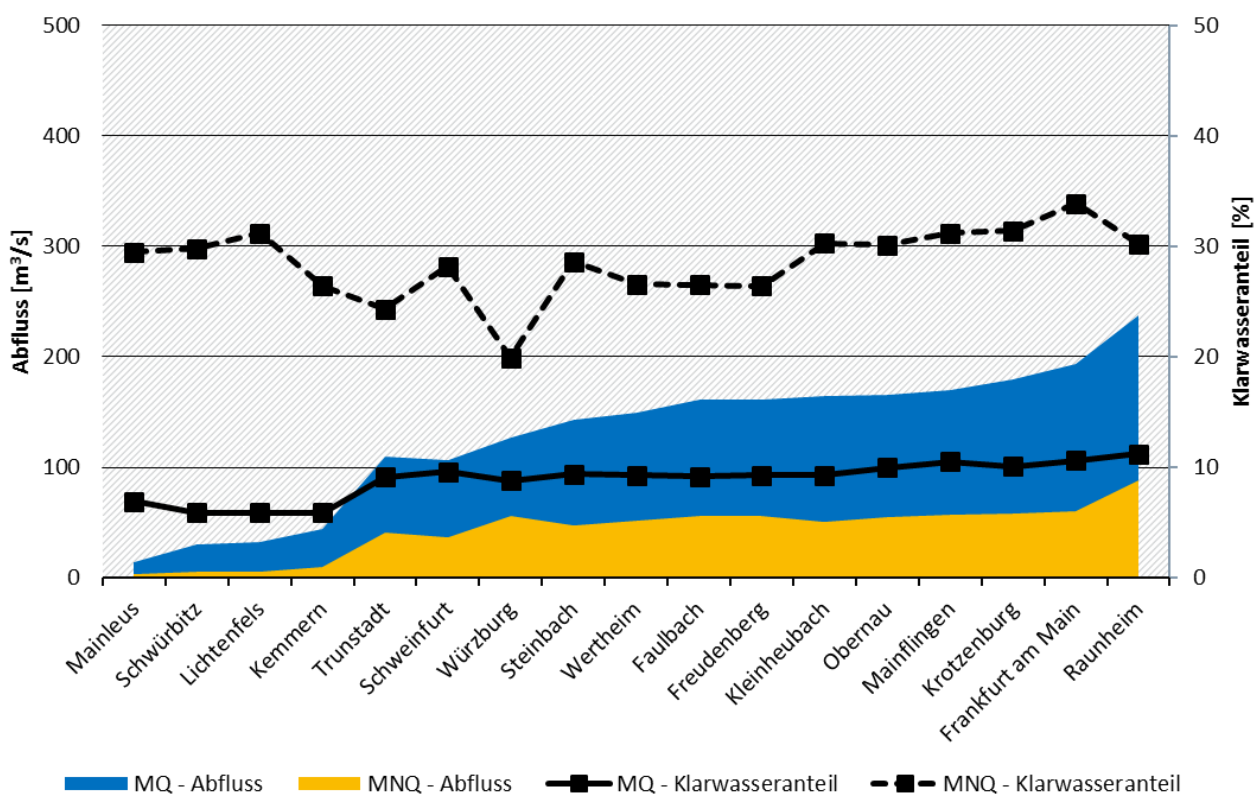
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

5.2 Main

Mit seinen 525 km Länge ist der Main (GKZ 24) der längste rechte Nebenfluss des Rheins und verfügt über ein Einzugsgebiet von 27.292 km². Auf seinem Weg zur Mündung durchquert der Main mit seinen Zuflüssen stark urbanisierte Gebiete wie die Städte Nürnberg, Erlangen, Schweinfurt, Würzburg und Frankfurt am Main. Insgesamt befinden sich 1.080 Kläranlagen im Einzugsgebiet des Mains. Mehr als 50 % dieser Anlagen haben eine Auslegungskapazität von weniger als 1.000 EW. Sie machen jedoch nur etwa 1 % der gesamten Bemessungskapazität von Kläranlagen im Main Einzugsgebiet aus.

Entlang des Mains bleiben die durchschnittlichen Klarwasseranteile mit 9 % bei MQ und 28,5 % bei MNQ relativ stabil, was einen recht gleichmäßigen Eintrag von Klarwasser bei stetiger Abflusserhöhung entlang des Flusses andeutet (Abbildung 22).

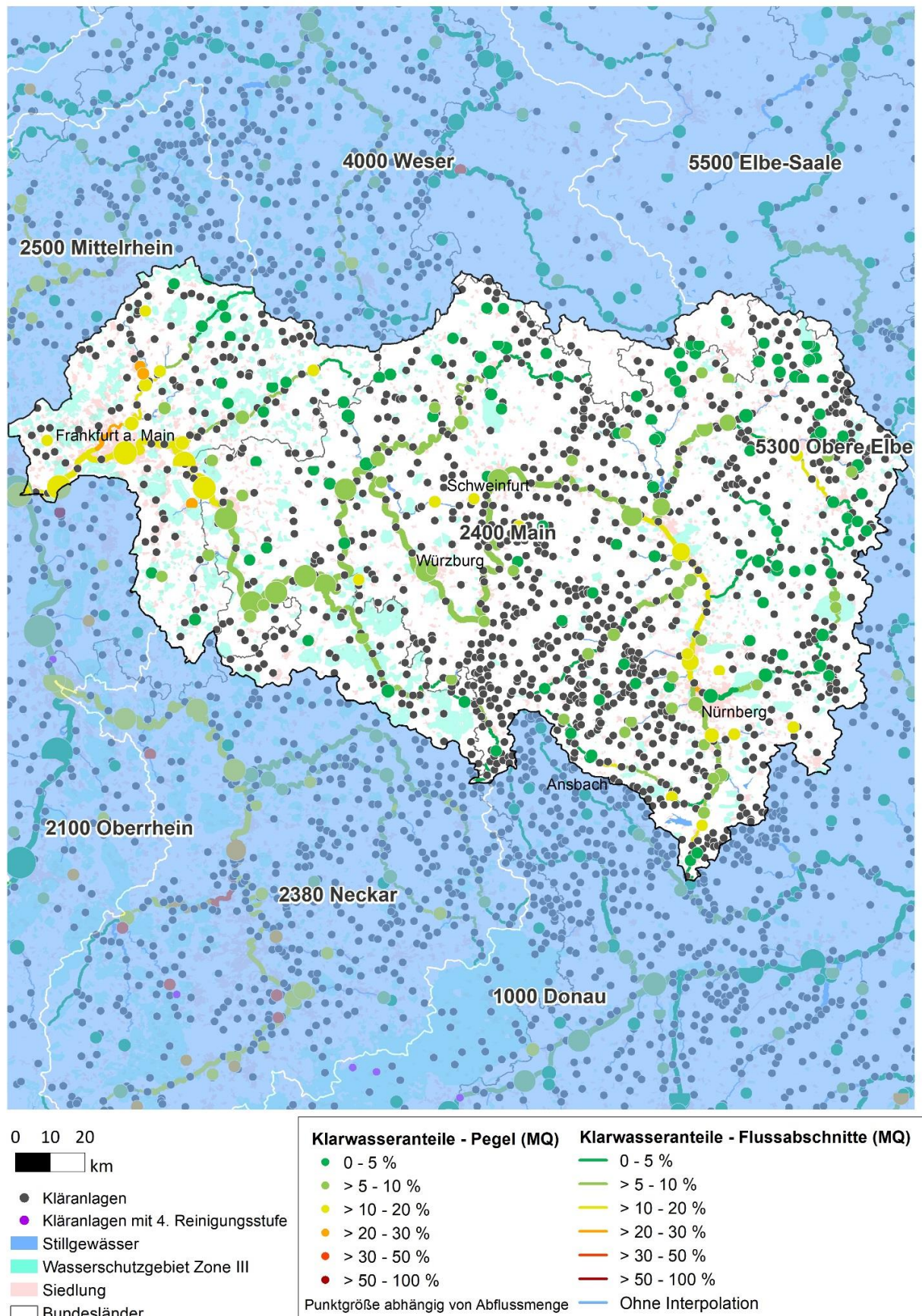
Abbildung 22: Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Main unter MQ- und MNQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

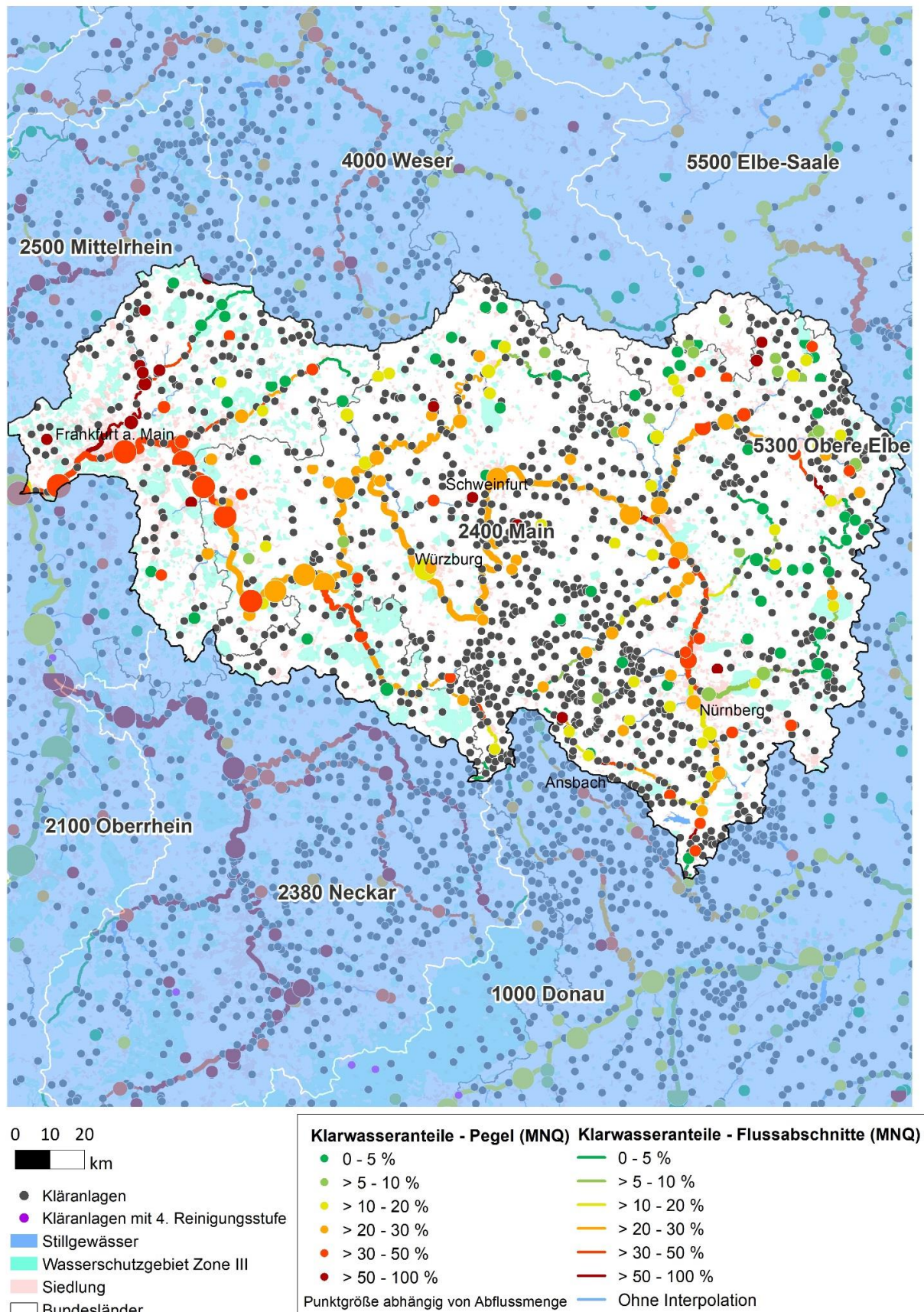
Die relativen Klarwasseranteile bei MQ- und MNQ-Bedingungen sind für das Einzugsgebiet des Mains in Abbildung 23 und Abbildung 24 dargestellt. Bei MQ-Bedingungen liegt der Klarwasseranteil im Durchschnitt für das gesamte Flusseinzugsgebiet bei circa 5 %, bei MNQ-Bedingungen steigt er auf 20,5 %.

Abbildung 23: Klarwasseranteile im Main bei MQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 24: Klarwasseranteile im Main bei MNQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Im Oberlauf des Einzugsgebiets des Mains liegt die Fränkische Rezat, die eine Region mit kleinskaliger Abwassergentsorgung und Trinkwassergewinnung aus lokalen Ressourcen repräsentiert. Die Fränkische Rezat ist ein Fluss zweiter Ordnung in Mittelfranken. Sie ist 77 km lang und bildet zusammen mit der schwäbischen Rezat den Beginn der Rednitz, die schließlich in die Regnitz und weiter in den Main mündet (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2014). Das Einzugsgebiet der Fränkischen Rezat beträgt 456 km² (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2012). Die größte Stadt an der Rezat ist Ansbach mit rund 42.000 Einwohnern (Bayerische Statistikagentur 2018).

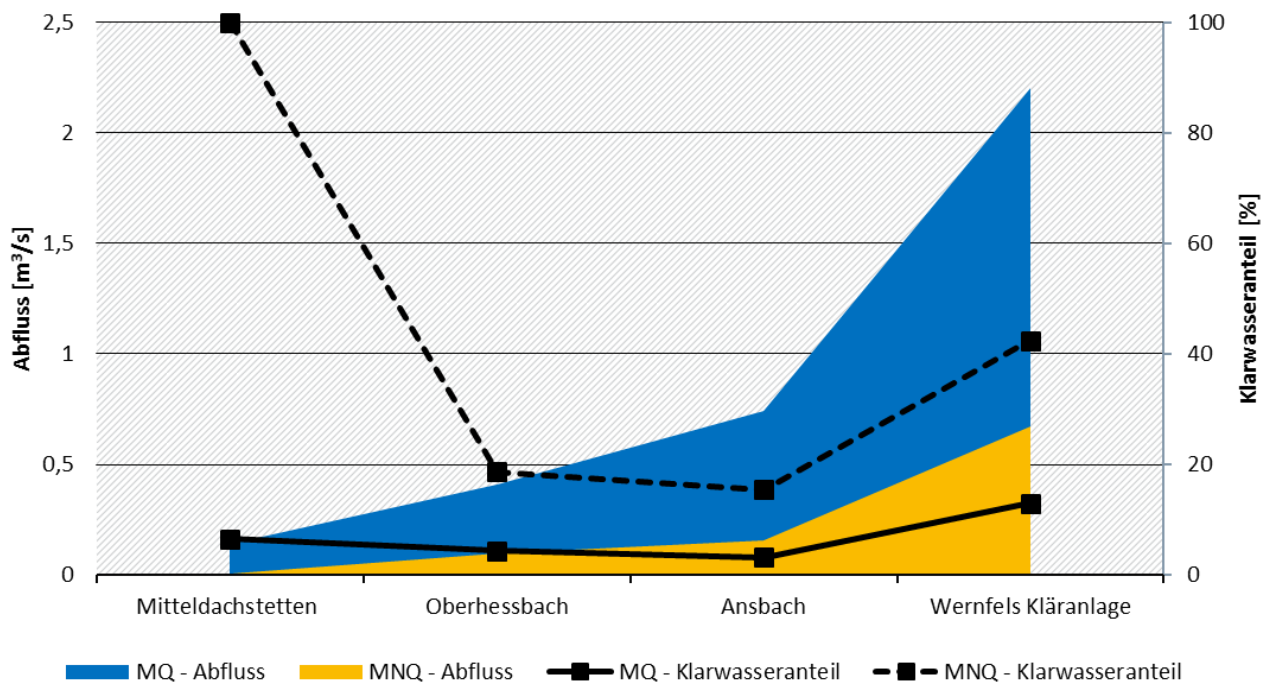
Insgesamt leiten 34 Kläranlagen in die Fränkische Rezat ein. Mehr als 60 % der Kläranlagen haben eine Auslegungskapazität von weniger als 1.000 EW, die in Summe nur 2,3 % der zusammengefassten Auslegungskapazitäten ausmachen. Im Gegensatz dazu trägt allein die Kläranlage der Stadt Ansbach mit einer Kapazität von 125.000 EW mehr als 60 % der aufsummierten Kapazitäten bei. Obwohl die Einleitung von behandeltem Abwasser im Vergleich zu stärker urbanisierten Gebieten in dieser Region eher gering ist, können hohe Klarwasseranteile auftreten, da es sich um ein sehr abflussschwaches Gewässer handelt. Beispielsweise ist der natürliche Abfluss der Fränkischen Rezat am letzten Pegel (Wernfels Kläranlage) vor der Mündung nur 2,2 m³/s (MQ) (Abbildung 25). Nach Altmayer et al. (2017) ist mittel- bis langfristig davon auszugehen, dass Niederschläge und damit Abflüsse in den Fließgewässern im Norden Bayerns im Zuge des Klimawandels sogar zurückgehen, was den Effekt hoher Klarwasseranteile in abflussschwachen Fließgewässern wie der Fränkischen Rezat weiter verstärken würde. Aufgrund nicht ausreichender Grundwasservorkommen in der Region und des Bestrebens, im Freistaat Bayern Trinkwasser lokal zu gewinnen (s. Bayerische Gemeindeordnung), werden auch abflussschwache Gewässer wie die Fränkische Rezat über Uferfiltration für die Trinkwassergewinnung genutzt.

Für eine Abschätzung der Relevanz des Auftretens erhöhter Klarwasseranteile für die Trinkwassergewinnung wurden vertrauliche Messdaten der konservativen Spurenstoffe Carbamazepin, Primidon, 4-Methylbenzotriazol, Sucralose, Oxipurinol sowie des Komplexbildners EDTA, für drei nicht weiter identifizierte Standorte an Main (A und B) und an einem Gewässer II. Ordnung im Oberlauf des Mains (C) ausgewertet (Tabelle 18). Diese vertraulichen Messdaten wurden freundlicherweise vom Bayerischen Landesamt für Umwelt für diese Studie zur Verfügung gestellt. Die ausgewählten Spurenstoffe sind in der Untergrundpassage relativ mobil und verhalten sich unter aeroben-anoxischen Bedingungen persistent (Drewes et al. 2003; Funke et al. 2015; Hellauer et al. 2017; Hoppe-Jones et al. 2010; Regnery et al. 2015). Diese Indikatorsubstanzen sind daher als Marker einer Klarwasserbeeinflussung bei der Uferfiltration gut geeignet. Darüber hinaus hat das Umweltbundesamt Carbamazepin und Oxipurinol mit einem Gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) von jeweils 0,3 µg/l belegt, was deren Relevanz für die Trinkwasserversorgung und menschliche Gesundheit unterstreicht. Weiterhin liegt der GOW für Primidon bei 3,0 µg/l, eine Konzentration die üblicherweise selbst in Kläranlagenabläufen nicht überschritten wird. Für die drei Standorte standen unterschiedlich gut aufgelöste Messdaten aus den Fließgewässern, Förderbrunnen sowie aus den Wasserwerken zur Verfügung. Die Messdaten korrespondieren zum Teil nicht zeitlich miteinander, was partial erhöhte Konzentration der Indikatorsubstanzen in den Brunnen sowie im Wasserwerk im Vergleich zu den gemessenen Konzentrationen im entsprechenden Flussabschnitt erklären könnte (siehe Tabelle 18). Hinzukommt, dass Konzentrationen der Indikatorsubstanzen im Bereich der Nachweisgrenze von wenigen ng/l Schwankungen aufgrund von Messungenauigkeiten unterliegen. Daher wurde die Auswertung der Klarwasserbeeinflussung anstatt nur mit einem Einzelstoff mit mehreren der genannten Indikatorsubstanzen durchgeführt.

Aufgrund der gemessenen Spurenstoffdaten ergibt sich am Standort Main - A demnach anhand der Carbamazepin Konzentrationen von 32 ng/l im Fließgewässer und einer zugrunde gelegten Verdünnungsrechnung ein Uferfiltratanteil von ca. 70 %. Dieser Anteil wird auch durch das Verhalten anderer Indikatorsubstanzen wie EDTA, Methylbenzotriazol sowie Sucralose bestätigt. Dagegen ergibt sich für

Oxipurinol nur ein Uferfiltratanteil von ca. 35%. Unter Berücksichtigung durchschnittlicher Konzentrationen in Kläranlagenabläufen, würde dies je nach Spurenstoff einem Klarwasseranteil von 4-15 % im Uferfiltrat sowie 6-21 % im Fließgewässer entsprechen. Im verwendeten GIS-Modell wurde der Klarwasseranteil im Main unter MQ-Bedingungen mit 9 % ausgewiesen.

Abbildung 25: Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Fränkische Rezat unter MQ- und MNQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Am Standort Main - B treten ähnliche Konzentrationen für EDTA, Carbamazepin, Methylbenzotrizol und Sucralose im Oberflächengewässer auf, allerdings liegt die Konzentration von Oxipurinol hier mit 1.500 ng/l um ein Drittel höher. Ähnliche Konzentrationen dieser Indikatorsubstanzen wurden auch in der Wasserfassung gemessen, was vermuten lässt, dass das Uferfiltrat an diesen Brunnen durch versickertes Oberflächenwasser dominiert ist (ca. 80-100 %). Eine Verdünnung des Rohwassers durch weitere Förderbrunnen reduziert diese Konzentrationen im Rohwasser des Wasserwerks nur unwesentlich mit der Ausnahme der Konzentration von Oxipurinol, die auf 510 ng/l absinkt. Bei Berücksichtigung durchschnittlicher Kläranlagenkonzentrationen für diese Stoffe ergibt sich damit ein Klarwasseranteil von 5-16 % im Uferfiltratbrunnen sowie 6-19 % im Fließgewässer. Dieser Wert bestätigt die Klarwasseranteile für MQ Bedingungen, die im GIS Modell mit 10 % abgeschätzt wurden. Unter Berücksichtigung des GOW für Oxipurinol von 300 ng/l liegt hier eine Überschreitung im Rohwasser des Wasserwerks vor. Unter MNQ Abflussbedingungen könnte sich dieser Wert auf mehr als 1.000 ng/l erhöhen, was einer GOW Überschreitung um den Faktor 3-4 entspräche. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass Uferfiltratanteile von 80 bis 100 % bei Klarwasseranteilen von mehr als 10 % im Oberflächengewässer einen signifikanten Einfluss auf die Rohwasserqualität haben können.

Am Standort Main - C sind aufgrund des insgesamt geringen Abflusses die beobachteten Konzentrationen von Carbamazepin, Methylbenzotrizol, Primidon und Oxipurinol am höchsten. Die Konzentrationen der Indikatorsubstanzen sind im Brunnen deutlich reduziert, was einem Uferfiltratanteil von ca. 20 % entspricht (Schwankungsbreite 7-27 %). Unter der Annahme durchschnittlicher Kläranlagenablaufkonzentrationen ergäbe sich hier ein Klarwasseranteil von ca. 50 % im Oberflächengewässer sowie ca. 10 % im Förderbrunnen bzw. 2-9 % im Rohwasser des Wasserwerks. Obwohl für Oxipurinol

ein konservatives Verhalten in der Untergrundpassage erwartet wurde, zeigte sich eine deutliche Reduktion. Dies mag an diesem Standort auf längere Fließzeiten hindeuten, in denen ältere Uferfiltratanteile niedrigere Oxipurinol Konzentrationen im Fließgewässer repräsentieren. Auch dieses Beispiel unterstreicht, dass auch bei geringeren Uferfiltratanteilen (von ca. 20 %) und bei relativ hohen Klarwasseranteilen (20-50 %) die Rohwasserqualität durch persistente chemische Stoffe nachteilig beeinträchtigt werden könnte.

Tabelle 18: Vorkommen ausgewählter organischer Spurenstoffe (Carbamazepin, CBZ; 4-Methylbenzotriazol, MBTZ.; Sucralose, SUC.; Primidon, PRI; Oxipurinol, OXI) im Fließgewässer, Uferfiltrat und Gesamtrohwasser der Wasserwerke am Main (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2018; vertrauliche Daten).

Standort	Indikator	Konzentration [µg/L]			UF Anteil Brunnen [%]	Klarwasseranteil [%]			
		Fluss	Brunnen	WW Zulauf		Fluss (GIS)	Fluss*	Brunnen*	WW Zulauf*
Main-A	EDTA	4,3	3,0	-	70	9 [MQ]	12	8	-
	CBZ	0,032	0,022	-	69		7	5	-
	MBTZ	0,18	0,12	-	67		6	4	-
	SUC	0,31	0,22	-	71		21	15	-
	OXI	0,98	0,34	-	35		10	4	-
Main-B	EDTA	4,7	5,4	-	100	10 [MQ]	13	15	-
	CBZ	0,048	0,045	0,063	94		10	9	13
	MBTZ	0,19	0,16	0,15	84		6	5	5
	SUC	0,29	0,16	0,22	55		19	11	15
	OXI	1,5	1,6	0,51	100		15	16	5
Main -C (Gewässer II. Ordnung im Oberlauf des Mains)	CBZ	0,22	0,058	0,041	26	42 [MNQ]	46	12	9
	MBTZ	1,9	0,33	0,15	17		59	10	5
	PRI	0,078	0,021	0,013	27		39	11	7
	OXI	4,5	0,3	0,22	7		46	5	2

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

*Kalkulation der KW-Anteile basiert auf vor Ort gemessenen Konzentrationen (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2018; vertrauliche Daten). sowie einer durchschnittlichen Kläranlagen Ablaufkonzentrationen für Carbamazepin von 0,478 µg/l (Klasmeier et al. 2011), Primidon von 0,2 µg/l (Letzel et al. 2010), 4-Methylbenzotriazol von 3,2 µg/l (LUBW 2014), Sucralose von 1,5 µg/l (LUBW 2014), EDTA von 36 µg/l (LUBW 2014) und für Oxipurinol von 9,8 µg/l (Funke et al. 2015).

5.3 Rhein

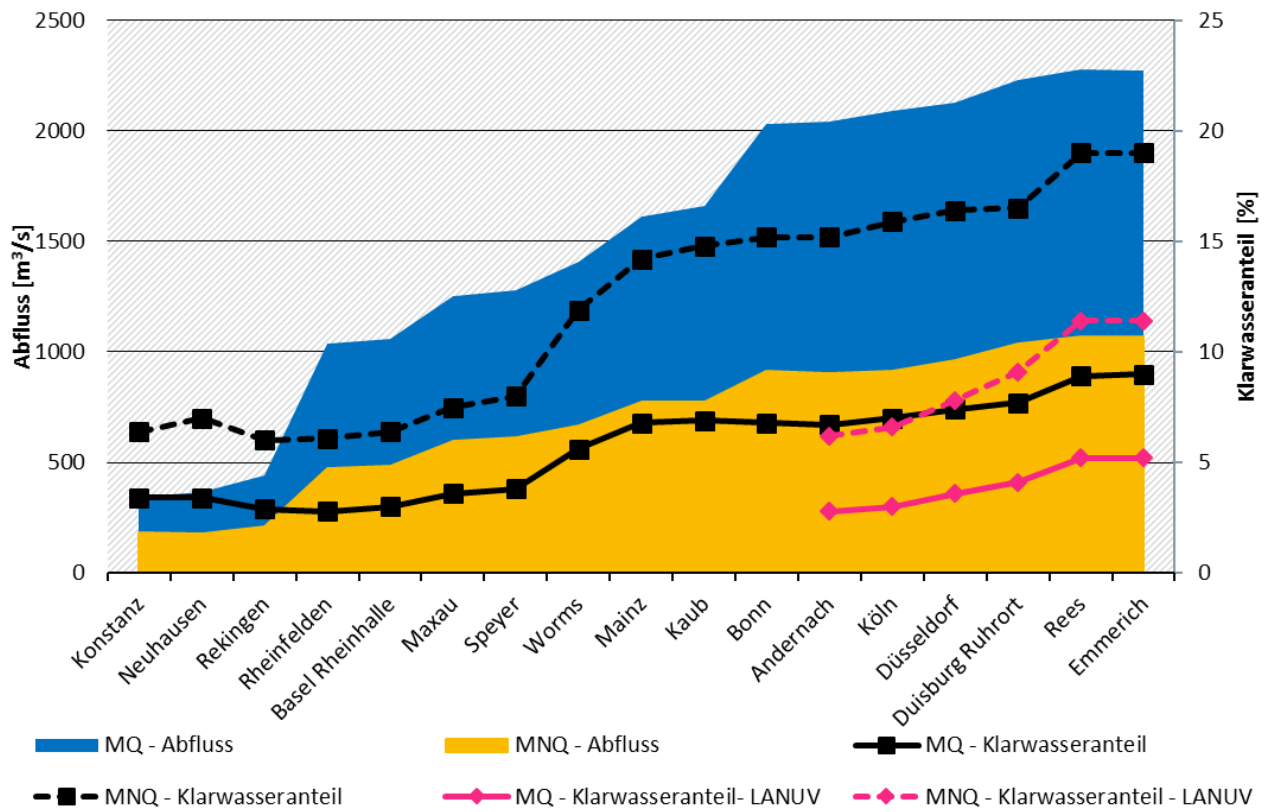
Der Rhein (GKZ 2) ist eine der größten Trinkwasserressourcen in Deutschland. Insbesondere die Wasserversorgung der Bundesländer Nordrhein-Westfalen (NRW), Rheinland-Pfalz und Hessen ist auf diese Ressource angewiesen. Im Vergleich zu den Nebenflüssen Main und Neckar hat der Rhein einen viel höheren natürlichen Abfluss, wodurch eingeleitetes kommunales und industrielles Abwasser besser verdünnt wird. Der Beitrag großer Ballungszentren im Rheineinzugsgebiet kann lokal dennoch die Qualität des Gewässers negativ beeinflussen. Außerdem kann die Ausbreitung der Klarwasserfahne im

abflussstarken Rhein über mehrere Kilometer Bestand haben (Bleninger et al. 2006), weshalb sich der Klarwasseranteil in der Praxis an vielen Standorten entlang des Rheins höher darstellen kann als im Modell errechnet. Neben Baden-Württemberg verfolgt auch Nordrhein-Westfalen (NRW) mit der Einführung einer weitergehenden Abwasserbehandlung für organische Spurenstoffe (sogenannte ‚4. Reinigungsstufe‘) das Ziel, die Qualität der aufnehmenden Gewässer zu verbessern (ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe 2018). Insgesamt liegen 1.609 Kläranlagen im deutschen Teil des Rheineinzugsgebiets.

Der Klarwasseranteil wurde für 17 Pegel entlang des Rheins berechnet (Abbildung 26). Anders als bei Main und Neckar ist ein deutlicher Anstieg des Klarwasseranteils flussabwärts zu verzeichnen. Im Auftrag der Landesanstalt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) wurde in einer Studie der Klarwasseranteil in den Flussabschnitten in NRW anhand der tatsächlich eingeleiteten Fracht basierend auf Einwohnergleichwerten (EW) berechnet (Buchholz et al. 2014). Im Rahmen dieser Studie wurden Regionalisierungsdaten für die Abflüsse entlang des Rheins verwendet, welche MNQ und MQ Bedingungen für jedes Flussegment in NRW bereitstellen. Für die Summe der Fracht aus anderen Bundesländern sowie Anrainerstaaten in den Rhein wurden sogenannte virtuelle Kläranlagen mit der Summe der Fracht (in EW) flussaufwärts an den Grenzübergängen positioniert. Die Ergebnisse dieser Abschätzung sind in Abbildung 26 als gelbe Linien dargestellt.

Basierend auf dem GIS-Modell liegt bei MQ Bedingungen der durchschnittliche Klarwasseranteil entlang des Rheins bei circa 6 %, während sich bei MNQ Bedingungen der Anteil verdoppelt (Abbildung 26). Die Klarwasseranteile wurden in der Studie der LANUV für die letzten sechs dieser Pegel bis zur Mündung berechnet. Im Vergleich zu dieser Studie lagen die ermittelten Klarwasseranteile dabei um einen Faktor 2 niedriger. Die Abweichung der berechneten Klarwasseranteile könnte sich aus der unterschiedlichen zugrunde gelegten Datenlage zu den Kläranlagen ergeben haben. In dieser Studie werden zum Großteil die tatsächlichen JKWM der Kläranlagen berücksichtigt, während in der Studie der LANUV nur die eingehende Fracht basierend auf EW verwendet wurde. Allerdings zeigen beide Ergebnisse einen ähnlichen Trend entlang des Flusses.

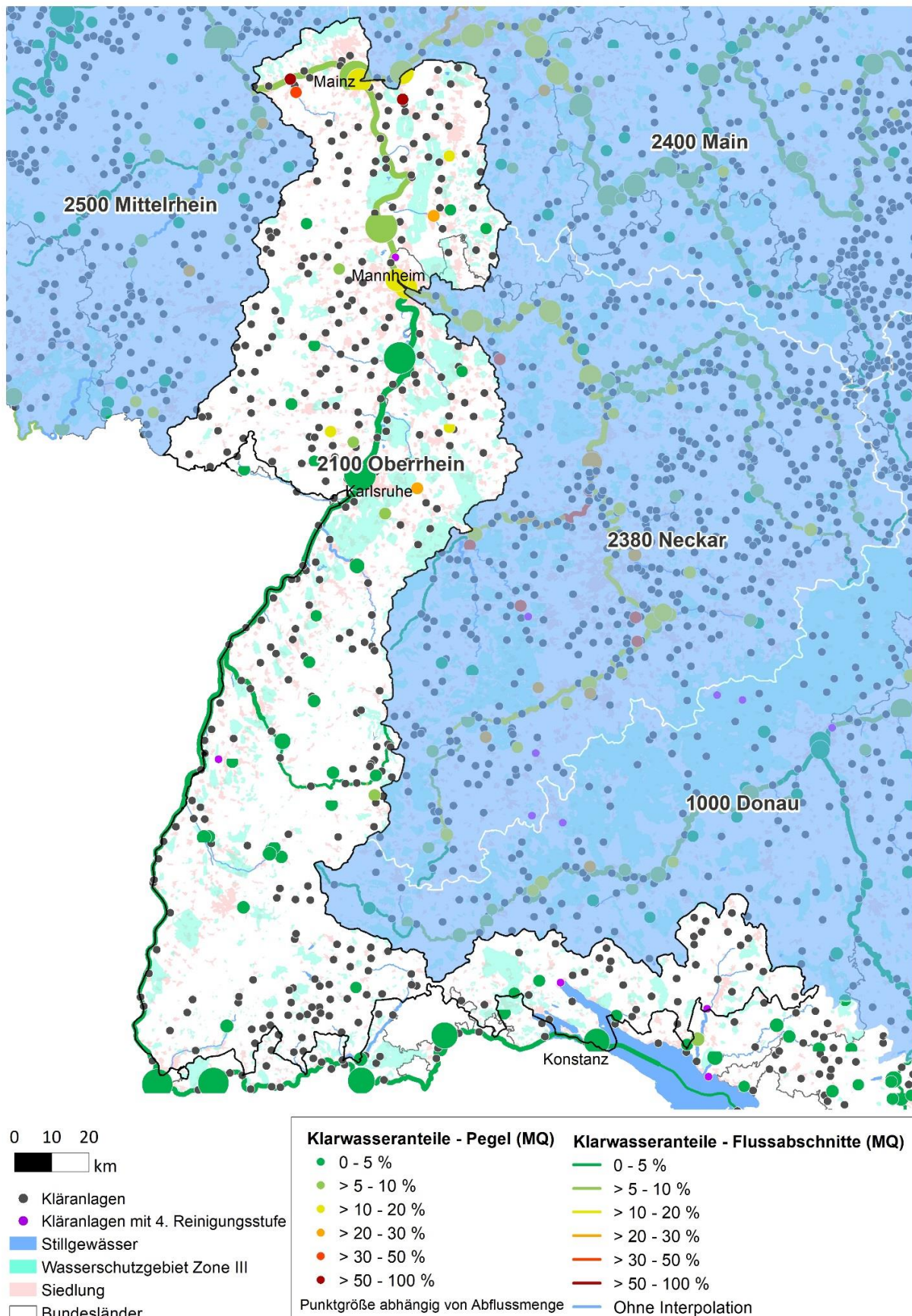
Abbildung 26: Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Rhein unter MQ- und MNQ-Bedingungen. Vergleich der Klarwasseranteile von LANUV mit dieser Studie



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

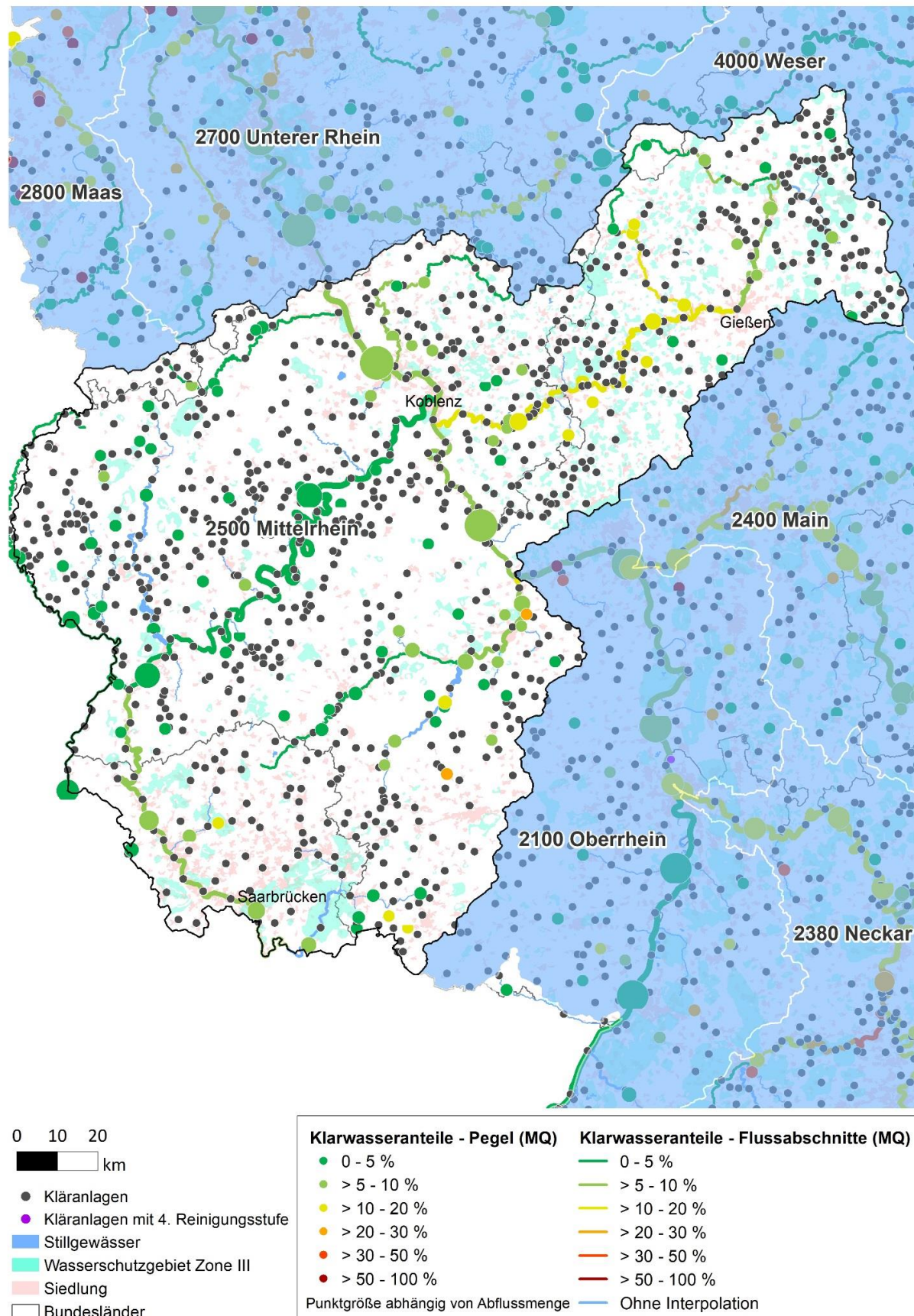
Die berechneten Klarwasseranteile unter MQ- und MNQ-Bedingungen sind für das gesamte Flusseinzugsgebiet des oberen, mittleren und unteren Rheins in den Abbildung 27 bis Abbildung 32 dargestellt. Während entlang des Rheinhauptstroms unter MNQ-Bedingungen ein Klarwasseranteil von mehr als 20-30 % kaum überschritten wird, herrschen in verschiedenen Nebenflüssen der Einzugsgebiete des Nieder- und Mittelrheins Klarwasseranteile von mehr als 50 % vor.

Abbildung 27: Klarwasseranteile im oberen Rhein unter MQ-Bedingungen



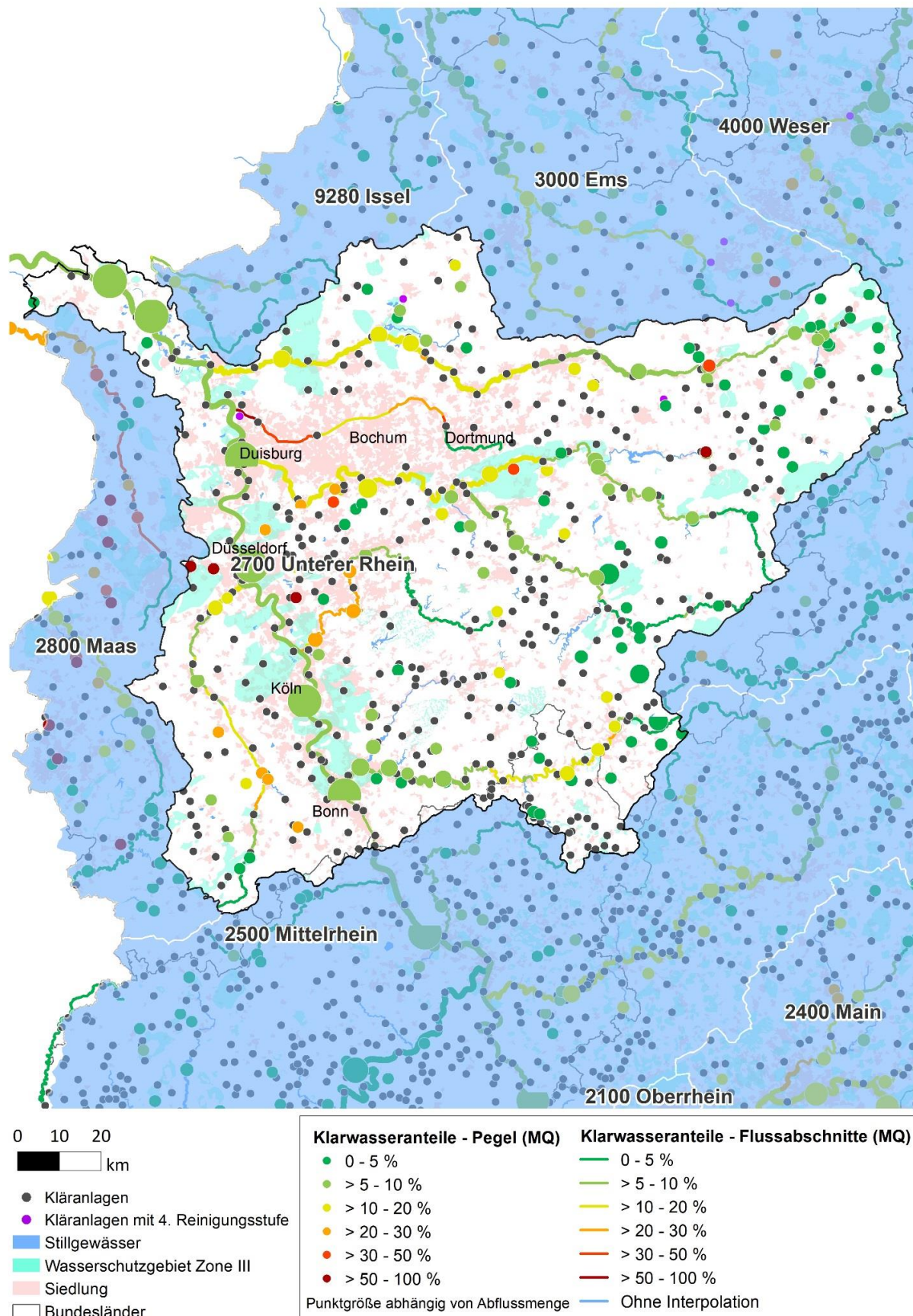
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 28: Klarwasseranteile im mittleren Rhein unter MQ-Bedingungen



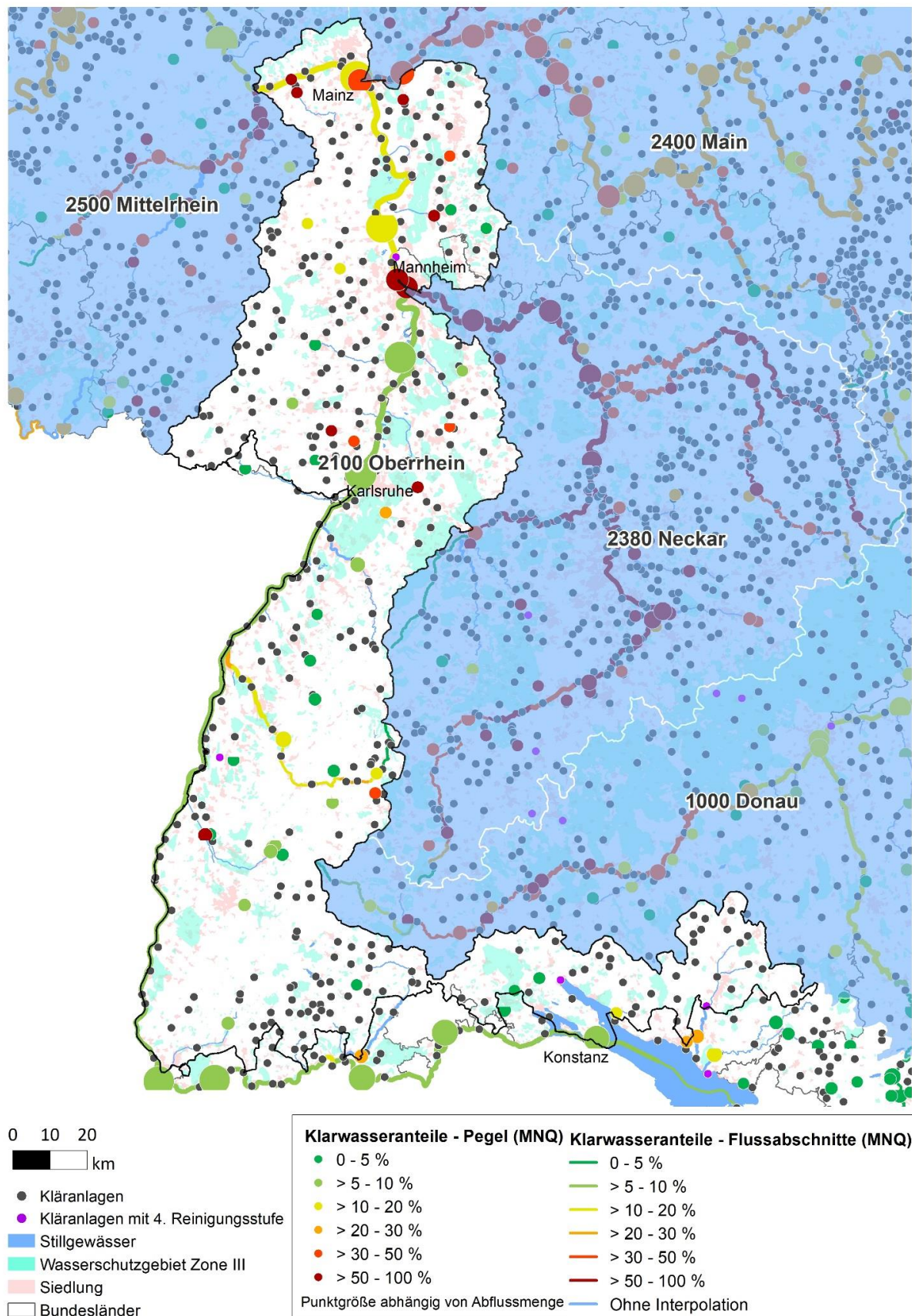
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 29: Klarwasseranteile im unteren Rhein unter MQ-Bedingungen



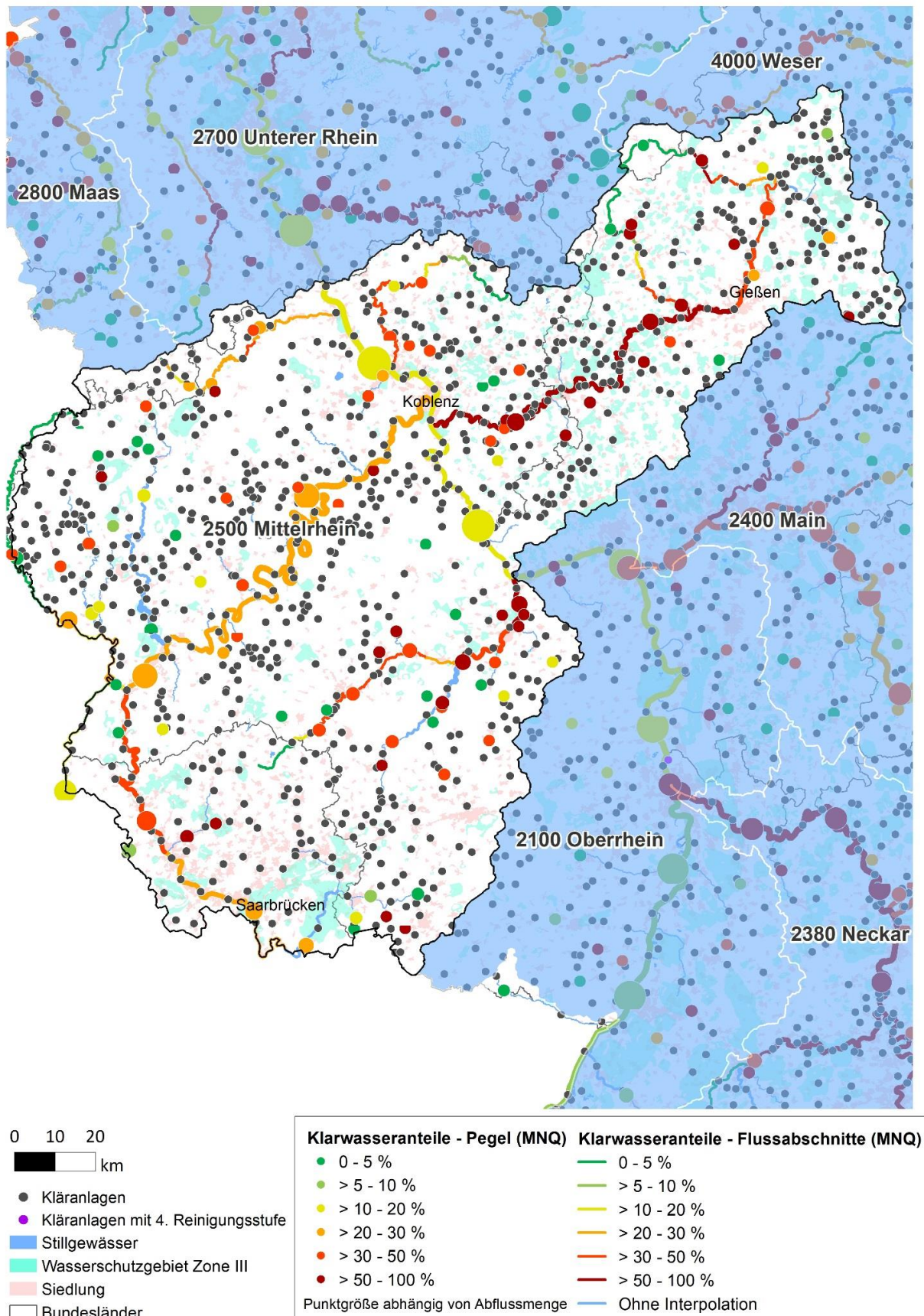
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 30: Klarwasseranteile im oberen Rhein unter MNQ-Bedingung



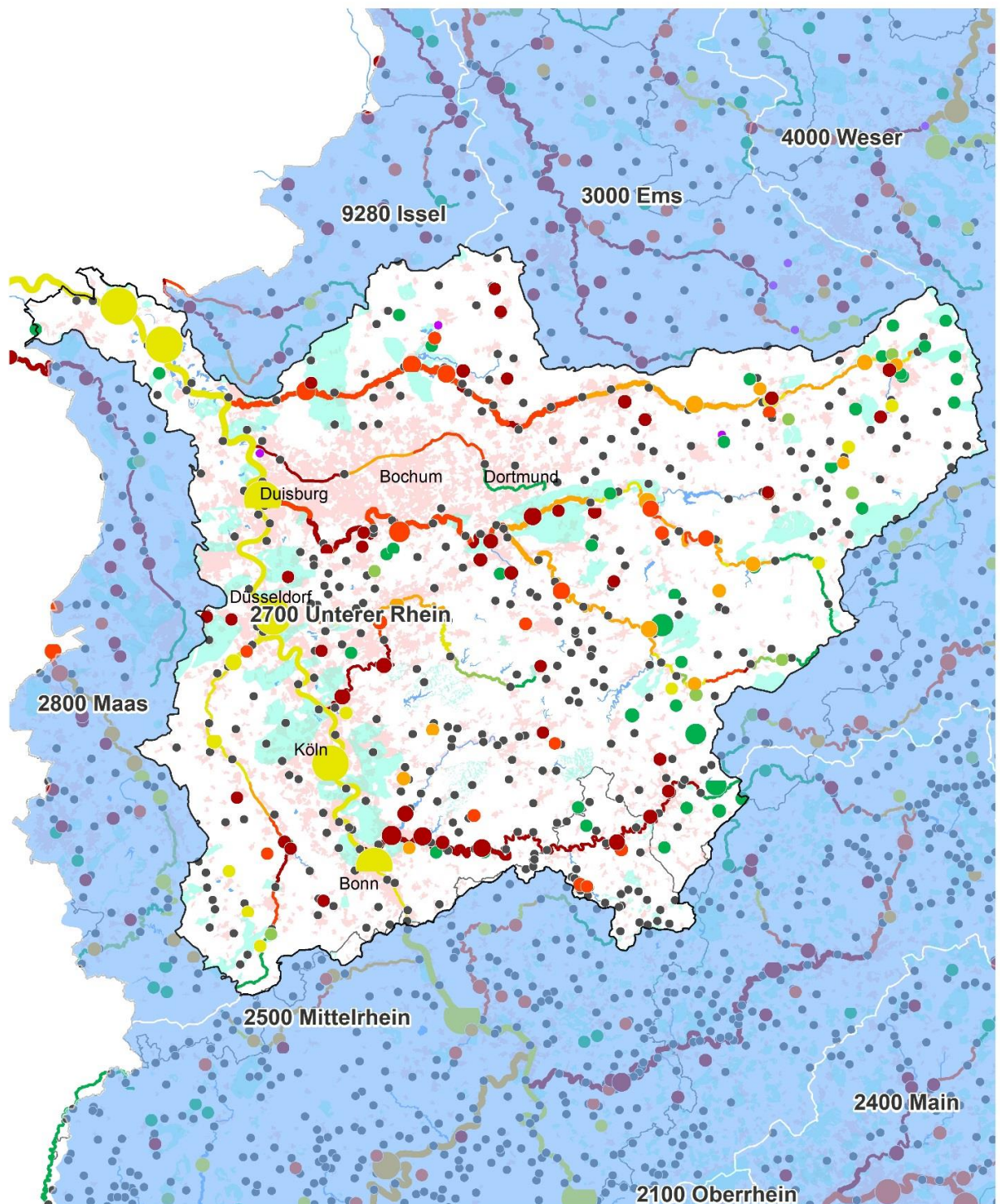
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 31: Klarwasseranteile im mittleren Rhein unter MNQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 32: Klarwasseranteile im unteren Rhein unter MNQ-Bedingungen



0 10 20
km

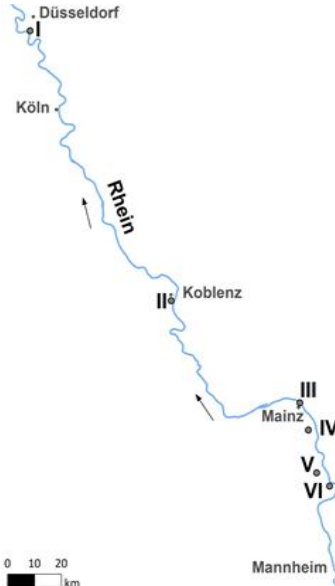
- Kläranlagen
- Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe
- Stillgewässer
- Wasserschutzgebiet Zone III
- Siedlung
- Bundesländer

Klarwasseranteile - Pegel (MNQ)	Klarwasseranteile - Flussabschnitte (MNQ)
● 0 - 5 %	— 0 - 5 %
● > 5 - 10 %	— > 5 - 10 %
● > 10 - 20 %	— > 10 - 20 %
● > 20 - 30 %	— > 20 - 30 %
● > 30 - 50 %	— > 30 - 50 %
● > 50 - 100 %	— > 50 - 100 %
Punktgröße abhängig von Abflussmenge	— Ohne Interpolation

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Die Trinkwassergewinnung über Uferfiltration entlang des Rheins hat eine lange Tradition und wird seit mehr als 100 Jahren praktiziert. Die Einflüsse von kommunalen und insbesondere industriellen Abwässern sowie von landwirtschaftlichen Einträgen auf die Trinkwasserversorgung sind seit Jahrzehnten bekannt. Die lokalen WVUs haben daher reagiert und viele Unternehmen, die entlang des Rheinhauptstroms Uferfiltrat gewinnen, verwenden seit vielen Jahren bei der Rohwasseraufbereitung zusätzliche Behandlungsverfahren wie Oxidation, Aktivkohlefiltration und Desinfektion (Tabelle 19). Anhand der Abschätzungen des GIS-Modells liegen die Klarwasseranteile im Rhein unter MNQ-Bedingungen in der Nähe von diesen Wassergewinnungsanlagen im Bereich von 12 bis 16 %.

Tabelle 19: Klarwasseranteile im Fließgewässer und Uferfiltratanteile im Rohwasser der Wasserwerke entlang des Rheins einschließlich eingesetzter weitergehender Aufbereitungsverfahren in den jeweiligen Wasserwerken nach Angaben der Betreiber.

Wasserwerk		Klarwasseranteile im Fluss (MNQ-GIS) [%]	Uferfiltrat im Rohwasser [%]	Fließzeit [Tage]	Brunnentiefe [m]	Entfernung zum Ufer [m]	Oxidation [Ozon]	Adsorption [Aktivkohle]	Desinfektion (ClO ₂ , Cl ₂ und UV)	Literatur
	I. Flehe*	16	~75	~ 21	8-10	60-70	✓	✓	✓	(IAWR 2000; SWD 2018; Zippel et al. 2010)
	II. Oberwerth	15	100	8-100	15	450	✗	✓	✓	(IAWR 2000; VWM 18.01.2016)
	III. Petersaue	14	100	-	20	50-80	✗	✓	✓	(IAWR 2000; Mainzer Netze GmbH 2018)
	IV. Bodenheimer	14	80	25	11-14	210	✓	✓	✓	(IAWR 2000; WVR 2018)
	V. Guntersblum	12	90	35	30-60	180	✓	✓	✓	(IAWR 2000; WVR 2018)
	VI. Eich	12	100	-	-	-	✗	✓	✓	(IAWR 2000)

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

*Zusätzlich zu den Daten aus angegebenen Quellen wurden vertrauliche Daten von den Stadtwerken Düsseldorf AG für diese Studie verwendet.

Für das Wasserwerk Flehe der Stadtwerke Düsseldorf AG wird ein Klarwasseranteil von 10 % im Fließgewässer sowie ein Uferfiltratanteil von 79 % durch die Präsenz von Carbamazepin bestätigt (Tabelle 20). Das Rohwasser mit 8 % Klarwasseranteil wird anschließend nach dem sogenannten Düsseldorf Verfahren (d.h. Ozonierung gefolgt von Aktivkohlefiltration) weiter aufbereitet. Die erhöhten

Risiken, die potenziell mit dem Auftreten persistenter und gesundheitlich relevanter organischer Spurenstoffe verbunden sind, werden hier durch technische Barrieren adäquat adressiert.

Als weiteres Beispiel zur Einordnung der Relevanz von erhöhten Klarwasseranteilen im Uferfiltrat wird das Einzugsgebiet des Oberrheins betrachtet (Abbildung 27). Das Hessische Ried ist ein wichtiges Trinkwassergewinnungsgebiet für den Rhein-Main Ballungsraum. Im Norden des Gerätsbaches fördert das Wasserwerk Walldorf der Stadtwerke Möhrfelden-Walldorf Rohwasser für die Trinkwassergewinnung. Obwohl sich der erste Brunnen dieser Entnahmegalerie ca. 2,5 km nördlich des Flusses befindet, wurden im extrahierten Wasser erhöhte Konzentrationen ausgewählter organischer Spurenstoffe detektiert (Berthold et al. 2016) (Tabelle 20). Trotz der deutlichen Distanz besteht dennoch aufgrund der hydrogeologischen Beschaffenheit des Untergrundes und der induzierten Fließrichtung eine Verbindung zum Oberflächengewässer, allerdings mit entsprechend langen Fließzeiten.

Tabelle 20: Vorkommen von Carbamazepin (CBZ) und Oxipurinol (OXI) in Oberflächengewässer sowie der Grundwassermessstelle und dem Förderbrunnen an den Wasserwerken Walldorf* und Flehe**

Standort	Indikator	Konzentration [$\mu\text{g/l}$]			UF Anteil [%]	Klarwasseranteil [%]		
		Fluss	GWM	Brunnen	Brunnen	Fluss	GWM	Brunnen
Vorfluter (Hessisches Ried) - WW Walldorf	CBZ	0,37	0,79	0,2	54	77	100	42
	OXI	1,9	5,3	<BG	-	19	54	0
Rhein - WW Flehe	CBZ	0,047	0,030	0,037	79	10	6	8

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

*Alle Daten (inkl. KA Ablauf Konzentrationen) für Hessisches Ried/Walldorf aus Berthold et al. (2016)

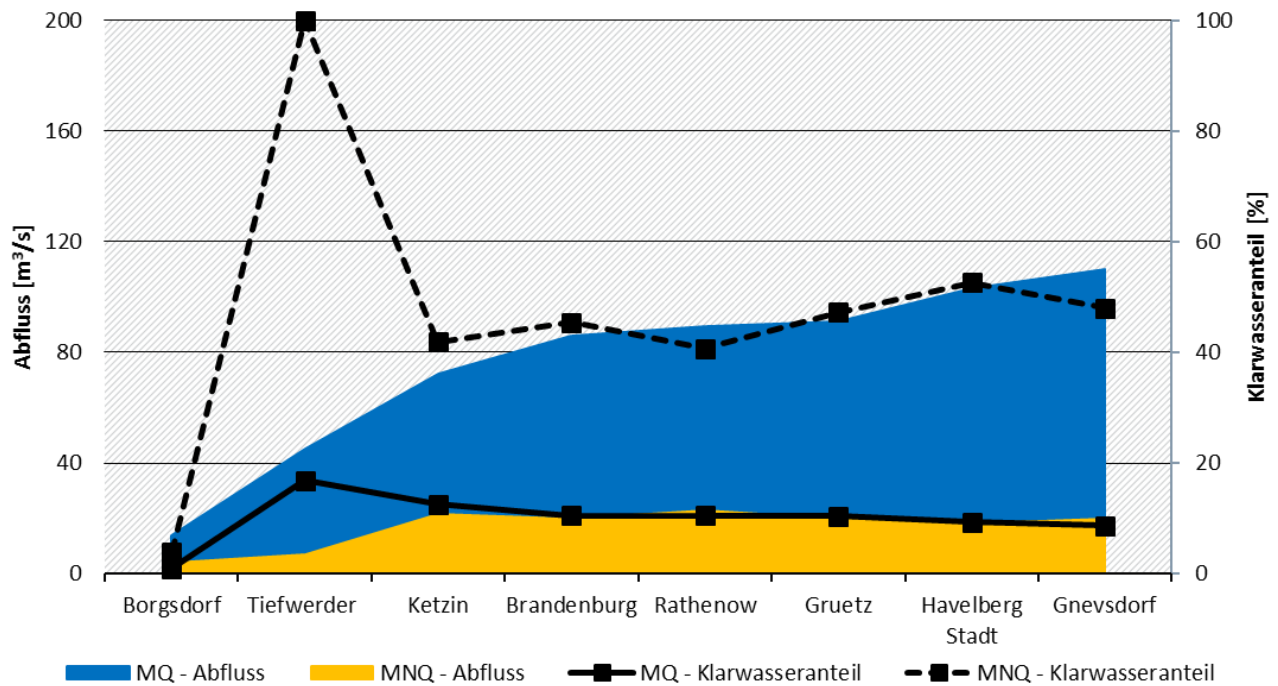
**WW Flehe: Kalkulation der KW-Anteile basiert auf vor Ort gemessenen Konzentrationen (Stadtwerke Düsseldorf AG 2018; vertrauliche Daten) sowie einer durchschnittlichen Kläranlagen Ablaufkonzentrationen für Carbamazepin von 0,478 $\mu\text{g/l}$ (Klasmeier et al. 2011).

5.4 Havel

Die Havel (GKZ 58) ist ein 333,7 km langer Strom mit einem Einzugsgebiet von 23 858 km² (Landeshauptstadt Dresden). Seine Quelle liegt in Mecklenburg-Vorpommern und der Fluss mündet an der Grenze zwischen Brandenburg und Sachsen-Anhalt in die Elbe. Der größte Teil seines Fließweges liegt in Brandenburg (285 km). 179 Kläranlagen mit einer Gesamtkapazität von 5,8 Millionen EW leiten ihr Abwasser in das Einzugsgebiet der Havel ab. Die größte Stadt im Einzugsgebiet der Havel ist Berlin. Die Berliner Kläranlagen mit einer Kapazität von >100.000 EW tragen mehr als 80 % zur gesamten Abwassereinleitung im Haveleinzugsgebiet bei.

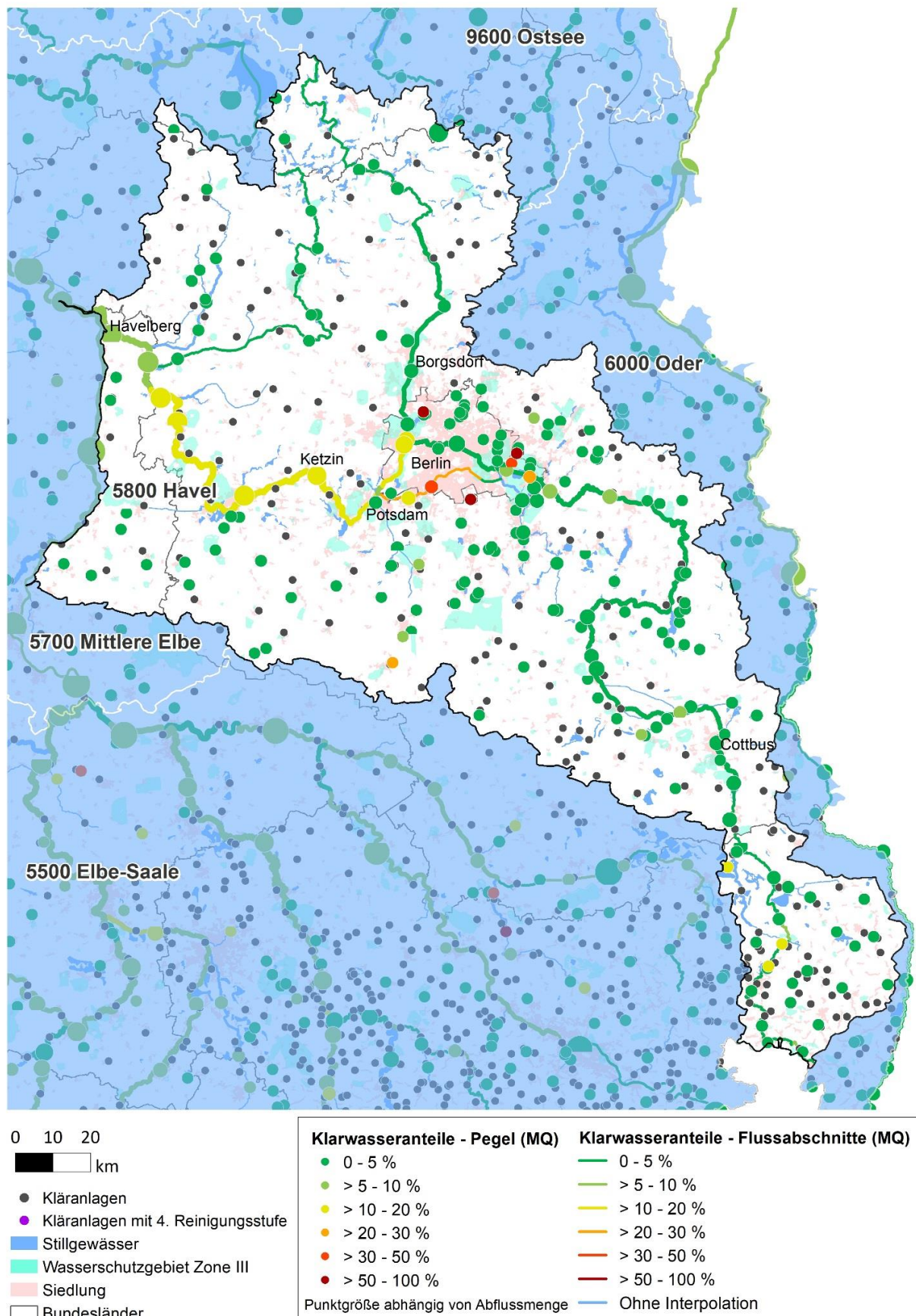
Das Abflussverhalten der Havel sowie die Klarwasseranteile unter MQ- und MNQ-Bedingungen sind in Abbildung 33 dargestellt. In Berlin liegt der Klarwasseranteil am Pegel Tiefwerder bei ca. 18 % (MQ-Bedingungen) und unterhalb Berlins im Durchschnitt bei 10 %. Unter MNQ-Bedingungen kann der Klarwasseranteil in Berlin aufgrund des geringen natürlichen Abflusses der Havel auf bis zu 100 % steigen. Unterhalb Berlins liegt der Klarwasseranteil bei Niedrigwasserbedingungen im Schnitt bei 45 %. Die räumliche Verteilung der Klarwasseranteile im Einzugsgebiet der Havel ist für MQ- und MNQ-Bedingungen in Abbildung 34 und Abbildung 35 dargestellt.

Abbildung 33: Abflusswerte und Klarwasseranteile an den Pegeln entlang des Flusses Havel unter MQ- und MNQ-Bedingungen



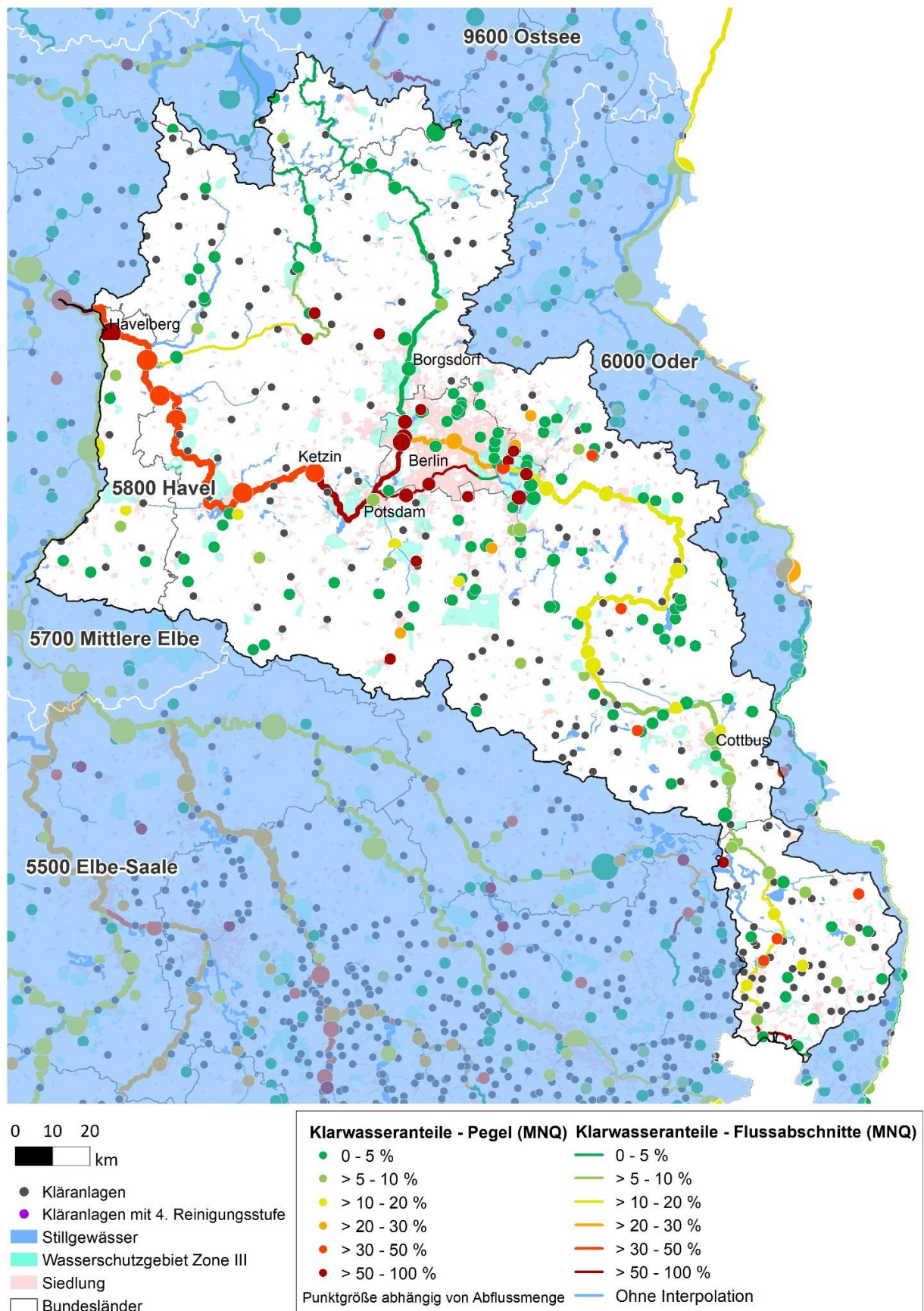
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 34: Klarwasseranteile in der Havel bei MQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 35: Klarwasseranteile in der Havel bei MNQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Die Uferfiltration entlang der Havel ist eine seit mehr als 100 Jahren im Berliner Raum etablierte Praxis für die öffentliche Trinkwasserversorgung (Heberer et al. 2004). Rund 75 % des Trinkwassers für Berlin werden mittels Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung gewonnen (Hannappel et al. 2014; Statistisches Bundesamt 2015). Die Uferfiltrationsgallerien und Versickerungsanlagen der Berliner Wasserbetriebe (BWB) befinden sich in unmittelbarer Nähe zu Flüssen und Seen (Massmann et al. 2006).

Die BWB betreiben unter anderem das Wasserwerk Tegel, das am Tegeler See im Westen Berlins liegt. Es stellt die Wasserversorgung für etwa 0,8 Millionen Einwohner über Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung sicher. Die abgegebene Fördermenge versorgt etwa 25 % der gesamten Berliner Bevölkerung (Schimmelpfennig et al. 2016). Der Tegeler See wird durch den Nordgraben und das Tegeler Fließ gespeist und ist hydraulisch mit der Oberhavel verbunden. Der berechnete Klarwasseranteil im Nordgraben beträgt 100 % bei MNQ- und 89 % bei MQ-Bedingungen unter der Annahme, dass die Kläranlage Schönerlinde ausschließlich in dieses Oberflächenwasser einleitet. Vorherige Studien berichteten ähnliche Klarwasseranteile von 70-90 % (Jekel et al. 2013) sowie von mehr als 75 % (Massmann et al. 2004). Nach dem Zusammenfluss von Nordgraben und Tegeler Fließ, unmittelbar vor dem Tegeler See, beträgt der berechnete Klarwasseranteil 68 % bei MQ- und 100 % bei MNQ-Bedingungen. Dies entspricht der Abschätzung von 73-78 % bei MNQ-Bedingungen nach (Ziegler 2001). Unter der Annahme eines stationären Zustandes wäre der berechnete Klarwasseranteil im gesamten See der gleiche wie im einzigen Zufluss. Dies berücksichtigt jedoch nicht die Pufferung von hohen und niedrigen Abflüssen durch den Wasserkörper und Wechselwirkungen mit der tangential fließenden Havel. Nach Jekel et al. (2013) beträgt der Klarwasseranteil im See bis zu 40 %, nach Ziegler (2001) sind es 17-35 %. Diese Werte decken sich mit den anhand von Carbamazepin und Oxipurinol Konzentrationen berechneten Klarwasseranteilen im See (33 bzw. 17 %) (Tabelle 21). Horizontale und vertikale Variationen der Konzentrationen ausgewählter Indikatorsubstanzen für Klarwassereinfluss deuten jedoch auf eine heterogene Verteilung des Klarwassers im See hin (Massmann et al. 2004; Schimmelpfennig et al. 2016). Insgesamt befinden sich 133 Brunnen des Wasserwerks Tegel rund um den See und auf den beiden Inseln Baumwerder (10 Brunnen) und Scharfenberg (1 Brunnen). Die mittlere Verweilzeit des Uferfiltrats vom See in die Brunnen beträgt etwa 3 bis 6 Monate (Ziegler 2001; Massmann et al. 2004; Jekel et al. 2013). Daher werden Pathogene während der Uferfiltration sicher entfernt. Das geförderte Rohwasser besteht zu etwa 75-80 % aus Uferfiltrat und zu 20-25 % aus landseitigem Grundwasser (Jekel et al. 2013; Ziegler 2001).

Tabelle 21: Vorkommen von Carbamazepin (CBZ) und Oxipurinol (OXI) in Oberflächengewässern und Grundwasser am Wasserwerk Tegel, Berlin.

Standort	Indikator	Konzentration [µg/l]		UF Anteil [%]	Klarwasseranteil [%]		Klarwasseranteil im Reinwasser [%]
		Tegeler See	Brunnen*	Brunnen	Fluss	Brunnen	
Havel - WW Tegel	CBZ	0,59	0,3	100	33	17	13-14
	OXI	1,7	1,8	100	17	18	

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

*Kläranlagen Ablaufkonzentrationen für Carbamazepin 0,478 [µg/L] Altmann et al. (2014) und für Oxipurinol 9,8 [µg/L] (Funke et al. 2015). Spurenstoffkonzentrationen aus Tegeler See für Carbamazepin (Schimmelpfennig et al. 2016) und für Oxipurinol nach (Hellauer et al. 2017). Durchschnittliche Spurenstoffkonzentrationen basierend auf 4 Brunnen nach (Hellauer et al. 2017). Spurenstoffkonzentrationen aus Tegeler See für Carbamazepin (Schimmelpfennig et al. 2016) und für Oxipurinol nach (Hellauer et al. 2017). Klarwasseranteil im Reinwasser im Wasserwerk Tegel nach (Rehfeld-Klein 2017).

Anhand der Angaben der Berliner Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Rehfeld-Klein 2017) wurden zwischen 2013 und 2016 für die Spurenstoffe Valsartansäure (GOW: 0,3 µg/l; Median Konzentrationen im Reinwasser bzw. im Trinkwasser in 2015 von 1,1 µg/l und in 2016 von 1 µg/l), Gabapentin (GOW: 1 µg/l; Median Konzentrationen im Reinwasser in 2013 von 1,15 µg/l) und

Oxipurinol (GOW: 0,3 µg/l; Median Konzentrationen im Reinwasser in 2016 von 0,4 µg/l) die GOW Werte im Reinwasser teilweise überschritten (Rehfeld-Klein 2017). Die Berliner Wasserbetriebe haben aufgrund dieser Situation reagiert in dem die Klarwassereinträge in den Tegeler See durch eine alternative Ableitstrategie kurzfristig verringert wurden sowie der Entschluss gefasst wurde, die Kläranlage Schönerlinde mit einer weitergehenden Abwasserbehandlung in den nächsten vier Jahren auszustatten. Darüber hinaus wurde für ein adäquates Management erhöhter Konzentrationen von Spurenstoffen im Uferfiltrat Machbarkeitsstudien für eine weitergehende Behandlung im Wasserwerk Tegel durch Aktivkohleabsorber sowie innovative Technologien wie die sequentielle Grundwasseranreicherung (SMART) im Pilotmaßstab untersucht (Hellauer et al. 2017; Sperlich et al. 2017).

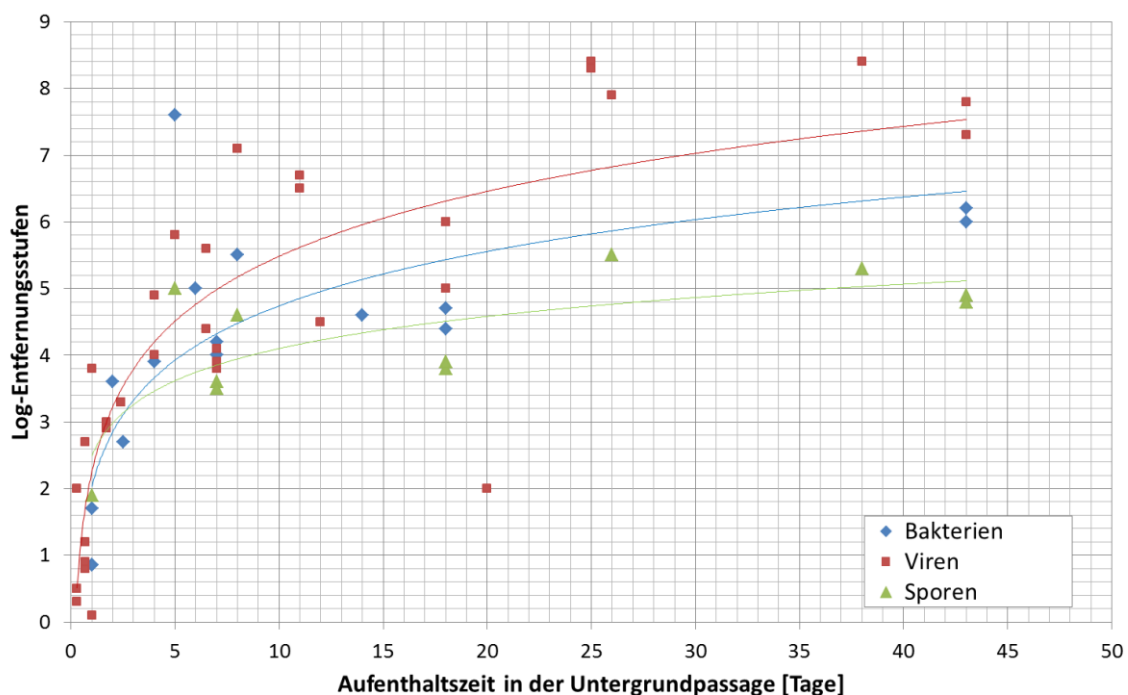
6 Gefährdungskategorien und Handlungsempfehlungen

Der Begriff ‚Klarwasser‘ findet sich im deutschen Regelwerk nicht. Ebenso gibt es keine rechtliche Regelung zum Verlust der Abwassereigenschaft nach Einleitung in ein Oberflächengewässer. Weiterhin ändert sich insbesondere bei einer Bodenpassage die Qualität des Wassers. Maßgeblich sind letztendlich die rechtlichen Anforderungen der Abwasserverordnung sowie der betroffenen Schutzgüter. Für die Beurteilung ist damit der Schadstoffgehalt des Wassers entscheidend und nicht die Frage, inwiefern das Oberflächenwasser von Abwasser- bzw. Klarwasseranteilen geprägt ist.

6.1 Leistungsfähigkeit einer naturnahen Trinkwassergewinnung

Der Schutz der menschlichen Gesundheit ist das zentrale Ziel der Gewinnung, Aufbereitung, und Verteilung von Trinkwasser. Um dieses Ziel zu gewährleisten, legt die Trinkwasserverordnung Grenzwerte für chemische und mikrobiologische Parameter fest (TrinkwV 2018). Für die Einhaltung dieser Grenzwerte bei einer naturnahen Trinkwassergewinnung wie in Deutschland üblich existieren technische Vorgaben, die im Regelwerk des DVGW umfassend dokumentiert sind. Für eine sichere Inaktivierung pathogener Keime und einen mikrobiologischen Abbau unerwünschter chemischer Stoffe bei einer indirekten Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern werden über die Ausweisung der Wassergebietszone II minimale Verweilzeiten von 50 Tagen zugrunde gelegt (DVGW 2006). Die daraus resultierende, sogenannte 50-Tage-Linie beruht auf Erfahrungswerten und wissenschaftlichen Studien, nach denen Bakterien, Viren und Protozoen nach 50 Tagen Fließzeit im Untergrund um mindestens 5 Größenordnungen (log-Entfernstufen) reduziert werden (Abbildung 36). Die Bereitstellung einer einwandfreien Wasserqualität erfolgt dabei unter der Annahme einer moderaten Keimbelastung im Oberflächengewässer von nicht mehr als 10^5 Keimen pro 100 ml (Seis et al. 2013) sowie der Präsenz chemischer Stoffe, die einem mikrobiologischen Abbau zugänglich sind. Mit steigenden Klarwasseranteilen, die aus Einleitungen konventioneller kommunaler Kläranlagen stammen, erhöht sich auch der Anteil pathogener Keime und organischer Spurenstoffe im Oberflächengewässern.

Abbildung 36: Inaktivierung pathogener Keime als log-Entfernstufen nach Auswertung publizierter Studien nach (Seis et al. 2013).



In diesem Zusammenhang ist es wichtig zu betonen, dass das Auftreten erhöhter Klarwasseranteile in einem Oberflächengewässer, welches im Unterstrom indirekt via Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung zur Trinkwassergewinnung genutzt wird, *per se* kein Risiko für die öffentliche Gesundheit darstellt. Maßgeblich für die Bewertung eines erhöhten Risikos bei einer naturnahen Trinkwassergewinnung sind die standort-spezifischen hydrobiogeologischen Bedingungen der Bodenpassage, die die Fähigkeit zur Rückhaltung chemischer und mikrobiologischer Schadstoffe bestimmen. Entscheidend für die Effizienz einer Bodenpassage sind dabei die dominierenden biochemischen Bedingungen, die Fließwege zur Wasserfassung, die Fließgeschwindigkeit und damit die mittlere Verweilzeit im Untergrund sowie der Anteil an landseitigem Grundwasser und der sich daraus ergebende relative Uferfiltratanteil. Ein weiterer wichtiger Faktor für die Leistungsfähigkeit der Bodenpassage ist dabei auch die Qualität des Oberflächengewässers. Diese Faktoren beeinflussen nachhaltig die Qualität des angereicherten Grundwassers bzw. Rohwassers für die Trinkwassergewinnung. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie erlauben erstmalig eine deutschlandweite Einschätzung der Klarwasseranteile bezüglich der Bedeutung und des zeitlichen Auftretens bei verschiedenen Abflussverhältnissen.

Nach den Ergebnissen dieser Studie liegen die Klarwasseranteile bei MQ-Verhältnissen deutschlandweit in den meisten Oberläufen im Bereich von 0-5 %. Klarwasseranteile von >5-10 % sowie >10-20 % dominieren in größeren Teilflusseinzugsgebieten in oder unterhalb von Ballungsräumen (z.B. Havel, Neckar, Niederrhein, Maas, Mittelrhein) sowie in abflussschwachen Gewässern (z.B. Main, Ems, Neckar). Bei MQ-Bedingungen am Rhein, der Ems und am Main weisen 41-45 % aller Pegel Klarwasseranteile von mehr als 5 % auf. In den Einzugsgebieten des Rheins weisen 20 % aller Pegel einen Klarwasseranteil von mehr als 10 % auf. Am Main sind 15 % der Pegel durch einen Klarwasseranteil von mehr als 10 % gekennzeichnet. Am Neckar sind mehr als 90 % aller Pegel durch einen Klarwasseranteil von mehr als 5 % gekennzeichnet und 65 % der Pegel haben bei diesen Abflussbedingungen einen Klarwasseranteil von mehr als 10 %. In den Einzugsgebieten der Havel, der Elbe-Saale, der Donau sowie der Ostsee Mündung liegen die Pegel mit mehr als 10 % Klarwasseranteilen lediglich unter 10 %.

Bei Niedrigwasserbedingungen verschiebt sich dieses Bild deutlich. Bei MNQ-Abflussbedingungen dominieren Klarwasseranteile von >10-20 % deutschlandweit in einer Vielzahl von Gewässern. In etlichen Teileinzugsgebieten liegen die Klarwasseranteile über weite Strecken im Bereich von >20-30 % (z.B. Elbe/Saale, Weser, Mittelrhein). Abschnitte des Mains, der Ems, der Weser und der Havel sowie gerade die rechtsseitigen Zuflüsse des Rheins weisen Klarwasseranteile bei MNQ-Bedingungen von > 30 - 50 % auf. Teileinzugsgebiete des Neckars, der Ostsee, des Nieder- und Mittelrheins sowie der Ems weisen bei MNQ-Bedingungen Klarwasseranteile von über 50 % auf. Am Neckar liegen die Klarwasseranteile unter MNQ-Abflussbedingungen bei 60 % aller Pegel über 50 %. Am Rhein sind es unter MNQ-Bedingungen 25 % aller Pegel und 51 % der Pegel sind durch einen Klarwasseranteil von mehr als 20 % gekennzeichnet. Auch der Main und die Ems haben bei MNQ-Bedingungen in 41 % bzw. 49 % aller Pegel einen Klarwasseranteil von mehr als 20 %. Für die Donau, die Havel und Elbe-Saale sind ca. 40 % aller Pegel bei MNQ-Bedingungen durch einen Klarwasseranteil von mehr als 5 % gekennzeichnet.

In allen Einzugsgebieten kann der Klarwasseranteil dabei lokal deutlich höher liegen als für das gesamte Flusseinzugsgebiet im Mittel, daher wurden lokale Klarwasseranteile visuell in Karten für einzelne Flusseinzugsgebiete aufgelöst. Zusätzlich ist zu beachten, dass gerade bei größeren Fließgewässern eine Klarwassereinleitung über viele Kilometer Bestand haben kann, bevor sich eine vollständige Durchmischung einstellt, was den Klarwasseranteil für eine gleichseitige Entnahme über Uferfiltration verglichen mit der Annahme einer vollständigen Durchmischung direkt am Einleitungspunkt erhöht.

Die Ergebnisse dieser Studie unterstreichen die Notwendigkeit eines Verständnisses der Dynamik des gesamten Einzugsgebietes bei Trinkwassergewinnung aus Uferfiltration und damit von Klarwasseran-

teilen im Oberstrom eines Oberflächengewässers sowie der zugrundeliegenden lokalen hydrogeologischen Bedingungen einer Uferfiltration bzw. künstlichen Grundwasseranreicherung. Da an der Ems und der Weser keine Trinkwassergewinnung aus Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung praktiziert wird, sollte der Fokus näherer Betrachtungen auf den Einzugsgebieten der Flüsse Neckar, Rhein und Main liegen. Die Bedeutung erhöhter Klarwasseranteile in der Havel für die Trinkwassergewinnung in Berlin ist gut dokumentiert und wird entsprechend gemanagt. Auch unterhalb Berlins können Klarwasseranteile von über 30 % bei Bedingungen deutlich unter dem mittleren Abfluss auftreten, die in der Regel von Juni bis September dominieren.

6.2 Relevanz für die Trinkwasserversorgung

Eine Beeinträchtigung der mikrobiologischen Qualität des gewonnenen Rohwassers bei einer Uferfiltration oder künstlichen Grundwasseranreicherung aus Oberflächengewässern mit erhöhten Klarwasseranteilen ist nicht zu befürchten, wenn die 50-Tage-Linie auch unter wechselnden hydraulischen Abflussbedingungen sicher eingehalten werden kann. Eine Vielzahl von Studien hat die Leistungsfähigkeit einer Untergrundpassage bezüglich der Inaktivierung pathogener Keime auch für Niedrigwasserregime unterstrichen (Hannappel et al. 2014; Seis et al. 2013). Sorge besteht allenfalls an Standorten, an denen eine Uferfiltration ohne genaue Kenntnisse der lokalen hydrogeologischen Bedingungen praktiziert wird und diese aus Unkenntnis als ‚Trinkwassergewinnung aus Grundwasser‘ ausgewiesen ist mit deutlich verkürzten Verweilzeiten im Untergrund.

Für das Auftreten chemischer Stoffe im Rohwasser einer Uferfiltration gelten die Anforderungen der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2018) sowie die von der Trinkwasserkommission bzw. vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen Leitwerte (LW_{TW}) bzw. gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für bisher nicht geregelte Verbindungen wie organische Spurenstoffe oder Metabolite von Pflanzenschutzmitteln (Dieter 2011). Dabei sei hier angemerkt, dass GOW keine rechtliche Bindung haben und die vom UBA ausgewiesenen Werte deutlich niedriger liegen als toxikologisch abgeleitete Werte mit entsprechend soliderer Datengrundlage wie Grenzwerte oder LW_{TW} . Daher besteht bei Überschreitungen von GOW kein Anlass zu gesundheitlicher Besorgnis, aber eine Überschreitung dieser Vorsorgewerte sollte aus trinkwasserhygienischen Gründen Maßnahmen nach sich ziehen, die wirkungsvoll zu einer Unterschreitung der GOW beitragen, um eine potenzielle Gefährdung langfristig sicher auszuschließen (Dieter 2011). Bei Überschreitung eines GOW empfiehlt das Umweltbundesamt einen GOW-basierten Maßnahmenhöchstwert festzulegen bei dem der GOW mit dem Faktor 10 multipliziert werden kann, bis zu einer Konzentrationshöhe von maximal 10 µg/l, dessen Einhaltung dann während einer Zeitspanne von bis zu 10 Jahren keine Gesundheitsgefährdung besorgen lässt (Umweltbundesamt 2003).

Polare organische Spurenstoffe, die darüber hinaus schlecht oder gar nicht biologisch abbaubar sind (wie Metabolite von Pflanzenschutzmitteln, Pharmaka, Haushalts- und Industriechemikalien), haben das Potenzial, in Rohwässern nach einer Bodenpassage in höheren Konzentrationen aufzutreten. Das gilt insbesondere dann, wenn ihr Vorkommen in Oberflächengewässern durch erhöhte Klarwasseranteile erhöht ist und der Uferfiltratanteil im Rohwasser deutlich ist. Das folgende Beispiel soll diese Relevanz für den Spurenstoff Oxipurinol illustrieren.

Oxipurinol ist der aktive Hauptmetabolit des Arzneistoffes Allopurinol. Das Umweltbundesamt hat für Oxipurinol basierend auf der momentanen Datenlage einen GOW von 0,3 µg/l abgeleitet und damit seine Trinkwasserrelevanz unterstrichen. Funke et al. (2015) untersuchten Oxipurinol Konzentrationen in 12 kommunalen Kläranlagen am Rhein, woraus eine durchschnittliche Konzentration von 9,8 µg/l in Kläranlagenabläufen ermittelt wurde. Setzt man eine einfache Verdünnungsrechnung mit einer Oxipurinolkonzentration von 10 µg/l im Kläranlagenablauf an und ein konservatives Verhalten in der Bodenpassage voraus (d.h. wasserlöslich, nicht biologisch abbaubar, keine Retardierung), lassen sich

die Oxipurinol Konzentrationen für verschiedene prozentuale Uferfiltratanteile sowie Klarwasseranteile im Fließgewässer aufgrund einer einfachen Mischungsrechnung bestimmen (Tabelle 22). Nach dieser Abschätzung würde bereits bei einem Uferfiltratanteil von 30 % und einem Klarwasseranteil von 10 % der GOW von 0,3 µg/l erreicht. Allerdings hat wie oben bereits ausgeführt ein GOW nicht den gleichen Stellenwert wie ein Grenzwert, sondern er fungiert als Vorsorgewert. Für die Überschreitung dieses Vorsorgewertes empfiehlt das Umweltbundesamt daher die Beachtung von Maßnahmenhöchstwerten. Dieser Logik folgend wurde in dieser Studie und anhand der Fallbeispiele aus dem Kapitel 5 eine 3-fache Überschreitung eines GOW als relevanter Schwellenwert festgelegt. Damit könnte bei 50 % Uferfiltrat im Förderbrunnen bereits ein Klarwasseranteil von mehr als 20 % im Gewässer in einer 3-fachen Überschreitung eines GOW von 0,3 µg/l resultieren, was weitere Maßnahmen nach sich ziehen könnte.

Tabelle 22: Geschätzte Oxipurinol Konzentration im Uferfiltrat bei unterschiedlichen Klarwasseranteilen im Fließgewässer und Uferfiltratanteilen in den Förderbrunnen

Geschätzte Oxipurinol Konzentrationen (µg/l) im Uferfiltrat anhand der Szenarien		Oxipurinol Konzentrationen bei verschiedenen Klarwasseranteilen im Fließgewässer		
		Bei 10 % 1 µg/l	Bei 20 % 2 µg/l	Bei 50 % 5 µg/l
Prozentuelle UF Anteile im Förderbrunnen	20 %	0,2	0,4	1,0
	50 %	0,5	1,0	2,5
	100 %	1,0	2,0	5,0

Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

6.3 Einordnung eines erhöhten Risikos

Für die Bedeutung erhöhter Klarwasseranteile für die Trinkwassergewinnung sind demnach zunächst der relative Anteil des Uferfiltrats im Rohwasser sowie der relative Klarwasseranteil im Oberflächengewässer über einen längeren Zeitraum maßgebend. Sowohl die Berechnungen als auch die Validierung mit Spurenstoffdaten zeigen, dass es bei Standorten mit Uferfiltratanteilen unter 20 %, aber Klarwasseranteilen im Oberflächengewässer von mehr als 50 %, ebenso zu relevanten GOW Überschreitungen kommen kann, wie bei Uferfiltratanteilen von 50-100 % und Klarwasseranteilen um die 10 % im Fließgewässer (Abbildung 37).

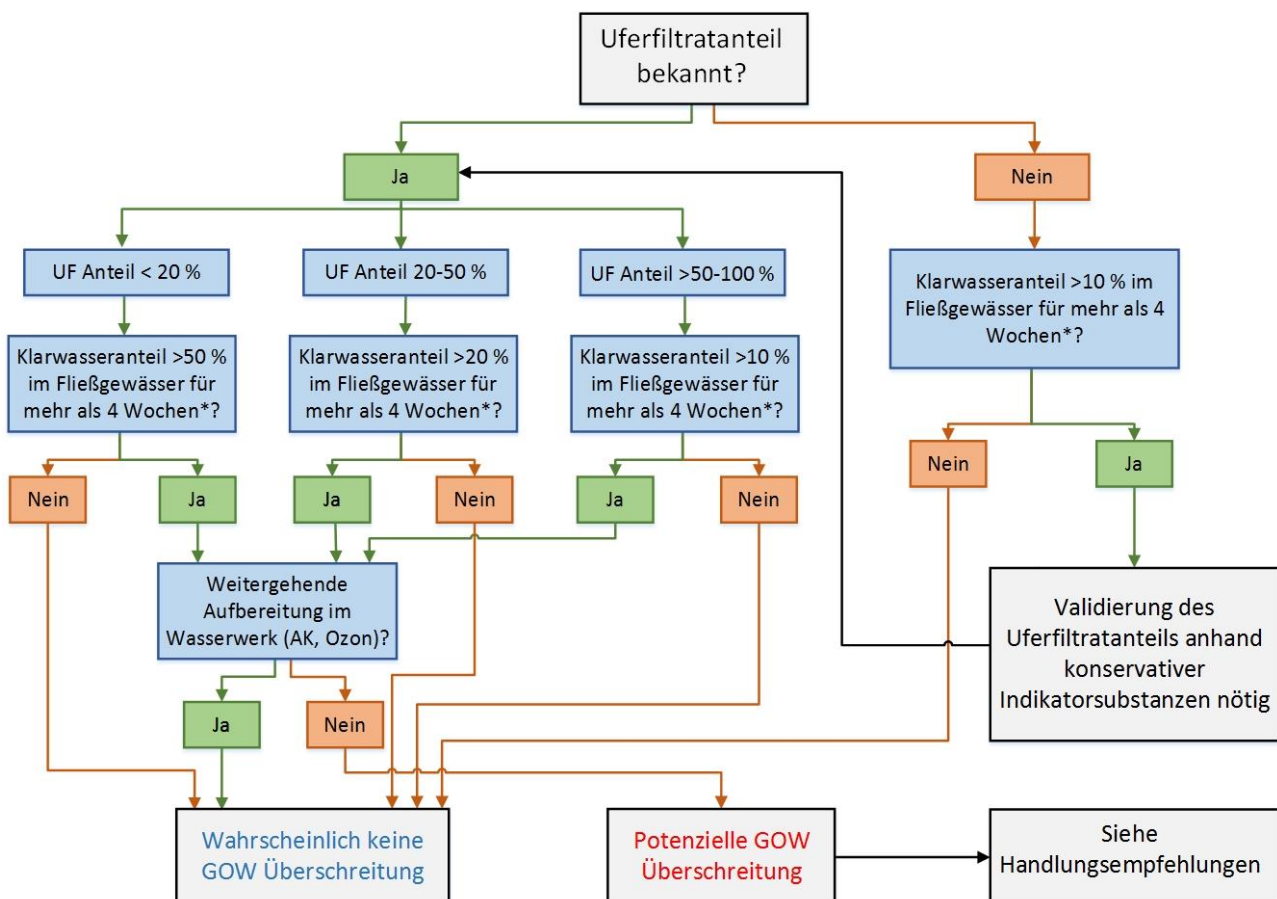
Ob eine tatsächliche Wasserqualitätsbeeinträchtigung (wie eine deutliche GOW Überschreitung für organische Spurenstoffe) bei diesen unterschiedlichen Klarwasser-/Uferfiltratanteilen auftritt, hängt maßgeblich auch von der Dauer erhöhter Klarwasseranteile im Fließgewässer ab. Die lokalen Klarwasseranteile sowie deren Dauer bei MQ und MNQ Bedingungen im Fließgewässer können anhand der Ergebnisse dieser Studie für einen konkreten Standort abgeschätzt werden. Wenn der Zustand erhöhter Klarwasseranteile über einen Zeitraum von mehreren Wochen anhält, ist davon auszugehen, dass sich auch entsprechende Konzentrationen konservativer organischer Spurenstoffe dauerhaft trotz Dispersion und Vermischung mit landseitigem Grundwasser gerade bei Fließzeiten von deutlich unter 50 Tagen in den Förderbrunnen einstellen. Daher wurde für eine erste Abschätzung der Relevanz erhöhter Klarwasseranteile bei der Uferfiltration ein Zeitraum von 4 Wochen zugrunde gelegt.

Wenn der relative Uferfiltratanteil in den Förderbrunnen bekannt ist, die zuvor und in Abbildung 37 skizzierten Randbedingungen erfüllt sind und die Wassergewinnung allein auf naturnahen Verfahren ohne weitere physikalische oder chemische Wasseraufbereitungsverfahren im Wasserwerk beruht, sind potenzielle GOW Überschreitungen möglich. In diesen Fällen sollte das entsprechende Wasser-

versorgungsunternehmen oder die zuständige Landesbehörde weitere Untersuchungen vor Ort in Erwägung ziehen und für die Risikoabschätzung den Prinzipien der WHO Water Safety Plans folgen. Diese Handlungsempfehlungen werden im Folgenden weiter ausgeführt (s. Kapitel 6.4).

In Wasserwerken, in denen der Uferfiltratanteil nicht bekannt ist oder bisher nicht eindeutig bestimmt wurde, kann bei Klarwasseranteilen von weniger als 10 % selbst bei hohen Uferfiltratanteilen eine potenzielle GOW Überschreitung wahrscheinlich ausgeschlossen werden. Bei dominanten Klarwasseranteilen über 10 % für einen Zeitraum von mehr als 4 Wochen sollte das entsprechende Wasserversorgungsunternehmen oder die zuständige Landesbehörde weitere Untersuchungen vor Ort in Erwägung ziehen. Insbesondere sollte zunächst der tatsächliche Uferfiltratanteil der Wassergewinnungsanlage ermittelt werden (s. Handlungsempfehlungen Kapitel 6.4.2).

Abbildung 37: Entscheidungshilfe für die Einordnung der Relevanz erhöhter Klarwasseranteile bei der Uferfiltration und Wahrscheinlichkeit einer potenziellen GOW Überschreitung im Rohwasser⁺.



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

⁺Eine potenzielle GOW Überschreitung auf der Grundlage dieser Entscheidungshilfe kann anhand des Metabolites Oxipurinol erläutert werden, für den das Umweltbundesamt basierend auf der momentanen Datenlage einen GOW von 0,3 µg/l abgeleitet hat. Setzt man eine einfache Verdünnungsrechnung mit einer Oxipurinol Konzentration von 10 µg/l im Kläranlagenablauf an und ein konservatives Verhalten in der Bodenpassage voraus (d.h. wasserlöslich, nicht biologisch abbaubar, keine Retardierung), lassen sich die Oxipurinol Konzentrationen für verschiedene prozentuale Uferfiltratanteile sowie Klarwasseranteile im Fließgewässer aufgrund einer einfachen Mischungsrechnung bestimmen. Nach dieser Abschätzung würde bereits bei einem Uferfiltratanteil von 30 % und einem Klarwasseranteil von 10 % ein GOW von 0,3 µg/l erreicht. Allerdings hat ein GOW nicht den gleichen Stellenwert wie ein Grenzwert, sondern er fungiert als Vorsorgewert. Für die Überschreitung dieses Vorsorgewertes empfiehlt das Umweltbundesamt daher die Beachtung von Maßnahmenhöchstwerten. Dieser Logik folgend wurde in dieser Studie eine 3-fache Überschreitung eines GOW als relevanter Schwellenwert festgelegt. Damit könnte bei 50 % Uferfiltrat im Förderbrunnen bereits ein Klarwasseranteil von mehr als 20 % im Gewässer in einer 3-fachen Überschreitung eines GOW von 0,3 µg/l resultieren, was weitere Maßnahmen nach sich ziehen könnte.

Bei der Abschätzung der möglichen GOW Überschreitung sind hierbei lediglich die Stoffe berücksichtigt, die über die Einleitung vom kommunalen Klarwasser in ein Fließgewässer gelangen.

*Es wird angenommen, dass bei einem Zeitraum von 4 Wochen erhöhte Konzentrationen konservativer Spurenstoffe aus dem Fließgewässer trotz Dispersion und Verdünnung mit landseitigem Grundwasser in der Brunnenfassung nachweisbar sind.

6.4 Handlungsempfehlungen

Wenn die obige Analyse (s. Kapitel 0) weitere Untersuchungen empfiehlt, sollten die folgenden Handlungsempfehlungen befolgt werden, die eine Risikoabschätzung den Prinzipien eines WHO Water Safety Plan folgend für den betroffenen Standort unterstützen können.

6.4.1 Klarwasseranteil im Fließgewässer

Der berechnete Klarwasseranteil im Fließgewässer (GIS) sollte durch gezielte Messkampagnen ausgewählter Indikatorsubstanzen (wie Carbamazepin, Oxipurinol, 4-Methylbenzotriazol, Primidon, Sucralose, EDTA) bestätigt werden. Die Messungen dafür sind bei unterschiedlichen Abflussbedingungen (MQ, MNQ) mehrmals zu wiederholen. Falls vorhanden, sollten dabei mittlere Konzentrationen der gewählten Indikatorsubstanzen in Kläranlagenabläufen im Oberstrom des vorliegenden Einzugsgebietes berücksichtigt werden. Falls diese nicht vorliegen, kann auf mittlere Konzentrationen in Kläranlagenabläufen aus der Literatur zurückgegriffen werden.

6.4.2 Validierung des Uferfiltratanteils

Für den betroffenen Standort sollten die Uferfiltratanteile durch Messkampagnen konservativer Klarwassertracer im Uferfiltrat validiert werden. Diese Abschätzung kann mit Hilfe konservativer Indikatorsubstanzen erfolgen. Allerdings sollten dabei aufgrund von leichten Schwankungen in deren Vorkommen grundsätzlich mehrere Indikatorsubstanzen vermessen werden. Als dafür geeignet haben sich im Rahmen dieser und anderer Studien die folgenden Verbindungen erwiesen: EDTA, Carbamazepin, Primidon, 4-Methylbenzotriazol, Sucralose und Oxipurinol. Probenahmen für diese Indikatorsubstanzen sollten im Fließgewässer oberhalb der Uferfiltration sowie im Uferfiltrat, im Rohwasser und im Trinkwasser erfolgen. Die Messungen sollten bei MQ- und MNQ-Abflussbedingungen wiederholt werden.

6.4.3 Grundwassermodell und Fließzeiten

Falls entsprechende Informationen für den Standort noch nicht vorhanden sind, sollten Uferfiltratanteile durch hydrogeologische Untersuchungen und eine standortspezifische Modellierung validiert werden. Eine Modellierung kann bei Berücksichtigung standortspezifischer Daten zu den Randbedingungen der Uferfiltration auch eine verlässlichere Aussage zu den Fließzeiten im Grundwasser ermöglichen. Ein standortspezifisches und validiertes Grundwassermodell ist auch in der Lage abzuschätzen, ob die 50-Tage-Linie auch unter wechselnden hydraulischen Abflussbedingungen sicher eingehalten werden kann.

6.4.4 Analyse des Einzugsgebietes

Für den betroffenen Standort sollte eine Analyse des Einzugsgebietes im Oberstrom bezüglich existierender Einleiter erfolgen. Diese sollte die Menge, und nach Möglichkeit auch die Qualität der Einleitungen aller kommunaler Kläranlagen, Misch- und Regenwasserentlastungen, industrieller Direkteinleiter und landwirtschaftlicher Entwässerungsbauwerke einschließen. Das Ergebnis dieser Analyse kann andeuten, wo sich potenzielle Einleitungen, die die Trinkwassergewinnung nachteilig beeinträchtigen, vermeiden oder reduzieren ließen.

6.4.5 Weitergehende Wasserbehandlung

Falls erhöhte Klarwasseranteile in Rohwasser bestätigt werden und sich diese nicht kurzfristig abstellen lassen, sollten Maßnahmen am Ort der Einleitung sowie alternative Aufbereitungsstrategien bzw. Gewinnungsoptionen für die Trinkwassergewinnung sondiert werden.

7 Diskussion und Ausblick

Das Auftreten erhöhter Klarwasseranteile in einem Oberflächengewässer, welches im Unterstrom indirekt via Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung zur Trinkwassergewinnung genutzt wird, stellt *per se* kein Risiko für die öffentliche Gesundheit dar. Maßgeblich für die Bewertung eines erhöhten Risikos bei einer naturnahen Trinkwassergewinnung sind die standortspezifischen hydrobiogeologischen Bedingungen der Bodenpassage sowie die Qualität des Oberflächengewässers. Die vorliegende Studie erlaubt erstmalig eine deutschlandweite Einschätzung der Klarwasseranteile als Funktion verschiedener Abflussverhältnisse bezüglich deren Bedeutung für die Trinkwassergewinnung aus Fließgewässern, aufgelöst für einzelne Flusseinzugsgebiete und Flussabschnitte. Dafür wurden Einleitungen aus 7.550 kommunalen Kläranlagen im gesamten Bundesgebiet sowie in relevanten Anrainerstaaten berücksichtigt.

An vielen Flussabschnitten Deutschlands dominieren Abflüsse deutlich unter dem mittleren Abfluss (MQ) und gerade in den späten Frühjahr- und Sommermonaten zu Zeiten eines hohen Wasserbedarfs häufig auch im Bereich des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ). Durch konkurrierende Nutzungen in Form einer direkten und indirekten Entnahme von Oberflächenwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung, die Energieversorgung, die öffentliche Trinkwasserversorgung oder durch das verarbeitende Gewerbe, häufig zu Zeiten ohnehin schon angespannter Abflussverhältnisse, wird die Verdünnung der Klarwassereinleitungen mit Oberflächenwasser weiter eingeschränkt. Gerade durch die Auswirkungen des Klimawandels ist neben dem Auftreten extremer Hochwässer, auch mit einer Veränderung der Niedrigwasserabflüsse in den Fließgewässern sowie mit Rückgängen bei der Grundwasserneubildung zu rechnen, wodurch sich die Konkurrenz der Nutzungen weiter verstärken wird. In diesen Situationen werden Klarwasseranteile in den Oberflächengewässern zunehmen und somit qualitativ sowohl für den ökologischen und chemischen Zustand des Gewässers als auch für die Trinkwasserversorgung eine noch größere Rolle spielen.

Nach den Ergebnissen dieser Studie weisen weite Bereiche der Flusseinzugsgebiete von Neckar, Main, Rhein und Havel, in denen Trinkwasser via Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung gewonnen wird, hohe Klarwasseranteile auf, die dort für mehrere Wochen dominieren können. Im Einzugsgebiet des Neckars sind 65 % aller Pegel bei mittleren Abflussbedingungen durch einen Klarwasseranteil von mehr als 10 % charakterisiert. In den Einzugsgebieten des Rheins sind es unter diesen Bedingungen noch 20 % aller Pegel. Am Main sind 15 % der Pegel durch einen Klarwasseranteil von mehr als 10 % gekennzeichnet. In den Einzugsgebieten der Havel, der Elbe-Saale, der Donau sowie der Ostsee Mündung liegen die Pegel mit mehr als 10 % Klarwasseranteilen unter 10 %. Bei Niedrigwasserbedingungen verschiebt sich dieses Bild deutlich. Das Einzugsgebiet des Neckars ist bei mittleren Niedrigwasserabflüssen (MNQ) durch deutlich erhöhte Klarwasseranteile dominiert. In den Einzugsgebieten des Rheins und des Mains weisen mehr als 60 % der Pegel Klarwasseranteile von häufig deutlich mehr als 10 % auf.

Eine Beeinträchtigung der mikrobiologischen Qualität des gewonnenen Rohwassers bei einer Uferfiltration oder künstlichen Grundwasseranreicherung aus Oberflächengewässern mit erhöhten Klarwasseranteilen ist nicht zu befürchten, solange die 50-Tage-Linie auch unter wechselnden hydraulischen Abflussbedingungen sicher eingehalten wird. Obwohl eine Vielzahl von Studien die Leistungsfähigkeit der Bodenpassage für die Entfernung organischer Spurenstoffe demonstriert hat, sind gerade polare Stoffe, die darüber hinaus schlecht oder gar nicht biologisch abbaubar sind, aufgrund ihrer hohen Mobilität kritisch einzustufen. Einige Vertreter dieser Stoffgruppe, die aus Kläranlageneinleitungen, Mischwasserentlastungen, industriellen Direkteinleitern sowie aus Einträgen der Landwirtschaft stammen können, haben gerade bei geringerer Verdünnung und entsprechend höheren Konzentrationen im Gewässer das Potenzial, auch nach einer Bodenpassage in toxikologisch relevanten Konzentrationen aufzutreten.

Für die Bedeutung erhöhter Klarwasseranteile für eine naturnahe Trinkwassergewinnung sind sowohl der relative Anteil des Uferfiltrats im Rohwasser als auch der relative Klarwasseranteil im Oberflächengewässer maßgebend. Sowohl die Berechnungen als auch die Validierung mit Spurenstoffdaten zeigen, dass an Standorten, an denen Klarwasseranteile über 10 % über einen längeren Zeitraum im Fließgewässer vorliegen, diese auch eine Brunnenfassung nachweislich negativ beeinflussen können. Diese Einflüsse können an einem Standort auch dann signifikant werden, wenn der Uferfiltratanteil niedrig ist. So resultiert ein Uferfiltratanteil von unter 20 % bei Klarwasseranteilen im Oberflächengewässer von mehr als 50 % über einen Zeitraum von mehr als 4 Wochen in ähnlichen Wasserqualitätsbeeinträchtigungen wie ein Uferfiltratanteil von 50 bis 100 % bei Klarwasseranteilen von 10 % im Fließgewässer. Uferfiltrationsstandorte, die die naturnahe Wassergewinnung durch eine weitergehende Wasserbehandlung mit physikalischen oder chemischen Prozessen (Aktivkohleadsorption, Ozonung) erweitert haben, verfügen auch bei erhöhten Klarwasseranteilen über adäquate Barrieren für mikrobiologische und chemische Kontaminanten.

Insbesondere die Betrachtung konkreter Fallbeispiele im Rahmen dieser Studie unterstreicht die Notwendigkeit eines umfassenden Verständnisses der Dynamik des gesamten Einzugsgebietes einer Wassergewinnung aus Uferfiltration. Das beinhaltet auch die Klarwasseranteile im Oberstrom eines Oberflächengewässers sowie die zugrundeliegenden lokalen hydrogeologischen Bedingungen einer Uferfiltration bzw. künstlichen Grundwasseranreicherung. Eine Erarbeitung dieser einzugsgebietsbezogenen Datengrundlage und einer sich daran anschließenden Risikoabschätzung ist bisher jedoch bei vielen Landesbehörden und Wasserversorgungsunternehmen nicht erfolgt. Dort, wo hohe Klarwasseranteile auftreten und die Uferfiltration einen substantiellen Anteil am gewonnenen Rohwasser hat, besteht daher dringend Handlungsbedarf. Die Ergebnisse dieser Studie erlauben eine erste Abschätzung der lokalen Klarwasseranteile sowie deren Dauer für den Großteil der Fließgewässer in Deutschland unter MQ und MNQ Abflussbedingungen. Landesbehörden sollten in Anlehnung an die vorgestellte Entscheidungsmatrix Untersuchungen anstellen, um die Situation einer potenziell beeinträchtigten naturnahen Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat und künstlicher Grundwasseranreicherung besser abzuschätzen, insbesondere auch angesichts sich ändernder Abflussbedingungen im Zuge des Klimawandels. Gerade unter den Bedingungen des Klimawandels wird die Trinkwasserversorgung auf Verfahren wie Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung angewiesen sein, um lokale Trinkwasserressourcen zu stützen.

In nachfolgenden Studien sollte auch der Eintrag von chemischen Stoffen aus der Landwirtschaft, durch Mischwasserentlastungen sowie durch industrielle Direkteinleiter in die Wasserqualitätsabschätzung integriert werden.

8 Quellenverzeichnis

- Altmann, Johannes; Ruhl, Aki Sebastian; Zietzschmann, Frederik; Jekel, Martin (2014): Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. In: *Water Research* 55, S. 185-193. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.025.
- Altmayer, Michael; Belau, Michael; Foltyn, Maria (2017): Strategien zum Umgang mit Niedrigwasser in Zeiten des Klimawandels in Bayern. In: *gwf Wasser/Abwasser* 158 (12), S. 29-37.
- ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe (2018): Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW. Online verfügbar unter <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/das-kompetenzzentrum/>, zuletzt geprüft am 05.03.2018.
- ARW (2016): Jahresbericht. Sonderuntersuchungen zum Vorkommen organischer Spurenstoffe im Unterlauf des Mains. Unter Mitarbeit von Michael Fleig, Heinz-Jürgen Brauch, Angelika Fink und Bernhard Post. Hg. v. Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V.
- AWWR (2016): Ruhrgütebericht. Hg. v. Die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr.
- Bayerische Statistikagentur (2018): Bevölkerung. Gemeinden. Online verfügbar unter <https://www.statistikdaten.bayern.de/genesis/online?sequenz=tabelleErgebnis&selectionname=12411-001>, zuletzt geprüft am 23.01.2018.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2012): Gewässerverzeichnis Bayern. Online verfügbar unter https://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserverzeichnisse/bf_gebiete/index.htm, zuletzt aktualisiert am 23.01.2018.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hg.) (2014): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch. Donaugebiet 2006 (Gewässerkundliche Jahrbücher). Online verfügbar unter http://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_was_00102.htm, zuletzt geprüft am 21.02.2018.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU Bayern) (2014): Abwasserbehandlungsanlagen - Downloaddienst. Online verfügbar unter <http://www.lfu.bayern.de/gdi/dls/abwasser.xml>, zuletzt geprüft am 08.11.2017.
- Berthold, Georg; Schlösser-Kluger, Inga; Seel, Peter (2016): Projektbericht - Kläranlageneinleitungen in oberirdische Gewässer und dadurch bedingte Spurenstoffeinträge in das Grundwasser im Hessischen Ried. Hg. v. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG).
- Bleninger, Tobia; Marenda, Dagmar; Jirka, Gerhard H. (2006): Durchmischungsprognose für die Einleitung von Abwasser in den Rhein. In: H. B. Horlacher und K. U. Graw (Hg.): *Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen*, Heft 32. Strömungssimulation im Wasserbau. Flow Simulation in Hydraulic Engineering. Dresden: Selbstverlag der Technischen Universität München, 219-228.
- Buchholz, Oliver; Dorp, Manfred; Friedeheim, Klaus; Stricker, Konstantin; Willems, Winfried (2014): Bestimmung des kumulativen Abwasseranteils ausgehend von kommunalen Kläranlagen für den Fließgewässern in NRW. Projektbericht. Hg. v. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW). Aachen.
- Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2017): Digitales Landschaftsmodell 1:250 000. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. Online verfügbar unter http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz_rahmen.gdz_div?gdz_spr=deu&gdz_akt_zeile=5&gdz_anz_zeile=1&gdz_unt_zeile=1&gdz_user_id=0, zuletzt geprüft am 20.11.2017.
- Bundesministerium für Gesundheit; Umweltbundesamt (2018): Bericht des Bundesministeriums für Gesundheit und des Umweltbundesamtes an die Verbraucherinnen und Verbraucher über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser)* in Deutschland (2014 - 2016). Berichtszeitraum: 1. Januar 2014 bis 31. Dezember 2016. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2012): Trinkwasserschutzgebiete. Online verfügbar unter www.bmub.bund.de/P1154/, zuletzt geprüft am 26.10.2017.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2011): Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2011.

Dickenson, Eric R. V.; Snyder, Shane A.; Selak, David L.; Drewes, Jörg E. (2011): Indicator compounds for assessment of wastewater effluent contributions to flow and water quality. In: *Water Research* 45 (3), S. 1199-1212.

Dieter, Hermann H. (2011): Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte. Aktuelle Definitionen und Höchstwerte. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/dokument/grenzwerte-leitwerte-orientierungswerte>, zuletzt geprüft am 23.05.2018.

Directorate-General for Environment (DG ENV); European Environment Agency (EEA) (Hg.) (2015): Waterbase. UWWTD: Urban Waste Water Treatment Directive - reported data. European Environment Agency (EEA). Online verfügbar unter https://www.eea.europa.eu/ds_resolveuid/94eff864373b47efa866128df909ac48, zuletzt geprüft am 24.09.2017.

Drewes, Jörg E.; Heberer, Thomas; Rauch, Tanja; Reddersen, Kirsten (2003): Fate of Pharmaceuticals during Ground Water Recharge. In: *Groundwater Monitoring & Remediation* 23 (3), S. 64-72. DOI: 10.1111/j.1745-6592.2003.tb00684.x.

DVGW (2006): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete. Teil 1: Schutzgebiete für Grundwasser. Arbeitsblatt W 101.

DVGW (2017): DVGW Information WASSER Nr. 82. Veränderungen des Wasserbedarfs: Empfehlungen für die systematische Identifizierung des Anpassungsbedarfs und der Anpassungsmöglichkeiten bestehender Wasserversorgungssysteme. Bonn.

DWA - Landesverband Baden-Württemberg (2018): Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Online verfügbar unter <http://koms-bw.de/>, zuletzt geprüft am 05.03.2018.

Ebele, Anekwe Jennifer; Abou-Elwafa Abdallah, Mohamed; Harrad, Stuart (2017): Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. In: *Emerging Contaminants* 3 (1), S. 1-16.

Funke, Jan; Prasse, Carsten; Lütke Eversloh, Christian; Ternes, Thomas A. (2015): Oxypurinol - A novel marker for wastewater contamination of the aquatic environment. In: *Water Research* 74, S. 257-265. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.007.

Hannappel, S.; Scheibler, F.; Huber, A.; Sprenger, C. (2014): M11.1 Characterization of European Managed Aquifer Recharge (MAR) Sites - Analysis. HYDOR, KWB. Online verfügbar unter http://demeau-fp7.eu/sites/files/M11_1%20catalogue%20of%20european%20MAR%20applications_plus_appendix.pdf, zuletzt geprüft am 13.10.2017.

Hellauer, Karin; Karakurt, Sema; Sperlich, Alexander; Burke, Victoria; Massmann, Gudrun; Hübner, Uwe; Drewes, Jörg E. (2017): Establishing sequential managed aquifer recharge technology (SMART) for enhanced removal of trace organic chemicals. Experiences from field studies in Berlin, Germany. In: *Journal of Hydrology*. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.09.044.

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) (2017): Daten der Trinkwasser- und Heilquellenschutzgebiete in Hessen. Wiesbaden. Online verfügbar unter https://shop.hlnug.de/vertrieb/karten/uebersicht.html?tx_commerce_pi1%5bcatUid%5d=39030&tx_commerce_pi1%5bshowUid%5d=&cHash=e7e668b81984275c4ce277d02c23c14c, zuletzt geprüft am 22.10.2017.

Hillenbrand, Thomas; Tettenborn, Felix; Menger-Krug, Eve; Marscheider-Weidemann, Frank; Fuchs, Stephan; Toshovskii, Snezhina et al. (2015): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. Hg. v. Umwelt Bundesamt. Dessau-Roßlau.

Hoppe-Jones, Christiane; Oldham, Gretchen; Drewes, Jörg E. (2010): Attenuation of total organic carbon and unregulated trace organic chemicals in U.S. riverbank filtration systems. In: *Water Research* 44 (15), S. 4643-4659. DOI: 10.1016/j.watres.2010.06.022.

IAWR (2000): Wasserförderung und -aufbereitung im Rheineinzugsgebiet. Unter Mitarbeit von Rüdiger Furrer, Michael Fleig und Heinz-Jürgen Brauch. Hg. v. Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet. DVGW-Technologiezentrum Wasser.

International Groundwater Resource Assessment Centre (IGRAC) (2015): Global Inventory of Managed Aquifer Recharge Schemes. MAR Portal. Unter Mitarbeit von Nienke Ansems. Delft. Online verfügbar unter <https://www.unigrac.org/special-project/mar-portal>, zuletzt geprüft am 23.10.2017.

Jekel, Martin; Czekalla, Christoph (2017): Wasseraufbereitung. Grundlagen und Verfahren. 2. Aufl. München: Deutscher Industrieverlag (6).

Jekel, Martin; Ruhl, Aki Sebastian; Meinel, Felix; Zietzschmann, Frederik; Lima, Pflugmacher Stephan; Baur, Nina et al. (2013): Anthropogenic organic micro-pollutants and pathogens in the urban water cycle: assessment, barriers and risk communication. In: *Environmental Sciences Europe* 25 (20).

Klasmeier, Jörg; Kehrein, Nils; Berlekamp, Jürgen; Matthies, Michael (2011): Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern. Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen - Abschlussbericht. Hg. v. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Institut für Umweltsystemforschung - Universität Osnabrück.

Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU Brandenburg) (2017): Kommunale Kläranlagen im Land Brandenburg. Online verfügbar unter <https://geoportal.brandenburg.de/detailansichtdienst/render?view=gdbib&url=https%3A%2F%2Fgeoportal.lgb.local%2Fgs-json%2Fxml%3Ffileid%3D4266D9C1-D20B-4922-B8B2-6BA116243CCE#>, zuletzt aktualisiert am 14.09.2017, zuletzt geprüft am 03.10.2017.

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) (2013): WFS: Wasser- und Heilquellenschutzgebiete des Landes Sachsen-Anhalt. Halle (Saale). Online verfügbar unter <http://www.metaver.de/trefferanzeige?cmd=doShow-Document&docuuid=11B6FBC0-5176-44B5-92EF-20C4BDFD7CEE&pluginid=/ingrid-group:dsc-ST>, zuletzt geprüft am 22.10.2017.

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hg.) (2017a): Gewässerkundliche Jahrbücher und Pegeldaten des Bundes und der Länder. Online verfügbar unter <http://www.dgj.de/>, zuletzt geprüft am 03.10.2017.

Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (2017b): Wasserschutzgebietszonen. Daten aus dem Umweltinformationssystem (UIS). Online verfügbar unter <http://rips-dienste.lubw.baden-wuerttemberg.de/rips/ripsservices/apps/uis/metadaten/beschreibung.aspx?typ=0&uuid=19db48dd-576f-498c-bafa-083b200baad5>, zuletzt aktualisiert am 10.10.2017, zuletzt geprüft am 22.10.2017.

Landeshauptstadt Dresden, Umweltamt (Hg.): Gewässersteckbrief-Elbe. Plan Hochwasservorsorge Dresden.

LAWA (2017): Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft. Bestandsaufnahme, Handlungsoptionen und strategische Handlungsfelder. LAWA Klimawandel-Bericht 2017. Hg. v. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Dortmund.

Lenk, S.; Remmler, F.; Stark, C.; Schulte-Ebbert, U. (2006): Technische Konzepte und abgestimmte Betriebsweisen zur optimalen Anpassung der Uferfiltration an lokale Randbedingungen. Abschlußbericht zum Teilprojekt B1 im BMBF-Forschungsvorhaben Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und-entsorgung Teil 1: Trinkwasser. Hg. v. Institut für Wasserforschung GmbH. Dortmund.

Letzel, Marion; Weiß, Klaus; Schüßler, Walter; Sengle, Manfred (2010): Arzneimittel und deren Metaboliten im Wasserkreislauf. In: *GDCh Mitteilungen der Fachgruppe - Umweltchemie und Ökotoxikologie* 16 (4), S. 95-99. Online verfügbar unter https://www.gdch.de/fileadmin/downloads/Netzwerk_und_Strukturen/Fachgruppen/Umweltchemie_OEkotoxikologie/mblatt/2010/b1h410.pdf.

LUBW (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. Unter Mitarbeit von Frank Sacher, Astrid Thoma, Markus Lehmann, Isabel Scherer und Katrin Stier. Hg. v. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.

Mainzer Netze GmbH (2018): Wasserwerk Petersaue. Online verfügbar unter <https://mainzer-netze.de/trinkwasser/themenfilm/>, zuletzt geprüft am 05.05.2018.

Massmann, G.; Greskowiak, J.; Dünnbier, U.; Zuehlke, S.; Knappe, A.; Pekdeger, A. (2006): The impact of variable temperatures on the redox conditions and the behaviour of pharmaceutical residues during artificial recharge. In: *Journal of Hydrology* 328 (1-2), S. 141-156. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2005.12.009.

Massmann, Gudrun; Knappe, Andrea; Richter, Doreen; Pekdeger, Asaf (2004): Investigating the Influence of Treated Sewage on Groundwater and Surface Water Using Wastewater Indicators in Berlin, Germany. In: *Acta hydrochim. hydrobiol.* 32 (4-5), S. 336-350. DOI: 10.1002/ahch.200400543.

MKULNV (2014): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. 17. Aufl. Hg. v. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen NRW.

National Research Council (U.S.) (2012): Water reuse. Potential for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater. Washington D.C.: National Academies Press.

Rat der Europäischen Union (1991): Europäischen Kommunalabwasser-Richtlinie. 91/271/EWG. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=celex:31991L0271>, zuletzt geprüft am 28.02.2018.

Regnery, Julia; Barringer, Jessica; Wing, Alexandre D.; Hoppe-Jones, Christiane; Teerlink, Jennifer; Drewes, Jörg E. (2015): Start-up performance of a full-scale riverbank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals. In: *Chemosphere* 127, S. 136-142. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.12.076.

Regnery, Julia; Gerba, Charles P.; Dickenson, Eric R. V.; Drewes, Jörg E. (2017): The importance of key attenuation factors for microbial and chemical contaminants during managed aquifer recharge. A review. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47 (15), S. 1409-1452. DOI: 10.1080/10643389.2017.1369234.

Rehfeld-Klein, Matthias (2017): Spurenstoffe in Oberflächengewässern und Rohwässern der Trinkwassergewinnung Berlins. Rahmenbedingungen, Probenahme, Maßnahmenplanung. Spurenstoffe in den Gewässern des Hessischen Rieds und Strategien der Eliminierung. Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz. HLNUG. Frankfurt, 2017. Online verfügbar unter https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/Archiv_Veranstaltungen/2017/Symposium_Spurenstoffe/Vortrag_Rehfeld-Klein.pdf.

Schimmelpfennig, Sebastian; Kirillin, Georgiy; Engelhardt, Christof; Dünnbier, Uwe; Nützmann, Gunnar (2016): Fate of pharmaceutical micro-pollutants in Lake Tegel (Berlin, Germany). The impact of lake-specific mechanisms. In: *Environmental Earth Sciences* 75 (10), S. 1319.

Seis, W.; Menz, C.; Schwarzmüller, H. (2013): Risikoanalyse des Eintrages mikrobieller Kontamination in Trinkwasserbrunnen und Ableitung von Vermeidungsstrategien. Phase 1. Hg. v. Kompetenzzentrum Wasser gGmbH. Berlin.

Sperlich, Alexander; Harder, Mareike; Zietzschmann, Frederik; Gnirss, Regina (2017): Fate of Trace Organic Compounds in Granular Activated Carbon (GAC) Adsorbers for Drinking Water Treatment. In: *Water* 9 (7), S. 479. DOI: 10.3390/w9070479.

Statistisches Bundesamt (2015): Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung. Öffentliche Wasserversorgung. Wiesbaden. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/WasserOeffentlich.html>, zuletzt geprüft am 02.10.2017.

SWD (2018): Wasserwerk Flehe. Aufbereitung & Versorgung. Online verfügbar unter https://www.swd-ag.de/panoramatur/info_flehe.html#, zuletzt geprüft am 05.05.2018.

The Global Runoff Data Centre (GRDC) (2017): River Discharge Data. Koblenz. Online verfügbar unter http://www.bafg.de/GRDC/EN/Home/homepage_node.html, zuletzt geprüft am 03.10.2017.

Thebo, A. L.; Drechsel, P.; Lambin, E. F.; Nelson, K. L. (2017): A global, spatially-explicit assessment of irrigated croplands influenced by urban wastewater flows. In: *Environmental Research Letters* 12 (7). DOI: 10.1088/1748-9326/aa75d1.

Umweltbundesamt (2003). Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe

im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht. *Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch -*

Gesundheitsschutz 46, 249-251.

Umweltbundesamt (Hg.) (2017): Daten - Kommunales Abwasser Deutschland. Online verfügbar unter

<https://www.thru.de/kommunales-abwasser/>, zuletzt geprüft am 20.02.2018.

Umweltbundesamt (2018): Trend der Niederschlagshöhe. Hg. v. DWD. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/trends-der-niederschlagshoehe>, zuletzt geprüft am 23.05.2018.

Umweltbundesamt GmbH (2015): 8th technical assessment of the implementation of Council Directive concerning Urban Waste Water Treatment (91/271/EEC). Brüssel.

Umweltministerium NRW (Hg.) (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behnadlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Gütebetrachtungen. Abschlussbericht. Unter Mitarbeit von ISA IWW.

TrinkwV 2018: Verordnung zur Neuordnung trinkwasserrechtlicher Vorschriften - Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 2. Fundstelle: Bonn.

VWM (18.01.2016): Trink Wasser! Koblenz.

Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) (Hg.) (2017): PEGELONLINE. Online verfügbar unter

<https://www.pegelonline.wsv.de/gast/start>, zuletzt geprüft am 03.10.2017.

WasserBLICK/BfG & Zuständige Behörden der Länder (2016a): Wasserschutzgebiete-DE. Unter Mitarbeit von Ralf Busskamp. Koblenz. Online verfügbar unter <https://geoportal.bafg.de/portal/Query/ShowCSWInfo.do?fileIdentifier=52d1b6ab-31c7-491b-96c8-be22a31d7313>, zuletzt geprüft am 22.10.2017.

WasserBLICK/BfG & Zuständige Behörden der Länder (2016b): WFS: Wasserschutzgebiete-DE. Unter Mitarbeit von Ralf Busskamp. Koblenz. Online verfügbar unter <https://geoportal.bafg.de/portal/Query/ShowCSWInfo.do?fileIdentifier=1bc112c8-efb1-4032-a9e4-9e45cb658a52>, zuletzt geprüft am 22.10.2017.

WHG, vom 31.07.2009 (letzte Änderung durch BGBl. I S. 2771 am 18.07.2017): Wasserhaushaltsgesetz.

WHO (Hg.) (2016): Protecting surface water for health. Identifying, Assessing and Managing Drinking-Water Quality Risks in Surface-Water Catchments. Unter Mitarbeit von Bettina Rickert, Ingrid Chorus und Oliver Schmoll. World Health Organisation. Switzerland: WHO Document Production Services.

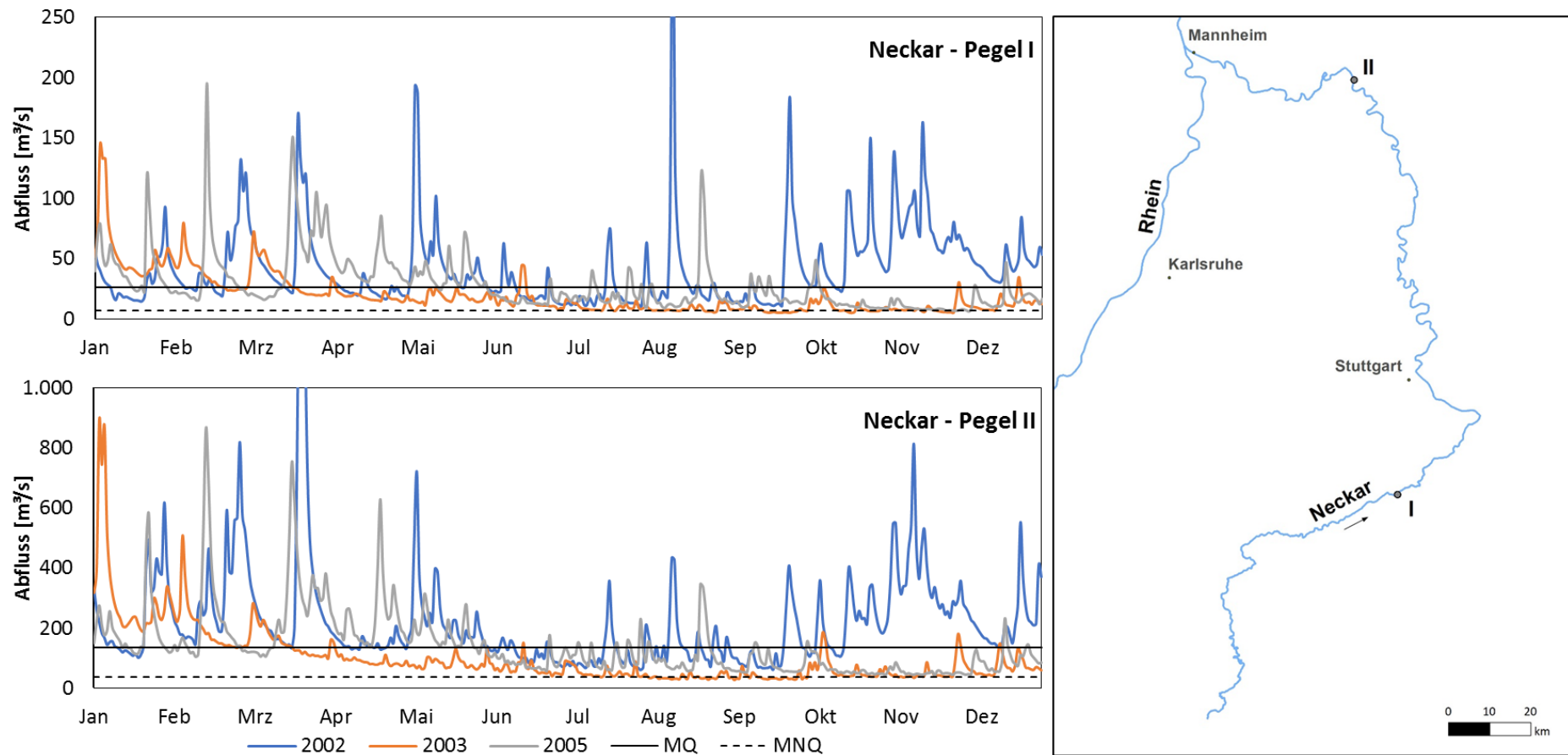
WVR (2018): Uferfiltratwasserwerke Bodenheim und Guntersblum. Hg. v. Wasserversorgung Rheinhessen-Pfalz.

Ziegler, Dörte (2001): Untersuchungen zur nachhaltigen Wirkung der Uferfiltration im Wasserkreislauf Berlins. Berlin.

Zippel, Matthias; Hannappel, Stephan; Duscher, Klaus; Scheytt, Traugott; Müller, Beate (2010): Mathematische Simulation des Eintrages von Arzneimitteln aus Oberflächengewässern in das Grundwasser durch Uferfiltration. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

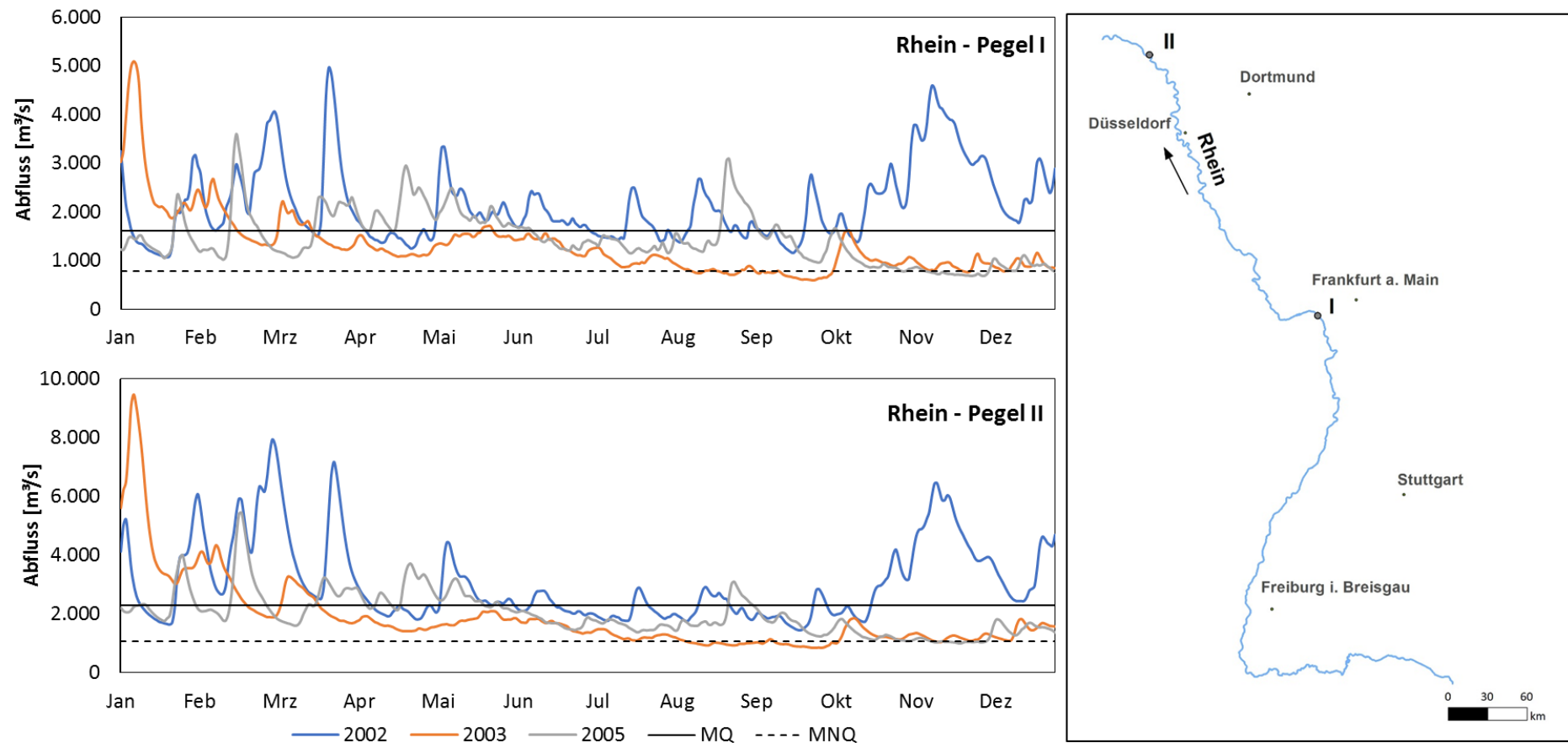
A Anhang

Abbildung 38: Jährliches Abflussregime des Neckars (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).



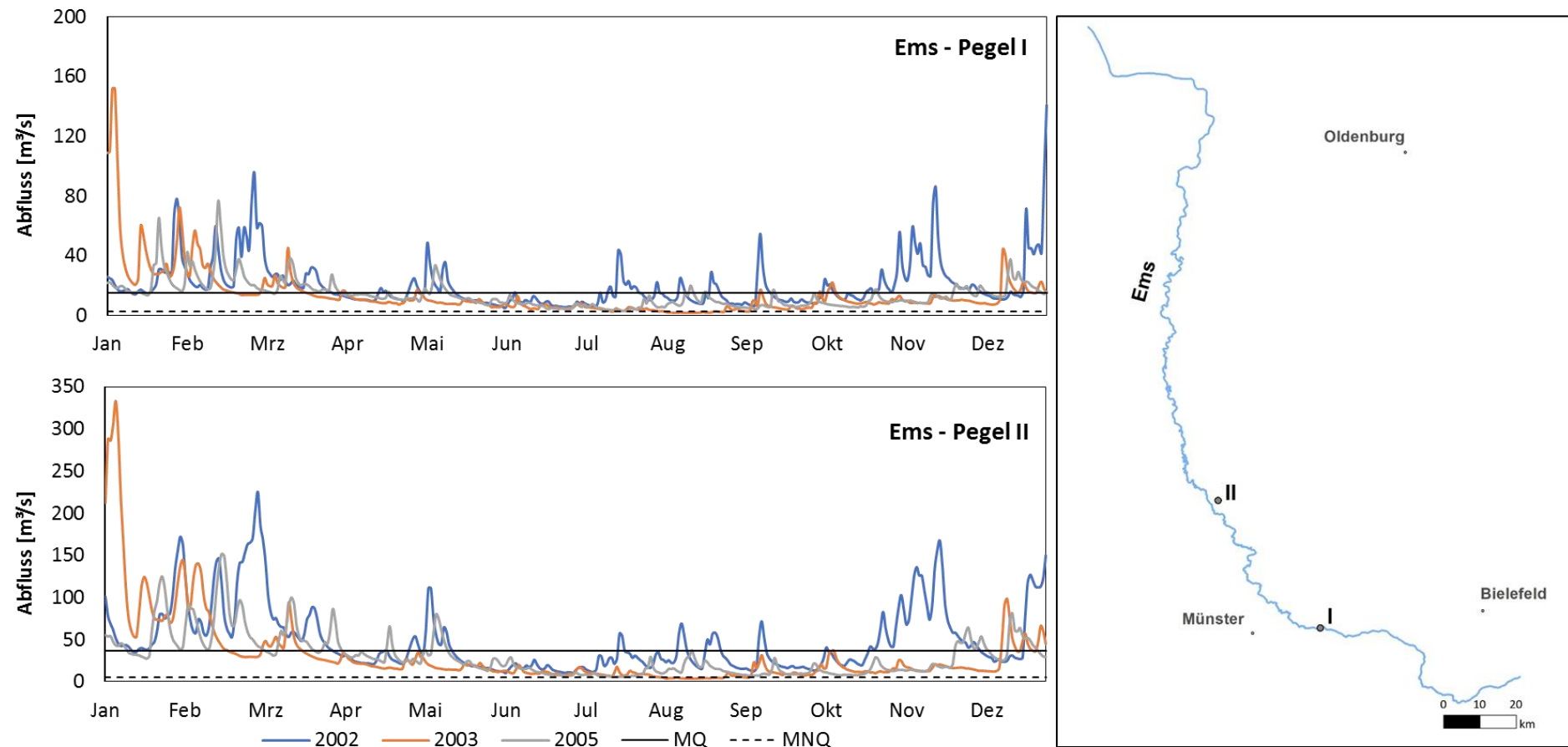
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 39: Jährliches Abflussregime des Rheins (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).



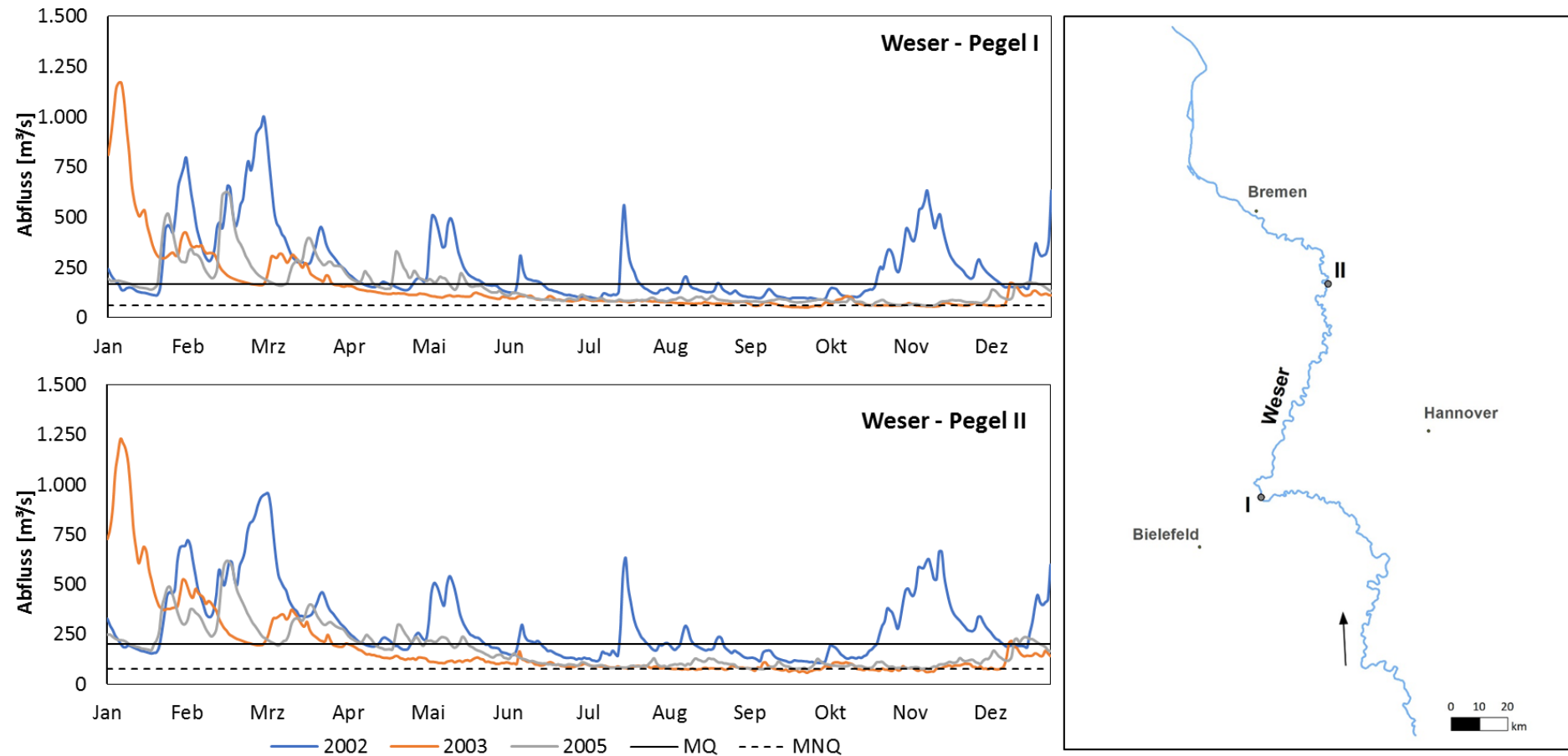
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 40: Jährliches Abflussregime des Ems (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).



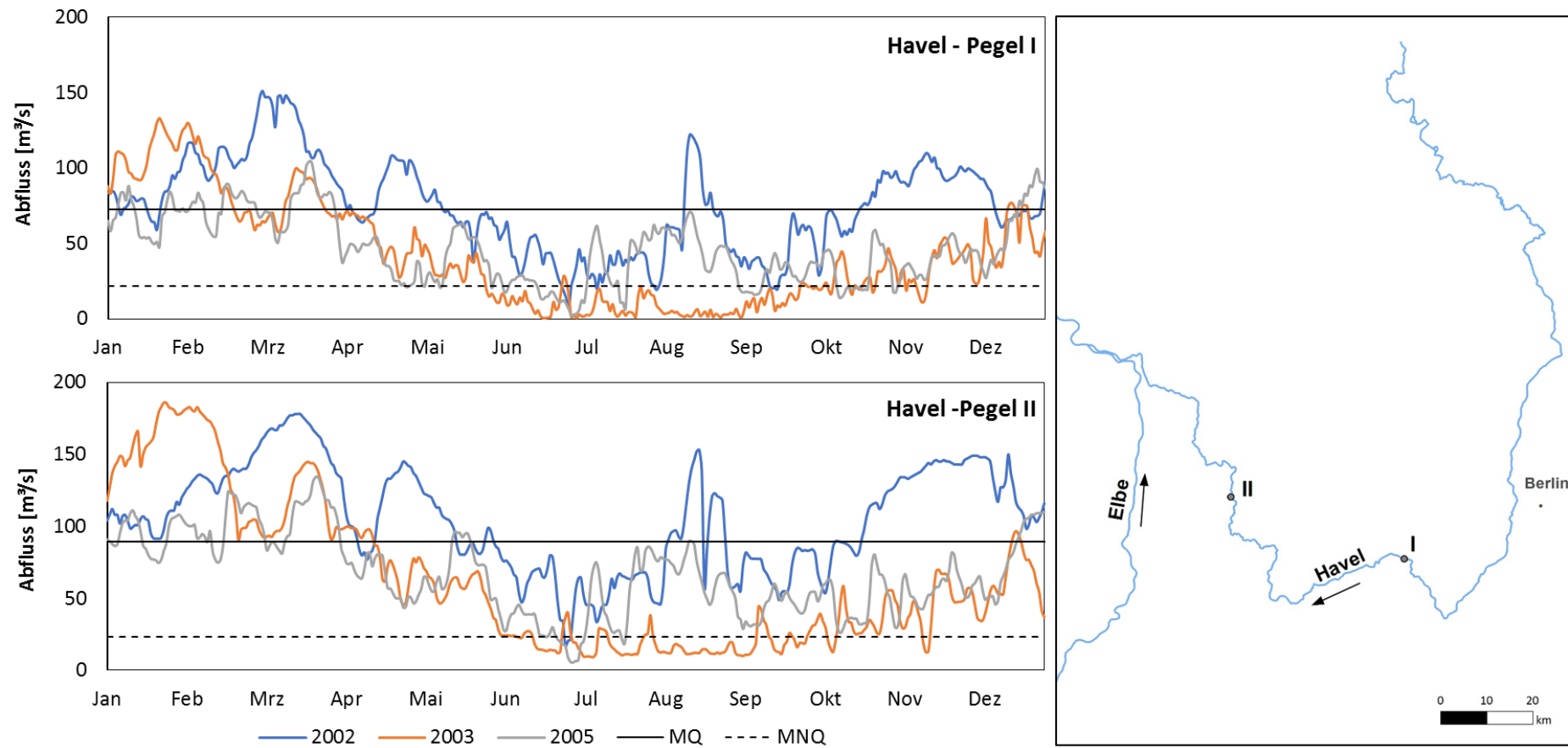
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 41: Jährliches Abflussregime der Weser (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).



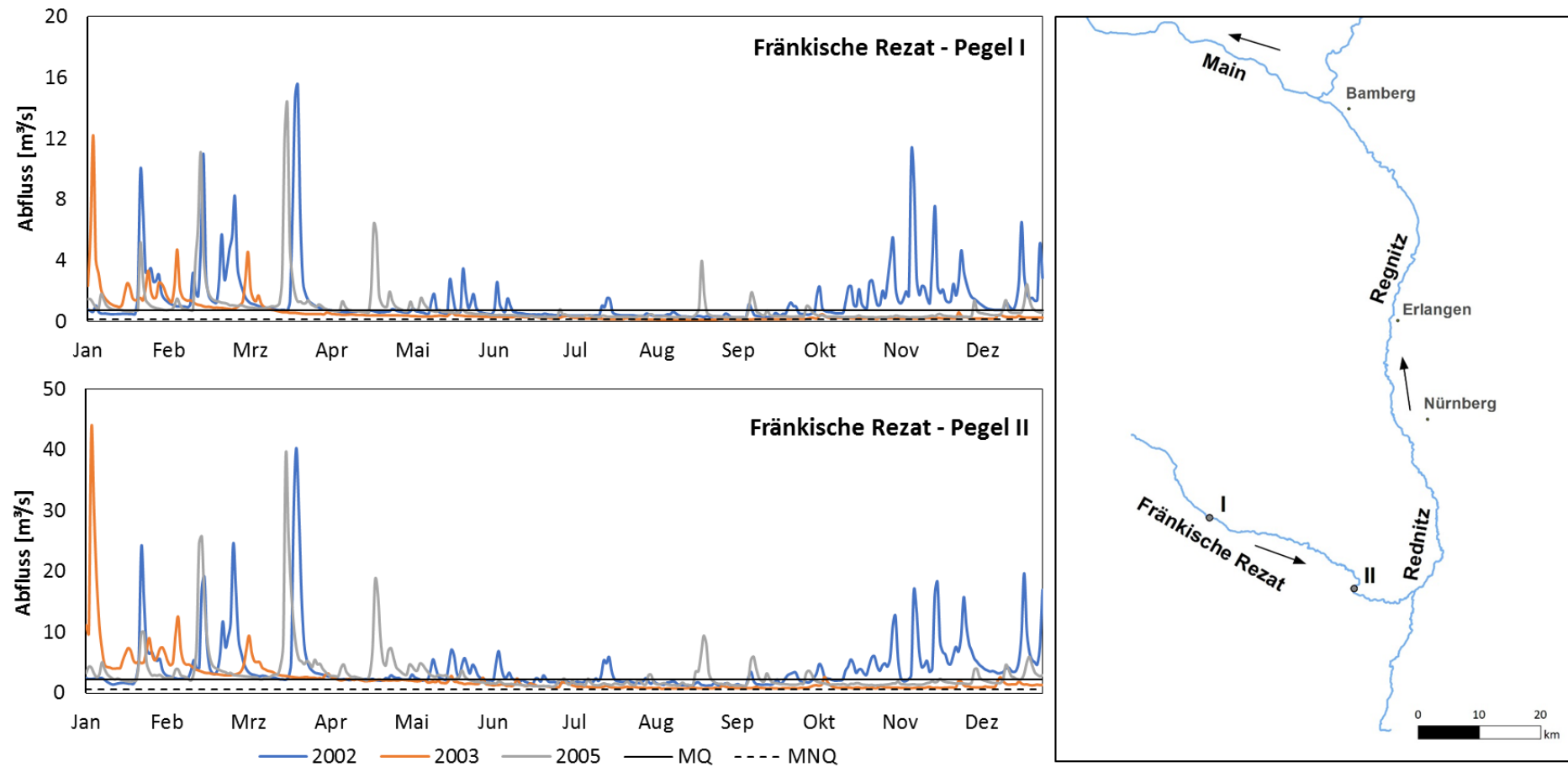
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 42: Jährliches Abflussregime der Havel (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017).



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 43: Jährliches Abflussregime der Fränkischen Rezat (MQ, MNQ) für zwei ausgewählte Pegelstandorte und repräsentative Abflussjahre für feuchte (2002), trockene (2003) und durchschnittliche (2005) Jahre (The Global Runoff Data Centre (GRDC) 2017)



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

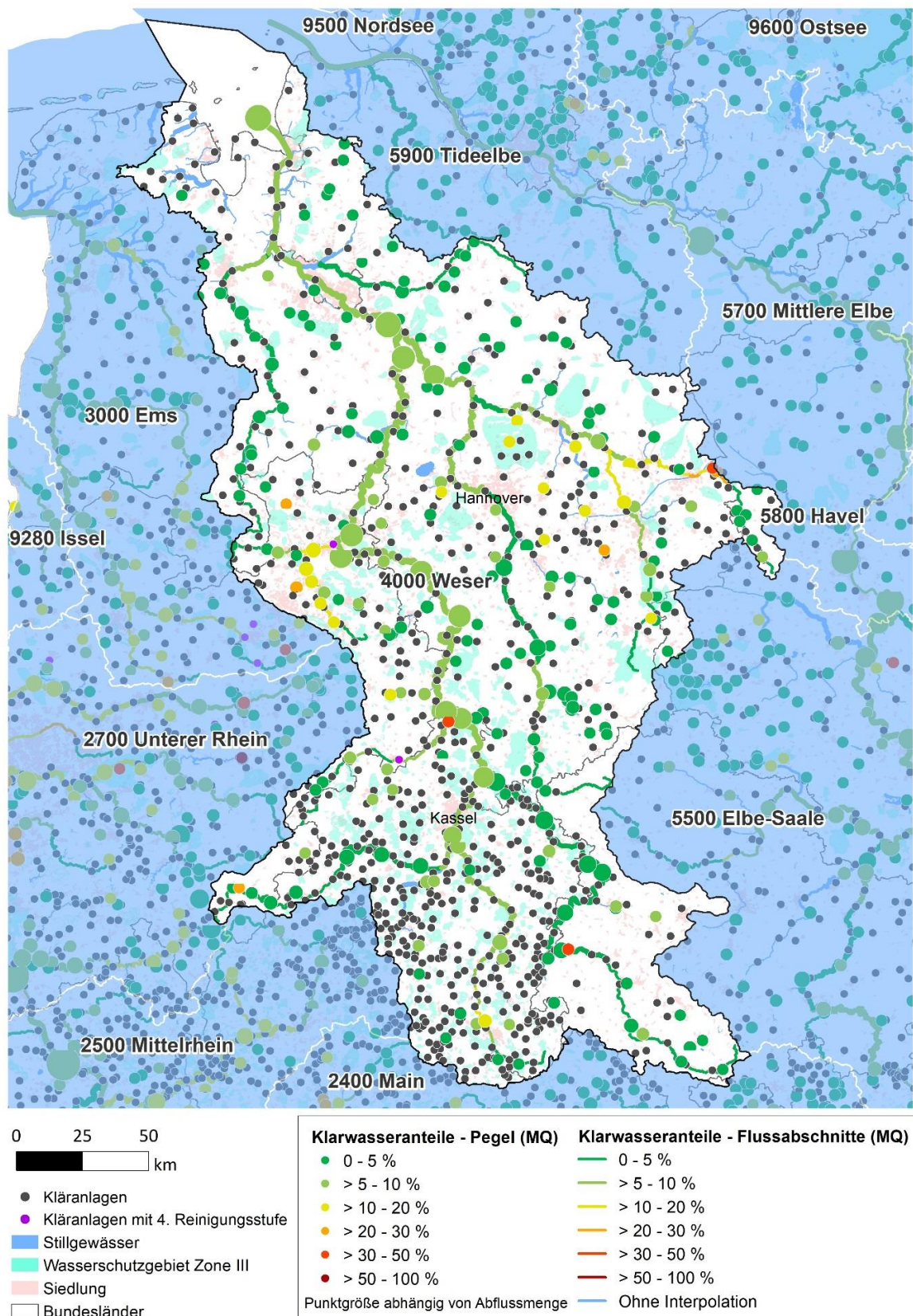
Tabelle A-23: Beschreibung der ‚Feature Classes‘ in der Geodatabank

Typ	Name	Inhalt
	RiverCatchment	Einzugsgebiete der Gewässer Dient der Visualisierung und der Selektion von und Daten innerhalb von Teilgebieten zur Erzeugung der Teilgebietsdatenbanken, z.B. die Einzugsgebiete Main, Fränkische Rezat und Neckar.
	RiverNetwork	Gewässernetz mit Kanten-Knoten Beziehung. Erforderlich für die Bilanzierung und Visualisierung der Einleitungen und Abflüsse. <i>Wird automatisch generiert aus der Feature Class RiverSection_SP.</i>
	RiverNode	Gewässerknoten Erforderlich für die Bilanzierung und Visualisierung der Einleitungen und Abflüsse. <i>Wird automatisch generiert aus der Feature Class RiverSection_SP.</i>
	RiverSection	Gewässerabschnitte Topologisch korrekte Gewässerabschnitte. Die Digitalisierichtung muss der Fließrichtung entsprechen, Gewässeraufspaltungen (zum Beispiel Nebenarme, Bifurkationen, ...) werden derzeit nicht unterstützt. Dükersituationen sind möglich. So genannte PseudoNodes sind vor Prozessierung der Daten zu eliminieren.
	RiverSection_SP	Gewässerabschnitte mit Verbindungslinien Wie FC RiverSection, jedoch ergänzt um Verbindungslinien der Klärwerkeinleitungen. <i>Wird automatisch generiert aus den Feature Classes RiverSection und Sewage_ConnetionLine.</i>
	SewagePlant	Standorte der Klärwerke Standorte der Klärwerke mit Angaben zu den Einleitungsmengen in m ³ /s.
	SewagePlant_ConnectionLine	Verbindungsline Klärwerk - Gewässerabschnitt Verbindungsline zwischen einem Klärwerk und dem nächsten Gewässerabschnitt. Die kürzeste Verbindungsline wird automatisch generiert. Diese kann aber manuell korrigiert werden, in der Form, dass bereits in der Datenaufbereitung der Gewässerabschnitte eine Verbindung zwischen Kläranlage und Einleitstelle topologisch korrekt erzeugt wird.
	WaterGauge	Standorte der Gewässerpegel Standorte der Gewässerpegel mit Angaben zum Durchfluss in m ³ /s. Es werden die Angaben zu MNQ und NQ ausgewertet. <i>Der prozentuale Anteil von Abwasser wird automatisch berechnet aus der FC RiverNetwork und in den Feldern SP_PercentageMNQ und SP_PercentageMNQ gespeichert.</i>
	DefactoReusePoint	Kopie der FC der Pegelmessstellen WaterGauge Ergebnis der Prozessierung

Typ	Name	Inhalt
		Die Abflusswerte der Kläranlagen werden mit den Durchflusswerten MQ und MNQ [m3/s] der Pegel in Beziehung gesetzt und als Prozentanteil ausgewiesen. <i>Der prozentuale Anteil von Abwasser wird automatisch berechnet aus der FC RiverNetwork und in den Feldern SP_PercentageMNQ und SP_PercentageMNQ gespeichert.</i>
	DefactoReuseLine	Kopie der FC RiverNetwork auf der Basis der Routen Die Durchflusswerte MQ und MNQ [m3/s] der Pegelmessstellen werden auf die Routen der Gewässerabschnitte übertragen und inter- und extrapoliert. Die in den Gewässerabschnitten gespeicherten Abflusswerte der Kläranlagen werden mit den inter- und extrapolierten Durchflusswerten in Beziehung gesetzt und als prozentualer Anteil ausgewiesen. <i>Der prozentuale Anteil von Abwasser wird automatisch berechnet aus der FC RiverNetwork und in den Feldern SP_PercentageMNQ und SP_PercentageMNQ gespeichert.</i> <i>Wird automatisch generiert aus der Feature Class RiverNetwork.</i>
	WaterProtectionArea	Trinkwasserschutzgebiete Flächenhafte Darstellung der Trinkwasserschutzgebiete Deutschlands überwiegend mit den Schutzgebietsklassen I, II und III. Wird in der Hintergrunddatenbank gespeichert.

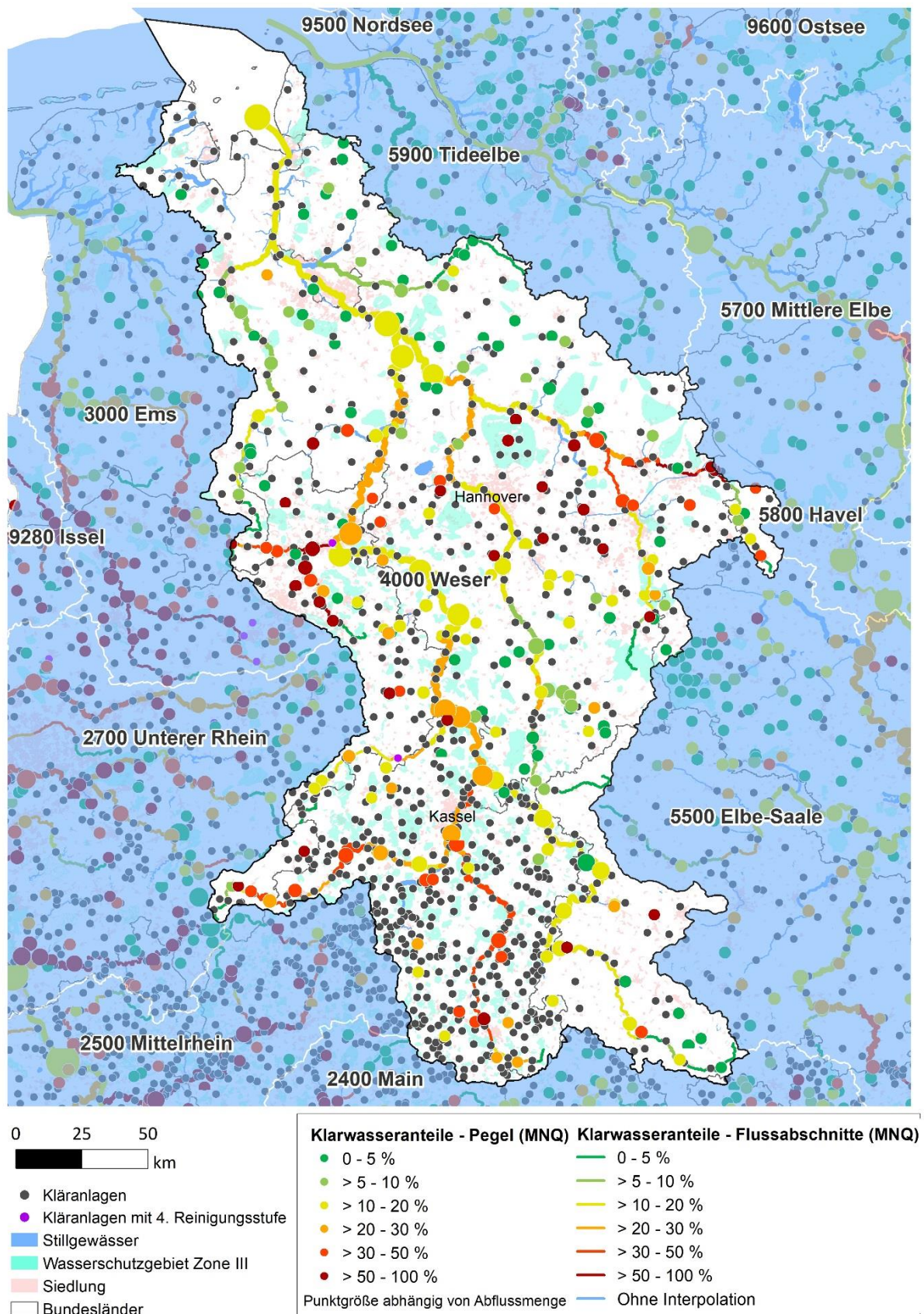
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft & DHI WASY GmbH

Abbildung A-44: Klarwasseranteile in der Weser bei MQ-Bedingungen



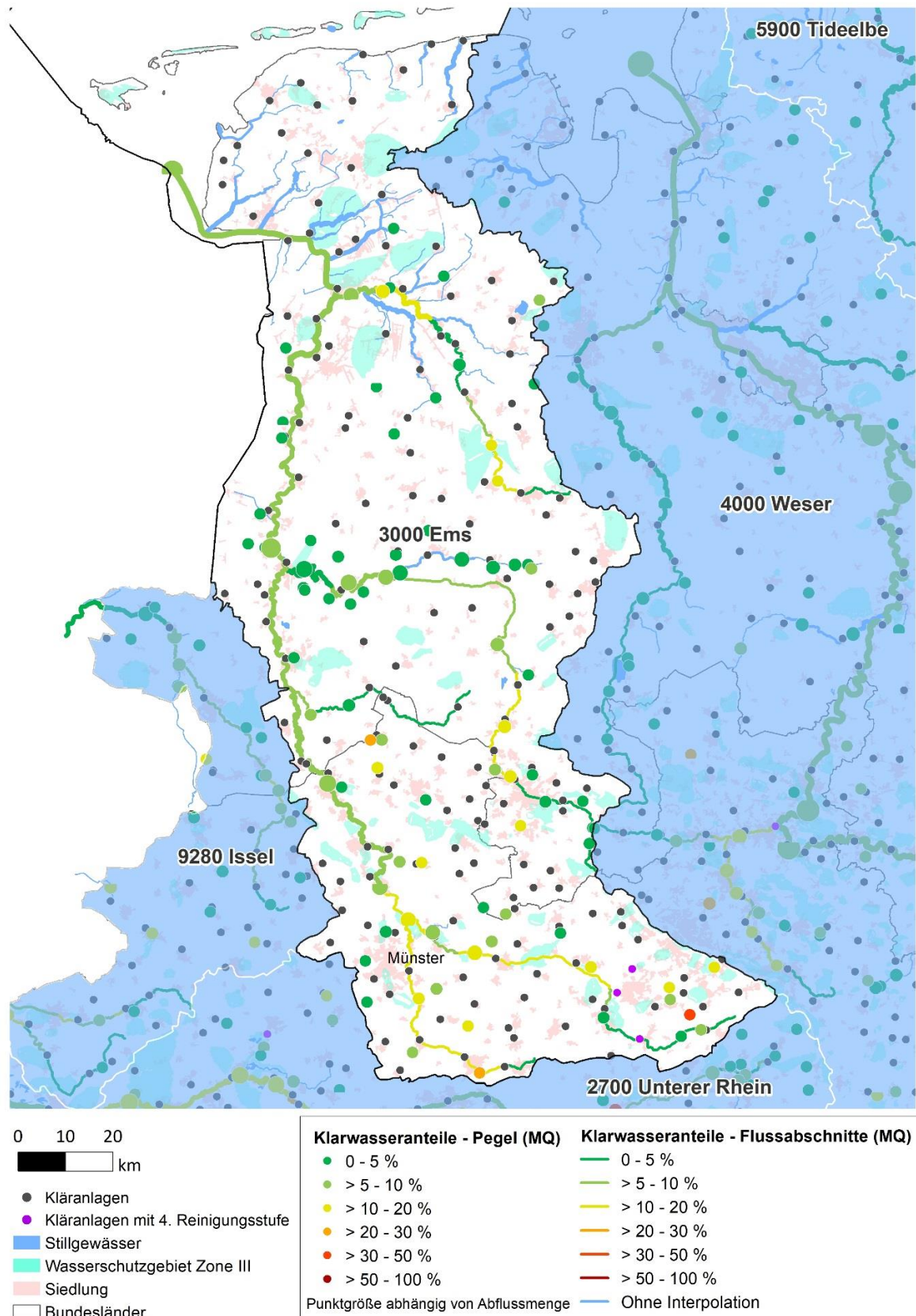
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung A-45: Klarwasseranteile in der Weser bei MNQ-Bedingungen



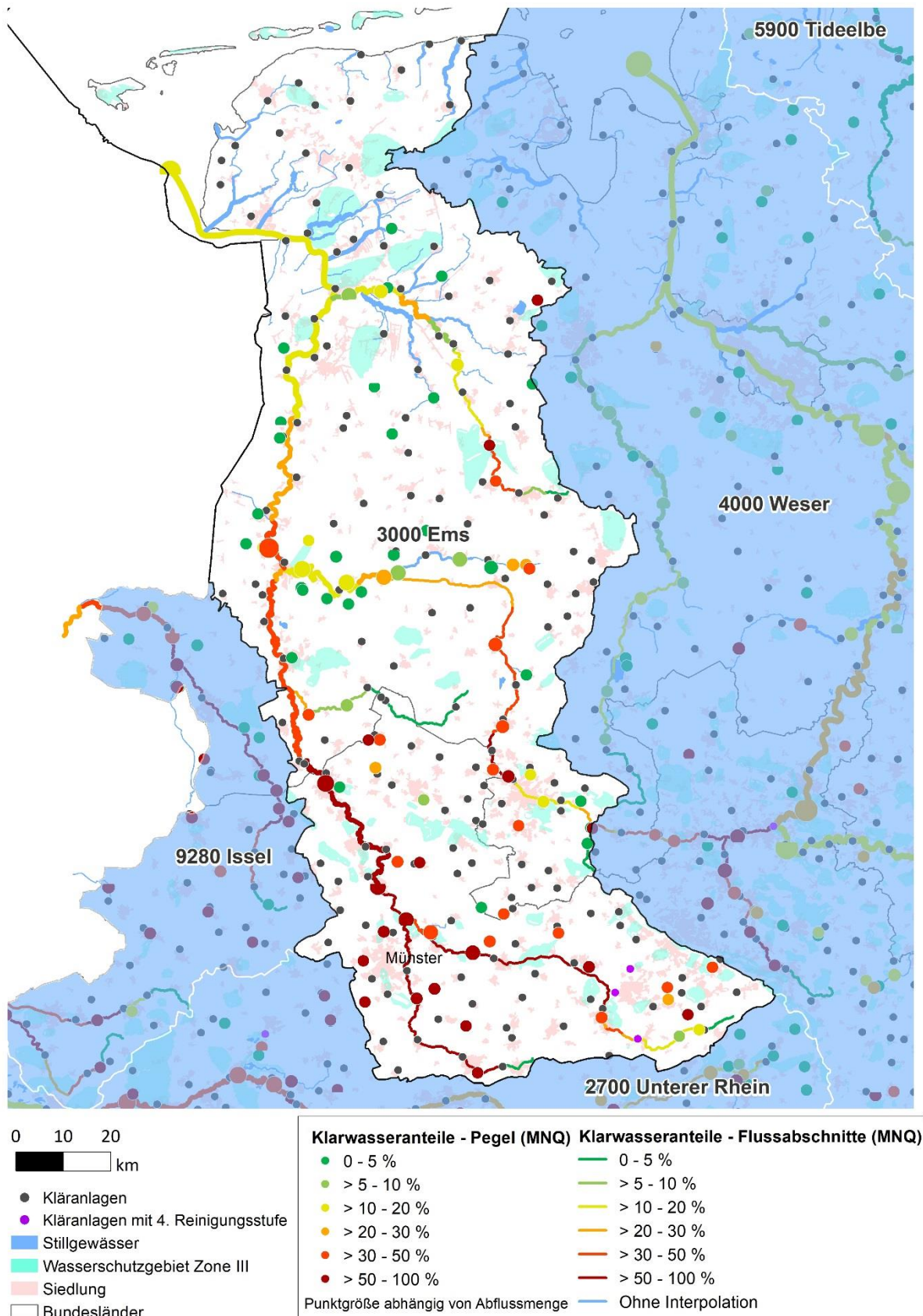
Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung A-46: Klarwasseranteile in der Ems bei MQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung A-47: Klarwasseranteile in der Ems bei MNQ-Bedingungen



Quelle: Eigene Darstellung – TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft