Sichere Ruhr

Gemeinsamer Abschlussbericht aller Verbundprojektpartner
Förderkennzeichen 02WRS1283A bis J

Projektpartner

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gGmbH (IWW)
Ruhrverband (RV)
Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn (UBN)
Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA)
Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Ruhr-Universität Bochum (RUB)
RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH (RWW)
Universität Duisburg-Essen (UDE)
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS)
aquatune – Dr. Gebhardt & Co. GmbH (aquatune)
Xylem Water Solutions Herford GmbH (Xylem)

GEFÖRDERT VOM

Bundesministerium für Bildung und Forschung

Das diesem Abschlussbericht zugrunde liegende Forschungsprojekt wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Fördermaßnahme „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf – RiSKWa“ unter den Förderkennzeichen 02WRS183A bis J gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Autoren

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH
Dr.-Ing. Wolf Merkel, Dr. Martin Strathmann, Dipl.-Volksw. Andreas Hein, Dipl.-Kffr. Marina Neskovic, Dr. Hans-Joachim Mälzer, Dr. Tim aus der Beek

Ruhrverband (RV)
Prof. Dr.- Ing. Norbert Jardin, Britta Schoenemann

Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn (UBN)
Prof. Dr. med. Thomas Kistemann, Christian Timm, Stephan Luther, Dr. Christoph Koch

Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA)
Katharina Tondera, Kassandra Klaer, Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp

Abt. für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Ruhr-Universität Bochum (RUB)
Dr. rer.nat. Lars Jurzik, Dr. Ibrahim Hamza Ewess (Ph.D.), Prof. Dr. med. Michael Wilhelm

RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH (RWW)
Dr. Christoph Donner, Dr. Anne Heyer, Dr. Mathias Schöpel

Universität Duisburg-Essen (UDE)
Biofilm Centre (UDE-BC): Dr. Jost Wingender, Marina Horstkott
Aquatische Ökologie (UDE-HB): Prof. Dr. Bernd Sures, Christian Selbach
Inst. für Kommunikationswissenschaft (UDE-KOM): Rania Lahdo, Lisa Debo, Prof. Dr. Jo Reichertz

Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS)
Prof. Dr. Peter Wiedemann, Dr. Franziska Boerner

aquatune – Dr. Gebhardt & Co. GmbH (aquatune)
Jörg Gebhardt

Xylem Water Solutions Herford GmbH (Xylem)
Jens Gebhardt, Jürgen Vogt

Bearbeitungszeitraum: 01.01.2012 bis 31.03.2015

Zur besseren Lesbarkeit wird nicht zwischen weiblichen und männlichen Berufsbezeichnungen unterschieden; es sind immer beide Geschlechter gleichberechtigt angesprochen.

Vorwort und Danksagung

Weltweit wendet sich der Mensch seinen wichtigsten Wasserressourcen in den Flüssen wieder zu. Ob München, Berlin, Paris oder Kopenhagen, der Trend geht in den Metropolen zur Revitalisierung der Gewässer und damit zur Rückkehr zum naturnahen Lebensraum in urbaner Umgebung. Auch in der Metropole Ruhr rückt der Fluss zunehmend wieder in das Bewusstsein der Bewohner. So steht die Ruhr auch im Fokus des Forschungsprojektes Sichere Ruhr, das zwischen 2012 und 2015 untersuchte, ob das Baden in der Ruhr in Zukunft Vision bleiben muss oder Wirklichkeit werden kann.

Der Förderschwerpunkt RiSKWa („Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) bot hier die einzigartige Untersuchungsmöglichkeit, ob und unter welchen Bedingungen das Baden in der Ruhr in absehbarer Zeit zugelassen werden kann. Begleitend wurden Optimierungsmöglichkeiten zur Sicherheit der Trinkwassergewinnung und -aufbereitung aus der Ruhr erarbeitet.

Kaum ein Wasser-Forschungsprojekt der letzten Jahre hat von Projektbeginn an so viel Aufmerksamkeit und Interesse von Öffentlichkeit, Politik und Medien bekommen. Neben der wissenschaftlichen Arbeit lag eine besondere Herausforderung darin, auf die Erwartungen der Bevölkerung bis zum Vorliegen der Ergebnisse mit dem wissenschaftlichen Vorbehalt der ergebnisoffenen Forschung zu reagieren. Als nach etwa 2 Jahren Arbeit die Hoffnung auf eine mögliche Realisierung des Badebetriebs zunehmend mit Fakten unterlegt werden konnte, kam zur stringenten Fortsetzung der wissenschaftlichen Arbeit die besondere Herausforderung, die im Forschungsprojekt begonnenen Vorbereitungen für einen realen Badebetrieb an drei Badestellen im Stadtgebiet Essen an eine kommunal ermächtigte Organisation zu übergeben. All diese Bemühungen haben am 12.6.2015 zur Gründung einer „Interessengemeinschaft Baden in der Ruhr“ im Stadtgebiet Essen geführt. Das Ziel – die Einrichtung und der Betrieb von Badestellen für die badelustige Bevölkerung in Essen im Jahr 2016 – ist in greifbarer Nähe.

Dazu hat das Forschungsvorhaben Sichere Ruhr das notwendige Wissen erarbeitet und die entscheidenden Impulse gesetzt: wissenschaftliche hochkarätige Erkenntnisse, Forschung für den Menschen, wirtschaftliches Potenzial und die Attraktivität einer ganzen Region profitieren von diesem BMBF-Forschungsvorhaben.

Die Autoren bedanken sich bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des interdisziplinären Projektverbunds Sichere Ruhr: IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH (Koordinator), Ruhrverband, Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Ruhr-Universität Bochum, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Universität Duisburg-Essen mit vier Instituten (Biofilm Centre; Aquatische Ökologie; Institut für Kommunikationswissenschaft; Institut für Soziologie), Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse am Karlsruher Institut für Technologie sowie den Firmen aquatune – Dr. Gebhardt & Co. GmbH und Xylem water solutions GmbH. Unser besonderer Dank geht an die fachliche Projektbegleitung durch Frau Dr. Regine Szewzyk (Umweltbundesamt), an die engagierten Vertreter von Behörden, Verbänden und Parteien sowie an die Bürgerinnen und Bürger der Region, die in den Umsetzungsworkshop wesentliche Beiträge und Impulse gesetzt haben. Die Beteiligungsworkshops wurden in ausgezeichneter Weise von Herrn Kuntz (kompass21) moderiert. Gedankt sei auch dem Fischerei-Verein Essen e.V. (Herr Mewes) und der Seaside Beach Baldeney GmbH (Herr Walterscheid), die uns Probenahmen sowie die Aufstellung von Online-Messegeräten auf ihrem Gelände ermöglicht haben.

Die engagierte Begleitung durch Ämter und Einrichtungen der Stadt Essen unter Federführung von Grün&Gruga (Herr Schmidt-Knop und Herr Falke), dem Gesundheitsamt unter Leitung von Herrn Dr. Kundt, dem Essener Sportbund (Herr Rohrberg), dem Ordnungsamt (Herr Kraemer) unter der Schirmherrschaft des Oberbürgermeisters und der Umweltdezernentin Frau Raskop wurde zu einem entscheidenden Erfolgsfaktor. Für das Vertrauen und die engagierte Mitarbeit sei allen Beteiligten – auch vielen ungenannten Kolleginnen und Kollegen – herzlich gedankt.

Die dargestellten Ergebnisse wurden im BMBF-geförderten Verbundvorhaben Sichere Ruhr im Rahmen der Fördermaßnahme „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“ (RiSKWa) erarbeitet. Für die Förderung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Forschung für Nachhaltigkeit (FoNa) im Förderschwerpunkt Nachhaltiges Wassermanagement (NaWaM) bedanken sich die Autoren im Namen des gesamten Projektkonsortiums (Förderkennzeichen 02WRS1283A bis J) insbesondere bei Herrn Dr. Löwe. Die gute Betreuung durch den Projektträger Karlsruhe, namentlich die konstruktive und engagierte Begleitung durch Frau Dr. Höckele, Frau Dr. Funke und Frau Köhler seien besonders herausgestellt.

Weitere Informationen zur Projektarbeit und zu aktuellen Arbeitsergebnissen finden sich auf der Projekthomepage www.sichere-ruhr.de.

Inhaltsverzeichnis

I.	**Kurzdarstellung**	**7**
I.1	Aufgabenstellung	7
I.2	Voraussetzungen zur Durchführung des Vorhabens	9
I.3	Planung und Ablauf des Vorhabens	10
I.4	Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde	15
I.4.1	Mikrobiologische und chemische Risiken bei der Nutzung von Oberflächengewässern zur Badenutzung und Trinkwassergewinnung	15
I.4.1.1	Allgemein	15
I.4.1.2	Bakterien	16
I.4.1.3	Viren	16
I.4.1.4	Protozoische Parasiten	17
I.4.1.5	Risiken durch Vogelschistosomen	17
I.4.2	Wahrnehmung und Akzeptanz von Risiken	17
I.4.3	Risikokommunikation	18
I.4.3.1	Trink- und Badegewässer als Risikoträger	18
I.4.3.2	Krisen- und Risikokommunikation	20
I.4.4	Eintragspfade und Ansätze zur Eintragsminderung	20
I.4.4.1	Mikrobielle Belastungen durch Kläranlageneinleitungen	21
I.4.4.2	Mikrobielle Belastung durch Mischwassereinleitungen	21
I.4.4.3	Mikrobielle Belastung durch diffuse Eintragspfade	22
I.4.4.4	Eintragspfade organischer Spurenstoffe	22
I.4.5	Überwachung und Monitoring von Mikroorganismen im Gewässer und Trinkwasser	23
I.4.6	Gewässergütemodellierung	24
I.4.7	Ökonomische Kosten/Nutzen-Bewertung	27
I.5	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	30
II.	**Eingehende Darstellung des Projektes**	**35**
II.1	Die Ruhr – Einzugsgebiet, Wasserqualität, Nutzung	35
II.2	Gefährdungsanalyse – Arbeitspaket 1	41
II.2.1	Literaturstudie	41
II.2.1.1	Legionellen	42
II.2.2	Interviews	42
II.2.3	Untersuchungsgebiet „Untere Ruhr“	44
II.2.4	Untersuchungsprogramm an der Ruhr	47

II.2.5	Bestandsaufnahme Ruhrwasserqualität	49
II.2.5.1	Physikalisch-chemische Parameter	49
II.2.5.2	Bakterien	52
II.2.5.3	Viren	64
II.2.5.4	Parasitische Protozoen	70
II.2.5.5	Vogelschistosomen	74
II.2.6	Untersuchungen in der Trinkwasseraufbereitung	82
II.2.7	Auswertung des Programms „Reine Ruhr“	85
II.3	Risikobewertung – Arbeitspaket 2	87
II.3.1.1	Quantitative mikrobielle Risikobewertung (QMRA, quantitative microbial risk assessment)	87
II.3.1.2	Disability-Adjusted Life Years (DALY)	91
II.3.2	Risikobewertung Spurenstoffe	97
II.3.3	Identifizierung relevanter Eintragspfade und Bewertung des Einflusses der Eintragspfade auf die Gewässerqualität der unteren Ruhr	99
II.3.4	Entwicklung eines Maßnahmenkatalogs zur Sicherung einer unbedenklichen Badegewässernutzung	104
II.3.5	Definition von Eingreiffeldern zur Sicherung der Trinkwassergewinnung	104
II.3.6	Risikobewertung Legionellen (Aufstockung)	105
II.4	Risikowahrnehmung – Arbeitspaket 3a	107
II.4.1	Aufgabenstellung des Teilprojektes	107
II.4.2	Voraussetzungen	107
II.4.3	Planung und Ablauf	107
II.4.4	Methodik der Studie	108
II.4.5	Entscheidende Ergebnisse der Studie	109
II.4.6	Schlussfolgerungen für die Risikokommunikation	111
II.5	Risikokommunikation – Arbeitspaket 3b	115
II.5.1	Mediendiskursanalyse „Badegewässerqualität Obere Isar“ und „Spree 2011“	115
II.5.2	Inhaltsanalyse zum medienvermittelten Wissen zum Thema „Baden in der Ruhr“	119
II.5.3	Risikokommunikationskonzept	121
II.5.4	Wesentliche Schlussfolgerungen	125
II.6	Partizipation – Arbeitspaket 3c	127
II.6.1	Stakeholderanalyse	127
II.6.2	Wesentliche Schlussfolgerungen	129
II.7	Maßnahmen zur Eintragsminderung – Arbeitspaket 4a	132
II.7.1	Maßnahmen zur Reduzierung von mikrobiellen Einträgen	132
II.7.1.1	Behandlungsverfahren an punktuellen Eintragsquellen	132

II.7.1.2 Mengenmäßige Reduktion der eingetragenen Frachten und Behandlung diffuser Quellen 135

II.7.2 Experimentelle Untersuchungen 136

II.7.2.1 Versuchsaufbau zur Desinfektion von Kläranlagenabläufen 137

II.7.2.2 Ergebnisse der UV-Bestrahlung von Kläranlagenabläufen 138

II.7.2.3 Ergebnisse der Ozonung von Kläranlagenabläufen 139

II.7.2.4 Vergleich der Verfahren 141

II.7.3 Behandlung von Mischwasser durch UV-Bestrahlung bzw. Ozonung 142

II.7.3.1 Versuchsaufbau und -durchführung 142

II.7.3.2 Ergebnisse 144

II.7.3.3 Vergleich der Verfahren zur Mischwasserbehandlung 148

II.7.4 Maßnahmenszenario für das Projektgebiet mit Wirtschaftlichkeitsbetrachtung 149

II.7.4.1 Maßnahmen an Kläranlagen 150

II.7.4.2 Maßnahmen zur Mischwasserreduzierung und -behandlung 151

II.7.4.3 Maßnahmen an diffusen Quellen 154

II.7.4.4 Auswirkungen ausgewählter Maßnahmen auf den mikrobiologischen Eintrag 155

II.8 Monitoring/Frühwarnsystem – Arbeitspaket 4b 158

II.8.1 Erprobung von Schnelltests zur Quantifizierung von *E. coli*, coliformen Bakterien, intestinalen Enterokokken und *P. aeruginosa* 158

II.8.1.1 Probenahme und Analytik 158

II.8.1.2 Kommerzielle Schnelltests zur Messung von *E. coli*, coliformen Bakterien, intestinalen Enterokokken und *P. aeruginosa* 158

II.8.1.3 Quantifizierung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken mittels quantitativer PCR 162

II.8.2 Online-Messungen von *E. coli* und coliformen Bakterien 166

II.8.3 Entwicklung eines Frühwarnsystems 169

II.8.3.1 Messstellen und Datenumfang 170

II.8.3.2 Verwendete Modellansätze 171

II.8.3.3 Entwicklung des Frühwarnsystems 175

II.8.3.4 Ergebnisse 176

II.8.3.5 Vergleich der verschiedenen Modelle 186

II.8.3.6 Anwendung der Modelle auf die potenzielle Badestelle Seaside Beach 187

II.8.3.7 Schlussfolgerungen 189

II.8.3.8 Weitere Untersuchungen 190

II.8.3.9 Weiterer Forschungsbedarf 191

II.9 Realisierungskonzept – Arbeitspaket 5 192

II.9.1 Zahlungsbereitschaft und Kosten-Nutzen-Bewertung 192

II.9.1.1 Grundannahmen der Kosten-Nutzen-Analyse 192

II.9.1.2 Der Nutzen aus dem Baden an der Ruhr und ihren Seen 193

II.9.1.3 Die Kosten aus dem Baden an der Ruhr und ihren Seen 197

II.9.2	Realisierungskonzept	203
II.9.2.1	Situationsanalyse	203
II.9.2.2	Szenarienworkshop April 2013	207
II.9.2.3	Kosten-Nutzen-Analyse	209
II.9.2.4	Fachworkshop Februar 2014 und Umsetzungsworkshop Mai 2014	209
II.9.2.5	Handlungsleitfaden	216
II.10	Voraussichtlicher Nutzen / Verwertbarkeit der Ergebnisse	218
II.10.1	Gefährdungsanalyse und Risikobewertung	218
II.10.2	Risikowahrnehmung, Risikokommunikation und Partizipation	219
II.10.3	Einträge und Maßnahmen	221
II.10.4	Monitoring und Prognose	222
II.10.5	Realisierungskonzept	223
II.11	Während der Durchführung des Projektes bekannt gewordener Fortschritt auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen	226
II.11.1	Gefährdungsanalyse und Risikobewertung	226
II.11.2	Risikowahrnehmung, Risikokommunikation und Partizipation	226
II.11.3	Einträge und Maßnahmen	227
II.11.4	Monitoring und Prognose	227
II.11.5	Realisierungskonzept	228
II.12	Erfolgte Veröffentlichungen und Vorträge	229
II.12.1	Publikationen	229
II.12.2	Vorträge	231
III.	**Literatur**	**233**

I. Kurzdarstellung

I.1 Aufgabenstellung

Das Forschungsprojekt Sichere Ruhr hat im Rahmen der BMBF-Förderbekanntmachung „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“ ein umfassendes Risikomanagement (Gefährdungsanalyse, Risikobewertung, Maßnahmen zur Emissionsminderung, Monitoring- und Frühwarnsystem, Realisierungskonzept, Akzeptanz- und Kommunikationsforschung) für die Nutzung der Ruhr als Badegewässer und als sichere Ressource für die Trinkwasserversorgung des Ruhrgebiets entwickelt.

Die übergreifenden Projektziele waren

- die **Entwicklung der Ruhr als temporär nutzbares Badegewässer für die Region**, wozu verschiedene Elemente eines integrierten Risikomanagements für Krankheitserreger und Schadstoffe zu entwickeln und aufzubauen sind,
- die Verbesserung der **Sicherheit der Trinkwassergewinnung und –aufbereitung** aus der Ruhr hinsichtlich der Rückhaltung von Krankheitserregern.

Daraus leiten sich die vier Teilziele des Vorhabens ab, die in insgesamt 5 Arbeitspaketen (APs) wissenschaftlich bearbeitet wurden (Abbildung 1):

Teilziel 1: *Hygienische Situation der Ruhr wissenschaftlich bewerten*

Eine notwendige Gesamtschau der Risiken durch Flussbadegewässer und Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern zu den einzelnen Teilgebieten Bakteriologie, Virologie und Parasitologie unter Berücksichtigung der neuen Erkenntnisse existiert derzeit nicht. In den letzten Jahren sind eine Vielzahl neuer Arbeiten erschienen, die es dringend erforderlich machen, die hieraus gewonnenen Erkenntnisse aus hygienisch-medizinischer Sicht systematisch zusammenzufassen und erneut zu bewerten.

Ziel ist eine Risikobewertung auf dem neuesten Kenntnisstand als wichtige Voraussetzung zur erfolgreichen Durchführung des Projektes.

Teilziel 2: *Akzeptanz und Motivation der Stakeholder ermitteln*

Im Arbeitspaket (AP) 3 (bestehend aus AP 3a: Risikowahrnehmung, AP 3b: Risikokommunikation und AP 3c: Partizipation) wird die Sozialdimension des Projekts „Sichere Ruhr. Badegewässer und Trinkwasser für das Ruhrgebiet“, insbesondere im Hinblick auf das Risikomanagement und die Risikokommunikation in den Mittelpunkt gestellt. Wesentliches Teilziel ist

die Verbesserung der *Risk Governance* mit Krankheitserregern und Spurenstoffen im Wasserkreislauf, vor dem Hintergrund des zu ermittelnden Werterasters der Bevölkerung (im AP5).

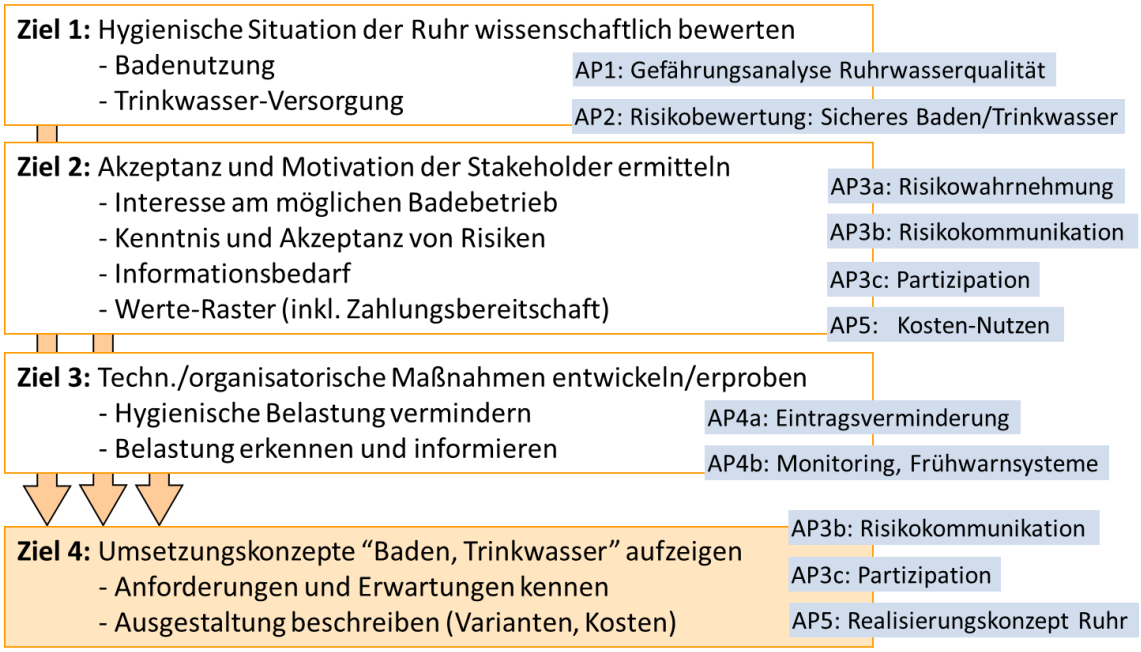


Abbildung 1: Ziele des Forschungsprojektes Sichere Ruhr, zugeordnet zu den Arbeitspaketen (APs), in denen die zur Zielerreichung notwendigen Arbeiten geleistet wurden

Teilziel 3: *Technische und organisatorische Maßnahmen entwickeln/erproben*

Die Risikominderung wird im Allgemeinen in anlagenbezogener Form von ordnungsrechtlich verankerten technischen Mindeststandards (definiert durch Grenzwerte oder Techniken) vorgegeben. Dies ist ein Ansatz, der sich als minimierungsorientiert bezeichnen lässt. Bezüglich der hygienisch-mikrobiologischen Belastungsgrößen existieren solche verbindlichen Anforderungen nicht. In Bezug auf die beiden übergreifenden Projektziele a) Temporäre Nutzung der Ruhr als Badegewässer und b) Sicherstellung der Trinkwassergewinnung und –aufbereitung an der Ruhr, sollen Maßnahmen zur Risikominderung (AP 4a) und ein Monitoring- und Prognosesystem (AP 4b) entwickelt werden.

Teilziel 4: *Umsetzungskonzepte „Baden, Trinkwasser" aufzeigen*

Die Erarbeitung des praxisnahen Realisierungskonzepts Ruhr hat zum Ziel, beispielhaft für die Nutzungen „Baden im Baldeneysee" und „Trinkwassergewinnung aus der Ruhr" in einem innovativen Forschungsansatz mittels umfassender partizipativer Beteiligung gemeinschaftli-

che Zielvorstellungen zu erarbeiten (AP3b und AP3c, AP5). Im Zusammenhang mit der ökonomischen Nutzenbewertung wird auch das Ziel verfolgt, die Basis für eine konkrete Finanzierung der Badenutzung zu schaffen und in diesem Zusammenhang gleichzeitig auch grundlegende Aspekte der gesellschaftlichen und politischen Mandatierung einer solchen Finanzierung einschließlich der notwendigen Kommunikationsstrategie hierfür zu erarbeiten.

Als weiteres Ziel wird in diesem Teilvorhaben ein Leitfaden erarbeitet, der ausgehend von der konkreten Umsetzungsstrategie für die Nutzung „Baden im Baldeneysee“ eine Übertragung auch in andere Flussgebiete gewährleistet.

I.2 Voraussetzungen zur Durchführung des Vorhabens

Die Ruhr mit ihrem Einzugsgebiet dient fast 5 Mio. Menschen als Naherholungs- und Freizeitregion und stellt die Trinkwasserversorgung für den Ballungsraum Ruhrgebiet sicher. Aufgrund der starken Besiedelung des landwirtschaftlich und industriell genutzten Einzugsgebiets liegt ein nicht unerheblicher Eintrag von anthropogenen Stoffen und Krankheitserregern aus diffusen Quellen, der Siedlungsentwässerung und industriellen sowie kommunalen Abwässern vor.

Einerseits haben die Bemühungen der vergangenen Jahrzehnte im vorsorgenden Gewässerschutz zu erheblichen Erfolgen in Form einer deutlichen Verbesserung der Ruhrwasserqualität geführt. Dies hat den Gesundheitsschutz der mit Trinkwasser aus der Ruhr versorgten Einwohner verbessert und ermöglicht die Freizeitnutzung der Ruhr für verschiedene Wassersportarten. Die Ruhr erreichte zwar bereits zum Zeitpunkt der Antragstellung temporär an manchen Stellen Badegewässerqualität, ist aber nicht als Badegewässer ausgewiesen und im Stadtgebiet Essen mit Badeverbot belegt. Gleichwohl wird die Ruhr im Sommer allen gesundheitlichen Risiken zum Trotz als Badegewässer genutzt, mit der Folge, dass sich die Badenden bewusst oder unbewusst dem Risiko einer Infektion mit wasserassoziierten Mikroorganismen und Parasiten aussetzen.

Andererseits hat das Auftreten von „neuen“ Stoffspuren im Ruhr- und Trinkwasser in weiten Bevölkerungskreisen große Besorgnis über die Qualität ihres Trinkwassers hervorgerufen. Hierzu wurden in den letzten Jahren gemeinsame Anstrengungen der Landesregierung NRW mit den betroffenen Akteuren – Trinkwasserversorger, Ruhrverband, industrielle Einleiter – unternommen und ein umfassendes Handlungskonzept unter dem Namen „Reine Ruhr“ zur Sicherung der Trinkwasserqualität aufgestellt. Hierbei lag der Schwerpunkt auf der Erfassung und Reduzierung von Belastungen mit chemischen Stoffen. Der Eintrag und ggf. die schädliche Wirkung von Krankheitserregern standen bislang nicht im Vordergrund.

In diesem Umfeld sollte jetzt erstmals mit dem Projekt Sichere Ruhr ein umfassendes Konzept zum Risikomanagement der Ruhrwasserqualität für die fortgesetzte sichere Nutzung als Trinkwasserressource und die mögliche Wiederzulassung des Badebetriebs entwickelt und implementiert werden. Dabei wurden nicht nur die in der EU-Badegewässerrichtlinie und in der TrinkwV genannten Organismen untersucht. Zu einer Reihe von „neuen“ Krankheitserregern der protozoischen und metazoischen Parasiten, der Bakterien sowie der Viren fehlten weitgehende Kenntnisse zu Konzentrationen, Dynamik des Auftretens und verbundenen Risiken sowie zum Verhalten in der Trinkwasseraufbereitung. Mit Untersuchungen zur Verbreitung der Badedermatitis als bedeutende aquatische Zoonose wurde der Einfluss der Avifauna auf die Verbreitung von Krankheitserregern berücksichtigt. Forschungsbedarf lag in der Identifikation der Haupt-Eintragsquellen, zu Betriebsstrategien und Technologieansätzen bei der Reduktion von Punktquellen und diffusen Einträgen. Wesentliche Kenntnisse fehlten zu Transport, Sedimentation und Remobilisierung von Krankheitserregern im Gewässer. Es fehlten praxisgerechte Methoden für eine möglichst zeitnahe hygienische Bewertung vor der Freigabe des Badebetriebs. Ein Monitoring- und Frühwarnsystem zur hygienisch wechselnden Qualität eines Fließgewässers existierte bislang nicht.

Die adressatengerechte Vermittlung einer nur temporären Nutzbarkeit als Badegewässer konnte nur unter Zuhilfenahme moderner Methoden der sozialwissenschaftlichen Forschung zu Risikowahrnehmung und Risikokommunikation erreicht werden. Die Erfahrungen beim Ausbau der Isar als Badegewässer zeigten, dass neben der Schaffung der technischen Voraussetzungen zur Verbesserung der hygienischen Qualität der Isar (z.B. UV-Desinfektion auf den Kläranlagen) die Kommunikation von Risiken in der Bevölkerung zentral ist und eine nachhaltige Akzeptanz der bestehenden (Rest)Risiken nur dann gelingt, wenn das Risikomanagement von Anfang an ein elementarer Bestandteil der Umsetzungsstrategie ist. Die hierfür im Projekt zu erarbeiteten Kommunikationsansätze basierten daher auf einem vertieften Verständnis der differenzierten öffentlichen Risikowahrnehmung und -akzeptanz.

I.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Um die Nutzung der Ruhr als Badegewässer und Rohwasserressource für die Trinkwasserversorgung des Ballungsraums Ruhrgebiet vorzubereiten bzw. langfristig zu sichern, wurden innovative Ansätze zur regionalen Gefährdungsbeurteilung, Technologien zur Risikominderung, zu Monitoring- und Frühwarnansätzen sowie zur Risikokommunikation für die Bevölkerung entwickelt und in einem integrierten System zur Umsetzung vorbereitet. Das Arbeitsprogramm gliederte sich in 5 Arbeitspakete (Abbildung 2).

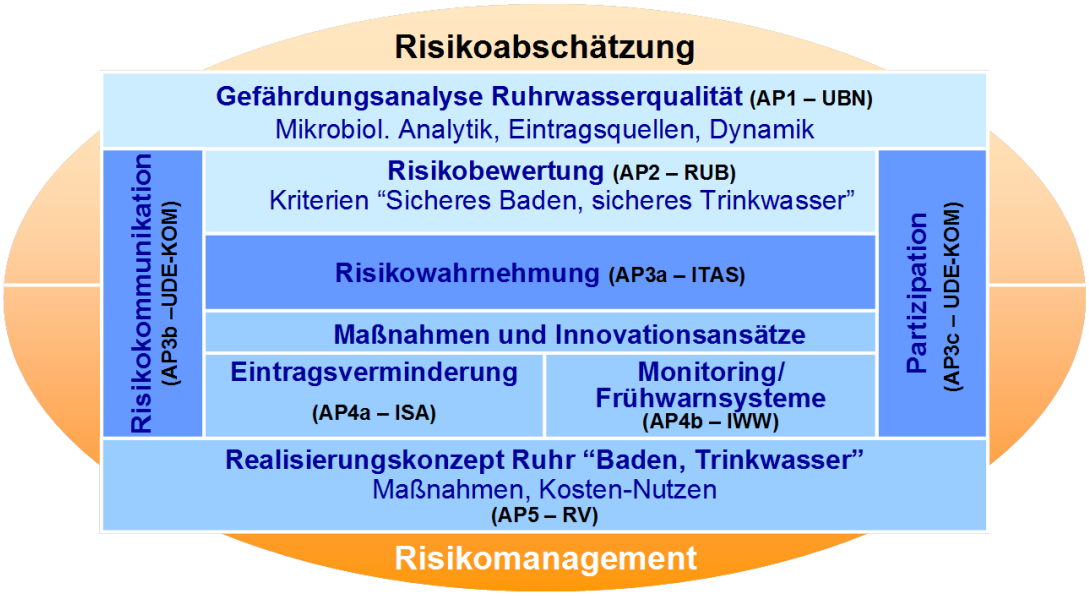


Abbildung 2: Die fünf Arbeitspakete von Sichere Ruhr (in Klammern: Leitung der Arbeitspakete)

Als Basis für eine Risikobewertung erfolgte in AP1 die Gefährdungsanalyse der Ruhrwasserqualität anhand einer Bestandsaufnahme: hierzu erfolgten über 18 Monate an 8 Beprobungsstellen mikrobiologische Untersuchungen in Hinblick auf für die Badegewässer- und Trinkwasserqualität relevante Bakterien (UDE-BC, IWW), Viren (RUB) und Parasiten (UBN) mit klassischen kulturellen Techniken sowie molekularbiologischen Methoden. Zusätzlich wurden Schnecken als Überträger von Erkrankungen durch Vogelschistosomen (Badedermatitis) untersucht (UDE-HB). Im Rahmen einer Projektaufstockung in 2014 wurden zusätzlich das Vorkommen von Legionellen im Oberflächenwasser und in Kläranlagen anlässlich des Legionellenausbruchs in Warstein mit in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.. Die Rückhaltung der relevanten Krankheitserreger in der Trinkwasseraufbereitung wurde exemplarisch für eine Wassergewinnung an der Ruhr untersucht. Bezüglich der chemischen Risiken wurden die Ergebnisse der „Reine Ruhr"- Projekte ausgewertet.

Die Ergebnisse flossen in die Risikobewertung (AP2) ein. Außerdem dienten die Daten zur Ermittlung relevanter Eintragspfade als Grundlage für innovative Ansätze zur Eintragsverminderung im Rahmen von AP4a. Zusammen mit begleitend erhobenen meteorologischen und hydraulischen Daten (auch aus laufenden Untersuchungen des Ruhrverbandes) wurde hier die Basis für das Monitoring- und Frühwarnsystem in AP4b erarbeitet (Abbildung 3).

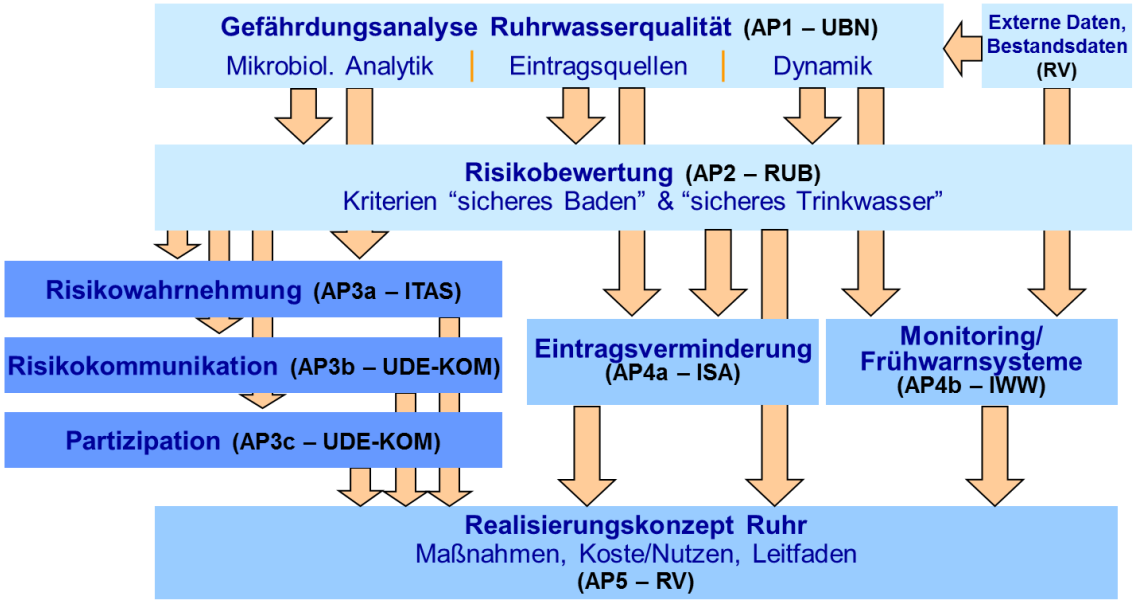


Abbildung 3: Die Vernetzung der Arbeitspakete mit den einzelnen Teilaufgaben

Das AP2 befasste sich mit der hygienischen Bewertung der aus AP1 erhaltenen Ergebnisse. Insbesondere wurden die Ergebnisse der analytischen Untersuchungen hinsichtlich ihrer hygienischen Relevanz bewertet und es wurden Zielkorridore der anzustrebenden Gewässerqualität für ausgewählte Gruppen von Krankheitserregern erarbeitet. Auf dieser Basis wurden maßgebliche Eingreiffelder identifiziert, mit denen die Erreichung einer bestimmten hygienischen Gewässerqualität sichergestellt werden konnte.

In AP3 Risikowahrnehmung, -kommunikation und Partizipation war der Ausgangspunkt (AP3a) eine umfassende repräsentative Erhebung zur Frage, wie die Bevölkerung in der Region die Qualität des Trinkwassers wahrnimmt und welchen Stellenwert die Ruhr als Freizeit- und Naherholungsgebiet besitzt. Bestandteil dieser Untersuchung war die differenzielle Erfassung der in der Bevölkerung vorliegenden Einstellungen und Überzeugungen zu Risikofaktoren im Trinkwasser sowie bei der Badenutzung der Ruhr. Parallel zu AP3a und im stetigen dialogischen Abgleich mit den Ergebnissen zur Risikobewertung wurden in AP3b von Beginn an Kommunikationsstrategien entwickelt und erprobt, wie mit Hilfe welcher Medien aus kommunikationswissenschaftlicher Sicht angemessen über akute wie allgemeine Risikolagen informiert werden kann. Ergänzend zu AP3a/3b wurden in AP3c von Beginn an mithilfe der Etablierung und Erprobung eines Netzwerkes die Grundlagen für die notwendige Partizipation der relevanten Stakeholder in den gesamten Prozess der Risikoabschätzung und Risikobewertung geschaffen. In den AP3a-c wirkten alle Projektpartner in begrenztem Umfang mit, durch Teilnahme an Expertenbefragungen, Lieferung von Texten für die öffentliche Kommunikation, durch Mitwirkung in themenspezifischen Veranstaltungen etc.

Aufgaben von AP4a Eintragsverminderung waren, für die jeweiligen Eintragspfade von Mikroorganismen und chemischen Mikroverunreinigungen Technologien und/oder Strategien zur Emissionsminderung zu entwickeln sowie technisch und ökonomisch zu bewerten. Für alle in Betracht kommenden Technologien und Maßnahmen wurden die Investitions- und Betriebskosten ermittelt und verglichen, und es wurden Betriebsstrategien zur Anpassung an die saisonal wechselnden Gewässernutzungen entwickelt und demonstriert. Zur Entwicklung eines Online-Monitoring-Systems für die Früherkennung mikrobieller Belastung wurden in AP4b Monitoring/Frühwarnsysteme verschiedene Messverfahren mittels Bestimmung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken (EU Badegewässerrichtlinie) verglichen. Für die Konzeption eines modellgestützten Prognosesystems wurden verschiedene Modellansätze zur Konzentrationsprognose von *E. coli* und intestinalen Enterokokken untersucht.

AP5 sollte im Ergebnis ein Realisierungskonzept Ruhr für die nachhaltige Sicherstellung einer einwandfreien Trinkwasserqualität und die temporäre Badenutzung der Ruhr liefern. Zentrale Bestandteile dieses Arbeitspaketes waren die hierzu erforderlichen technischen und organisatorischen Maßnahmen sowie ein praxisnahes Konzept zur Risikobewertung und zur Kommunikation. Die Ergebnisse sollten in Form eines allgemeinen Leitfadens zusammengestellt werden, der damit auch in anderen Flussgebieten angewendet werden kann.

Der zeitliche Projektverlauf der einzelnen Arbeitspakete ist in Abbildung 4 dargestellt. Die Ursprüngliche Laufzeit des Projekts bis zum 31.12.2014 wurde auf Antrag bis zum 31.03.2015 verlängert. Außerdem wurde das Projekt inhaltlich um den Aspekt von Legionellen in Kläranlagenabläufe und im Oberflächenwasser im Rahmen eines Aufstockungsantrages für das Jahr 2014 erweitert. Diese Thematik ist durch die Legionellen-Epidemie in Warstein aktuell geworden und hat die Bestandsaufnahme und Risikobewertung an der Ruhr um diese neue Fragestellung ergänzt.

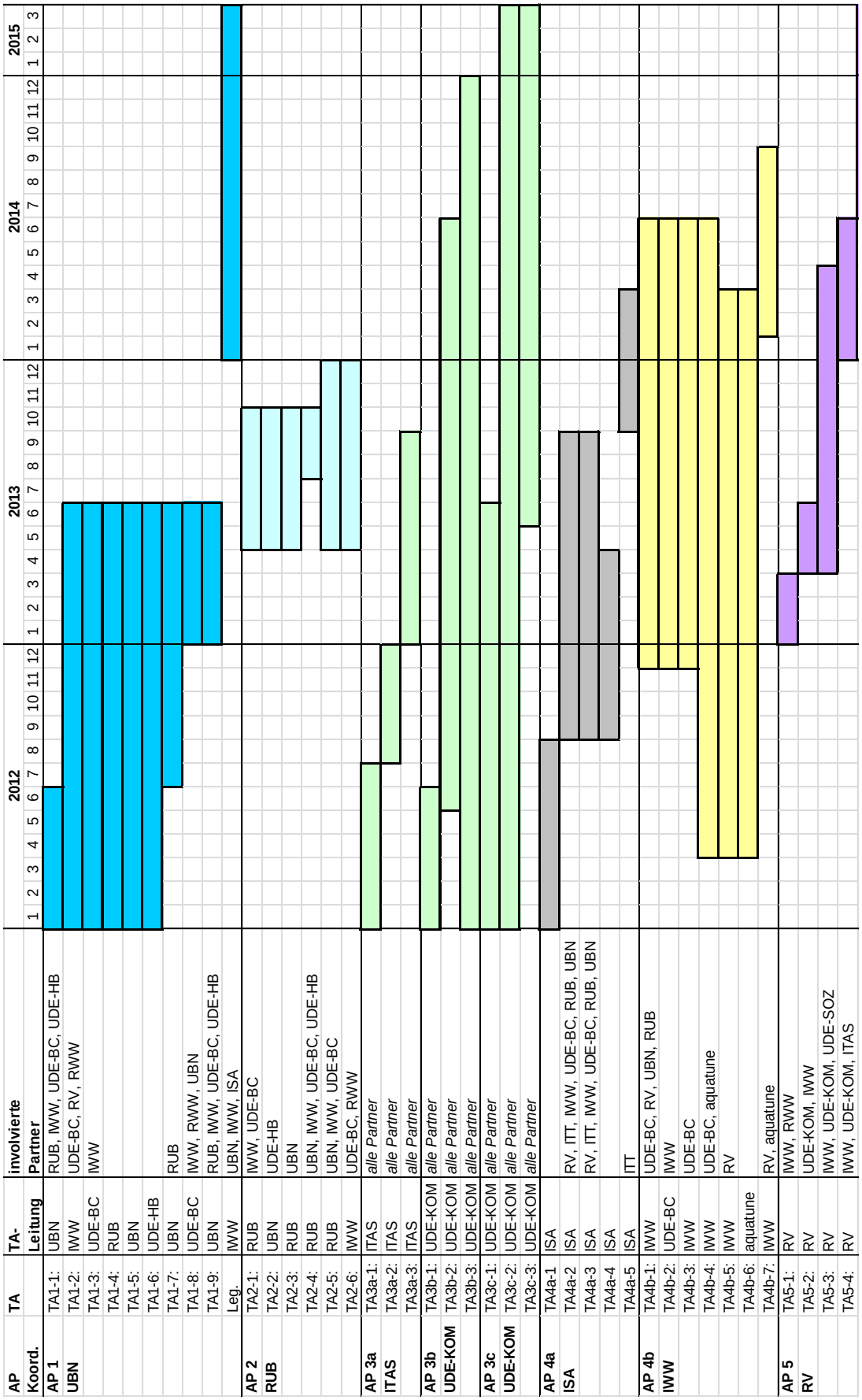


Abbildung 4: Zeitplan des Projekts

I.4 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

I.4.1 Mikrobiologische und chemische Risiken bei der Nutzung von Oberflächengewässern zur Badenutzung und Trinkwassergewinnung

I.4.1.1 Allgemein

Beim Baden in Oberflächengewässern entstehen Risiken durch hygienisch relevante Organismen, wenn diese Gewässer mit Krankheitserregern kontaminiert sind. Dabei sind die Expositionsbedingungen (Kontaktdauer, Art der Übertragung) sowie das Alter und der gesundheitliche Zustand der exponierten Personen bei der Risikoermittlung von Bedeutung.

Hygienisch relevant sind dabei Mikroorganismen aus der Gruppe der Bakterien, der Viren der parasitischen Protozoen sowie der mehrzelligen Parasiten. Das primäre gesundheitliche Risiko besteht in der Auslösung, zum Teil lebensbedrohlicher, gastrointestinaler Erkrankungen in Folge der Ingestion von mit Mikroorganismen kontaminierten Wassers. Typische Symptome äußern sich im Allgemeinen als Fieber, Durchfall und Erbrechen. Zusätzlich können die freischwimmenden Larven (mehrzellige Parasiten) diverser Vogelschistosomen-Arten (Bspw. *Trichobilharzia* spp.) den Menschen als Fehlwirt infizieren, indem sie in die Haut eindringen und dort eine stark juckende aber weitgehend ungefährliche mehrtägige Hautirritation hervorrufen (Zerkariendermatitis).

Auch bei der Nutzung bzw. Aufbereitung des Oberflächenwassers als Rohwasser für die Trinkwassernutzung stellen fäkale Verunreinigungen ein wichtiges hygienisches Problem dar. Der prozentuale Anteil ätiologischer Agenzien, die zu trinkwasserbedingten Krankheitsausbrüchen führten, liegt mit ca. 18 % bei Parasiten, 13,5 % bei Bakterien, 8,2 % bei Viren, 11,5 % bei chemische Substanzen und 45 % unbekannter Ursachen (vgl. Craun et al. 2010).

Bekannte Kontaminationsquellen von Oberflächengewässern mit Fäkalien und Krankheitserregern sind Einleitungen aus Kläranlagen und Mischwasserüberläufen sowie städtische und landwirtschaftliche Oberflächenabschwemmungen. So werden Beispielsweise Viren durch den Klärprozess nur unzureichend eliminiert (Reduktion um 0,7-4,5 log10) (Hamza et al., 2011). Außergewöhnliche oder saisonal bedingte Ereignisse wie Starkregen, Hochwasser oder Schneeschmelze können die Belastung von Oberflächengewässern fördern (Mattison et al., 2007). Darüber hinaus benötigen Viren und protozoische Parasiten nur sehr wenige Partikel (10-50) um eine Erkrankung auszulösen (Lindesmith et al., 2003; WHO 2005). Neben der Beschaffenheit der Oberflächengewässern konnte in Felduntersuchungen auch die hygi-

enische Relevanz der Mikroorganismen in Sedimenten von Binnengewässern (Flüsse, Seen) aufgezeigt werden, wobei nach Mobilisierung eine erhöhte Belastung der Wasserphase auftritt (Craig et al., 2002; Byappanahalli et al., 2003; Donovan et al., 2008; Balzer et al., 2010, Obiri-Danso und Jones, 1999, Skraber et al., 2009).

I.4.1.2 Bakterien

In der Gruppe der Bakterien dienen *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken als Indikatororganismen im Rahmen der Badegewässer- und Trinkwassersicherheit (EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG; Payment et al., 2003; Medema et al., 2003). So konnten Wiedemann et al. (2006) einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen Konzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken in einem Badegewässer (Binnengewässer) und dem Auftreten gastrointestinaler Symptomen von Badenden aufzeigen. Sie können fäkale Verunreinigung und somit auf die Gefahr des Vorkommens von Krankheitserregern fäkaler Herkunft im Oberflächenwasser aufzeigen, wenngleich Hinweise auf eine möglicherweise mangelnde Indikatorfunktion vorliegen (Hörman et al., 2004. Coupe et al., 2006). Obligat pathogene Bakterien, die mit den Fäzes oder Urin ausgeschieden werden, wie z. B. *Campylobacter* spp. und Salmonellen und fakultativ pathogene Bakterien, deren natürlicher Lebensraum der Boden und das Wasser ist, wie z.B. *Pseudomonas aeruginosa* und *Aeromonas* spp., sind bei der Betrachtung ebenfalls relevant.

I.4.1.3 Viren

Adeno-, Rota-, Noroviren, Polyomaviren und die Gruppe der Enteroviren können wasserbürtige Krankheiten verursachen. Badewasser- wie auch Trinkwasser assoziierte Ausbrüche wurden berichtet (Sinclair et al., 2009; Riera-Montes et al., 2011; RKI, 2004; Scarcella et al., 2009; Werber et al., 2009). Hinsichtlich des Trinkwassers liegen die Ursachen bei sekundär kontaminierten bzw. unzureichend desinfizierten Trinkwasser. Bisher liegen keine Hinweise vor, dass Viren bei einer ordnungsgemäßen Trinkwasseraufbereitung nicht eliminiert werden (Kimming und Fleischer, 2000). Einschränkend muss erwähnt werden, dass es zurzeit keine Methode zur Aufkonzentrierung von Viren aus großen Volumina gibt, wie es bei der Untersuchung von Trinkwasser nötig wäre. Die virale Belastung der Ruhr wurde in den letzten Jahren wiederholt untersucht, jedoch lag der Fokus dieser Arbeiten vor allem auf der Etablierung eines geeigneten Indikators (Grohmann et al., 1993; Hamza et al., 2009a; Hamza et al., 2011; Hamza et al., 2009b; Jurzik et al., 2010). Der fehlende Nachweis der infektiösen Viren erlaubt daher keine Aussage hinsichtlich des Risikopotentials für die Bevölkerung durch Nutzung der Ruhr als Badegewässer. Insbesondere da zusätzlich zur hohen Infektiosität

eine hohe Ausscheidungsrate von bis zu 10^{11} Viren/g Stuhl und eine hohe Umweltpersistenz der Viren gegeben ist. Diese können bis zu mehreren Monaten infektiös bleiben.

I.4.1.4 Protozoische Parasiten

Die beiden Parasiten *Cryptosporidium parvum* und *Giardia lamblia* zeichnen sich durch eine hohe Persistenz und eine sehr hohe Chlorresistenz aus (WHO 2005). Ein breites Spektrum von Tieren können Infektionsreservoire für *Cryptosporidium parvum* sein, wobei jedoch der Mensch und Jungtiere zu den wichtigsten Infektionsquellen menschlicher Infektionen zählen. Kälber scheiden bis zu 10^{10} Oozysten pro Tag aus. Die Konzentration von Oozysten beträgt bis zu 14.000/l Abwasser und kann bis zu 5.000 Oozysten für Oberflächenwasser betragen (WHO 2005). Cysten von *Giardia lamblia* werden neben dem Menschen von einer Vielzahl tierischer Spezies ausgeschieden. Die Anzahl von Cysten in Abwässern beträgt bis zu 88.000 Cysten/l, wobei in Oberflächengewässern bis zu 240/l nachgewiesen wurden. Beide Erreger werden bei bestehendem Durchfall in hohen Konzentrationen ausgeschieden.

I.4.1.5 Risiken durch Vogelschistosomen

Parasitisch lebende Organismen stellen einen integralen Bestandteil eines jeden Ökosystems dar und sind mitunter maßgeblich an der Strukturierung von Lebensgemeinschaften und trophischen Interaktionen in diesen Systemen beteiligt (Marcogliese 2004). Einige Arten sind darüber hinaus von besonderer Relevanz, da sie bedeutende humanpathogene Erreger darstellen. Besonders die durch Trematoden hervorgerufene Bade- oder Zerkariendermatitis wird aufgrund der stetigen Zunahme registrierter Fälle zu den wichtigsten aufkommenden wasserbürtigen Krankheiten in Nordamerika und Europa gezählt (Horák & Kolárová 2011). Vor dem Hintergrund einer möglichen Nutzung der Ruhrstauseen als Badegewässer sollte das Vorkommen von Badedermatitiserregern in der Ruhr berücksichtigt werden. In einer Untersuchung im Sommer 2009 konnten eine artenreiche und abundante Trematodenfauna in den Ruhrstauseen sowie lokale Infektionsschwerpunkte mit hohen *Trichobilharzia*-Prävalenzen in Baldeney- und Hengsteysee nachgewiesen werden, die charakteristisch für eutrophe Gewässer sind (Soldánová et al. 2010). Eine umfassende Erfassung der Trematodenfauna der Ruhr stellt daher eine Grundvoraussetzung für eine grundlegende Risikoeinschätzung und –bewertung der Gewässernutzung dar.

I.4.2 Wahrnehmung und Akzeptanz von Risiken

Eine Literaturanalyse im Web-of-Knowledge vom April 2011 zeigte, dass es bis zu diesem Zeitpunkt keine empirischen Risikowahrnehmungs-Studien zum Thema Trinkwasser und

Badegewässer in Deutschland gab. Zudem war insgesamt das vorhandenen wissenschaftliche Wissen zum Thema „Risikowahrnehmung von Badegewässern“ eher dürftig. Von den 47 vorhandenen Studien bezogen sich 26 auf die Wahrnehmung von Trinkwasser-assoziierten Risiken, keines dabei auf Fließgewässer, und nur 3 Untersuchungen auf Badegewässer-Risiken. Damit ergab sich ein unverkennbarer Forschungsbedarf.

Die Studie von ITAS knüpfte an dem Ansatz der Forschergruppe um Paul Slovic an, der das das intuitive Verständnis toxikologischer Konzepte (wie z.B. das Verhältnis von Dosis und Wirkung) untersuchte und hierzu Laien- mit Expertenurteile verglich. Zum anderen baut der ITAS Ansatz auf einem eigenen, innovativen Konzept von Risikowahrnehmung auf, das zwischen den Komponenten „Besorgnis“, „thematische Relevanz“ und „diskursive Relevanz“ unterscheidet und somit eine differenzierte Analyse ermöglicht als das konventionelle Vorgehen, mit dem allein auf die Besorgnis abgestellt wird. Weiterhin wurden neuere Ansätze der Vertrauensforschung, insbesondere das TCC-Model von Siegrist, Earle und Gutscher (2007), einbezogen.

Auf diesem Grundlagen aufbauend waren für die Untersuchung der Risikowahrnehmung folgende Leitfragen maßgeblich:

- Welche Faktoren beeinflussen die intuitive Toxikologie von Trinkwasser und Badegewässer-Risiken?
- Welche Verständnislücken finden sich bezüglich der toxikologischen und mikrobakteriellen Risikoabschätzung bei Trinkwasser und Badegewässer?
- Finden sich spezifische Differenzen bezüglich der Wahrnehmung von Trinkwasser und Badegewässer-Risiken?
- Welche Wissens- und Erfahrungs-Faktoren wirken auf die Risikowahrnehmung ein?

I.4.3 Risikokommunikation

I.4.3.1 Trink- und Badegewässer als Risikoträger

Alle Gewässer in modernen Gesellschaften sind in vierfacher Weise ‚offen’: Einmal sind sie offen, weil sie als Teil des globalen Ökosystems auf gewollte wie ungewollte, natürliche wie anthropogene Veränderungen der Umwelt reagieren. Zum zweiten sind sie offen, weil zu jeder Zeit bekannte wie unbekannte, alte wie neue Schadstoffe sich in sie ablagern können bzw. gewollt in sie eingebracht werden können (siehe auch Holenstein, 2010). Zum dritten sind sie offen, weil sie für große Teile der Gesellschaft ohne großen Aufwand zugänglich sind, also auch für die Beobachtung durch die Medien, NGOs, Bürger etc. Zum vierten sind

sie offen, weil durch die Entwicklung der Wissenschaften und der Messtechnik immer mehr Substanzen als mögliche Bestandteile des Wasser entdeckt und/oder entwickelt werden und auch der Nachweis selbst kleinster Mengen von (Schad-)Stoffen möglich ist.

Wegen dieser vierfachen Offenheit aller Gewässer entzünden sich an ihnen strukturell, also permanent, Phantasien und kollektive Deutungsmuster, die im gesellschaftlichen Diskurs verbreitet und bearbeitet werden. In der Regel entfalten sich diese Phantasien urwüchsig und unbeeinflusst. Aber man kann auch versuchen, die Phantasien mit zu gestalten. Richtig steuern (= verlässlich in eine Richtung) wird man sie jedoch nicht können. Diese Gestaltungsaufgabe der gesellschaftlichen Kommunikation (PR und ‚issue management' – siehe hierzu allgemein: Bentele, 1997, Bentele et al., 2005; Donsbach, 1997, Ingenhoff, 2004) muss fortlaufend betrieben werden und erfordert eine enge Kooperation mit den beteiligten Institutionen und Organisationen.

Gerade weil die wissenschaftlich-technische Verbesserung und die Sicherheit der Gewässer so wesentlich für die gesellschaftliche Zukunft angesehen wird, gehört zur Entwicklung eines jeden Optimierungsprogramms ein begleitendes Risikokommunikationskonzept, das von Beginn an eine ethische, juristische und sozialwissenschaftliche Analyse und Bewertung der geplanten Optimierungsmaßnahmen vornimmt. Diese kommunikative Begleitung besteht auch darin, frühzeitig den Diskurs über den Wasserkreislauf in einen Dialog mit allen Stakeholdern zu überführen und so Vertrauen auch über die Bewertungskriterien für ‚sicheres Wasser' zu schaffen und die Nutzer ermächtigen, selbständig und verantwortungsvoll über die Nutzung des Gewässers zu entscheiden (zum ‚empowerment' siehe Lenz und Stark, 2002).

Die Notwendigkeit eines solchen Kommunikationskonzepts ergibt sich noch aus einem anderen Grund: Länder und Kommunen können wegen neuer Gefährdungen und neuer Risikobewertungen keine absolute Sicherheit gewährleisten. Sie wechseln deshalb in den letzten Jahren explizit zu einer „Sicherheit unter Vorbehalt": Die Entscheidung, ob etwas sicher ist, wird zunehmend auf andere Akteure verteilt (Bidlo et al., 2011) – in der Regel auf die Experten und auf die Nutzer, die in eigener Verantwortung entscheiden (sollen), ob sie das (bekannte) Risiko akzeptieren (vgl. auch Wiedemann und Schütz, 2010). Experten beschreiben Risiken aus einer allgemeinen, wissenschaftlichen und gesellschaftlichen Perspektive, die durch Wahrscheinlichkeit und Schaden gekennzeichnet ist. Abhängig davon bestimmen sie die Akzeptabilität des Risikos. Akzeptabilität bewirkt aber nicht automatisch Akzeptanz. Das statistische Risiko gibt an, wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass etwas passiert. Aus der Perspektive des Alltags stellt sich die Risikofrage jedoch nicht statistisch, sondern lebens-

weltlich in Form der Frage: Was passiert mir, wenn etwas passiert (Münkler et al., 2010a und 2010b). Wichtig ist also die Erhebung und qualitative Bestimmung der Akteursperspektive.

I.4.3.2 Krisen- und Risikokommunikation

Das Risiko ist ein Konzept zur Beschreibung nicht-gewünschter Ereignisse. Es geht dabei um kontingente Ereignisse: Diese können, müssen sich aber nicht ereignen. Die „Höhe" eines Risikos bestimmt sich meist aus einer Kombination aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Folgenschwere (vgl. auch Renn, 2007, 2008, 2009). Der Begriff ‚Risiko' weist jedoch je nach beurteilender Fachdisziplin unterschiedliche Bedeutungen auf (Holzheu und Wiedemann, 1993), die jedoch darin konvergieren, dass damit Prozesse adressiert werden, in deren Verlauf es zu Ereignissen kommen kann, die für Menschen und Natur teils massive negative Folgen haben. Unklar ist allein die Eintrittswahrscheinlichkeit.

Risiko*management* meint in der Regel das Umgehen mit riskanten Prozessen, der Begriff wird aber auch für die Beschreibung des gesamten Prozesses genutzt und beinhaltet dann Risikoidentifikation, Risikobewertung, Risikosteuerung und Risikokontrolle (vgl. Renn, 2009: 40ff).

Risiko*kommunikation* meint dagegen die Information über Risiken, aber vor allem die organisierte proaktive Kommunikation mit den Stakeholdern über Risikobewertung und Risikoakzeptanz (vgl. auch Wiedemann, 1999 und Wiedemann und Schütz, 2010, Krüger und Ruß-Mohl, 1991, siehe auch Kleinwellfonder, 1996) und unterscheidet sich somit von Krisenkommunikation, da die Krise als „eingetretenes Risiko" verstanden wird (vgl. Töpfer, 2008: 355ff).

Neben dieser allgemeinen Aufgabe der Risikokommunikation wird sich immer wieder einmal die Notwendigkeit von akuter Krisenkommunikation. Hier ist es von enormem Vorteil, wenn man (a) über gute Argumente, (b) eine Gruppe von vertrauenswürdigen Personen/Institutionen und (c) eine gute, in ihren Grundzügen bereits entwickelte Kommunikationsstrategie verfügt. Nur so besteht die Chance, auf die Gesellschaft angemessen einwirken zu können (ausführlich hierzu: Ditges et al., 2008).

I.4.4 Eintragspfade und Ansätze zur Eintragsminderung

Die Quellen stofflicher Einträge und hygienischer Verschmutzungen in ein Gewässer werden gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) in Punktquellen und diffuse Quellen unterteilt. Zu den Punktquellen zählen Einleitungen abwassertechnischer Bauwerke, wie Kläranlagen und Mischwasserentlastungen, welche vergleichsweise gut geographisch zuzuordnen sind. Die Einleitungen aus diffusen Quellen setzen sich aus allen Gewässerbelastungen zusammen, die nicht eindeutig lokalisiert werden können. Dies können Abschwemmungen

von Oberflächen im Fall eines Regenwetterereignisses, Einträge durch die Freizeitnutzung eines Gewässers, Einleitungen von Kleinkläranlagen, Ausscheidungen von Wildtieren etc. sein. Eine Quantifizierung dieser Einträge ist entsprechend schwierig. (Güde, 2002; Gasse, 2009; Kistemann et al., 2009)

Bei einem Großteil der zurückliegenden Studien und Untersuchungen, in denen der anthropogene Einfluss auf die mikrobiologische Gewässerqualität aufgezeigt und untersucht wurde, lag der Fokus auf den Indikatorkeimen im Sinne der EU-Badegewässerrichtlinie bzw. der Trinkwasserverordnung (Güde, 2002). Hinsichtlich weiterer hygienisch relevanter Mikroorganismen und Krankheitserreger existieren derzeit nur vereinzelte Untersuchungen.

I.4.4.1 Mikrobielle Belastungen durch Kläranlageneinleitungen

Nach Calderon et al. (1991) tragen Einleitungen aus Abwasserreinigungsanlagen im erheblichen Maße zur Belastung von Oberflächengewässern mit humanpathogenen Mikroorganismen bei. Graw und Borchardt (1995) zeigten am Beispiel der Lahn, dass bei Niedrigwasserverhältnissen und bei Trockenwetterzufluss der bestimmende Anteil der mikrobiellen Belastung des Gewässers von Kläranlageneinleitungen ausgeht. Kistemann et al. (2001) konnten diesen Sachverhalt für den Swistbach bestätigen. Insbesondere die parasitologischen Untersuchungen zeigten den erheblichen Einfluss von Siedlungsabwässern auf das Gewässer.

Für konventionelle Kläranlagen wurde festgestellt, dass unabhängig von den Witterungsverhältnissen die Indikatorkeime wie Gesamt- und Fäkalcoliforme, Fäkalstreptokokken und Salmonellen um ein bis drei log-Stufen reduziert werden (Kistemann et al., 2001; Mandilara et al., 2006; Ottosson et al., 2006; Rechenburg, 2008; Koivunen et al., 2010; Orth und Schmidtlein, 2010). Die im Ablauf der Nachklärung verbleibende mikrobielle Restbelastung liegt nach Güde (2001) um ein bis zwei Zehnerpotenzen über dem Konzentrationsbereich eines Gewässers und trägt somit zur mikrobiellen Grundbelastung eines Gewässers bei.

I.4.4.2 Mikrobielle Belastung durch Mischwassereinleitungen

Eine erhöhte mikrobielle Belastung durch Entlastungsereignisse von Mischwasserbehandlungsanlagen infolge von Niederschlagsereignissen wurden in Untersuchungen von Atherholt et al. (1998), Gibson et al. (1998) sowie Kistemann et al. (2004) aufgezeigt.

Kistemann et al. (2004) zeigten, dass infolge von Entlastungsereignissen die Konzentrationen der eingetragenen Bakterien im Gewässer anstieg. Der Anstieg war für die unbeweglichen Bakterien (Fäkalstreptokokken) und Sporen (Clostridien) geringer ausgeprägt als für

die beweglichen Bakterien (*E. coli* und Coliforme). Da die emittierten Frachten im Gewässer nach Ende des Niederschlagsereignisses zunächst vorhanden bleiben, resultieren daraus auch längerfristige Belastungseffekte (Kistemann et al., 2004).

Die Überlaufmengen und -häufigkeiten von Entlastungsereignissen können mit Maßnahmen wie Versickerung, Speicherung, Speicheroptimierung im Kanalnetz, Vermeidung von Fremdwasser und der Sanierung von fehlerhaften, d.h. früh anspringenden Regenüberläufen etc., verringert werden. Die Installation von Anlagen zur Desinfektion (Chlor, Ozon, UV-Strahlung) oder Filteranlagen (Retentionsbodenfilter, Sandfilter etc.) (u.a. Scheer, 2008; Waldhoff, 2008; Gantner und Barjenbruch, 2012; Pinnekamp et al., 2013) können zudem die entlastete Fracht ins Gewässer reduzieren. Aufgrund des hohen Gehalts an Feststoffen und abbaubaren organischen Stoffen im Mischwasser sind die Bedingungen für eine Desinfektion nicht optimal. Dies erfordert neben einer mechanischen Vorbehandlung u. a. eine Erhöhung der Bestrahlungsintensität bzw. hohe Dosierungen an Chemikalien.

I.4.4.3 Mikrobielle Belastung durch diffuse Eintragspfade

Belastungen von diffusen Quellen resultieren u. a. aus Oberflächenabfluss und Abschwemmungen von unbefestigten Flächen, Hofabläufen, landwirtschaftlichen Nutzflächen, Direkteinleitungen, z.B. aus der Trennkanalisation, Drainagen und offenen Gräben sowie Viehtränken und lateralen Ausschwemmung durch die Bodenpassage. In Abhängigkeit der jeweiligen Landnutzung (extensive vs. intensive Flächenutzung, Wald, Dauergrünland) unterscheiden sich die mikrobiellen Einträge ins Gewässer in qualitativer wie quantitativer Hinsicht zum Teil erheblich (Kistemann et al., 2007).

I.4.4.4 Eintragspfade organischer Spurenstoffe

Unter dem Begriff „organische Spurenstoffe“ werden synthetische organische Stoffe des täglichen Gebrauchs zusammengefasst, die u. a. mit dem Abwasser in die Gewässer eingetragen werden und dort in sehr niedrigen Konzentrationen nachgewiesen werden.

Erst weitergehende chemische und physikalische Verfahren bzw. deren Kombination ermöglichen in vielen Fällen die Elimination oder zumindest eine weitere Abreicherung der bei der konventionellen Abwasserreinigung nicht entfernbaren Spurenstoffe. Zu nennen sind hier insbesondere die chemische Oxidation mittels Ozon sowie die Adsorption an Aktivkohle, physikalischer Rückhalt durch den Einsatz dichter Membranen und AOP-Verfahren. Im Zuge der Eintragsreduzierung durch Mischwasserentlastungen kann auf die integrierte Kanalnetzsteuerung zurückgegriffen werden. Auch Retentionsbodenfilter halten einige Spurenstoffe zurück (Pinnekamp et al., 2013).

I.4.5 Überwachung und Monitoring von Mikroorganismen im Gewässer und Trinkwasser

In der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) wird neben anderen Wasserkörpern auch auf das besondere Schutzbedürfnis von Gewässern zur Nutzung als Badegewässer und Gewässern zur Entnahme von Trinkwasser verwiesen. Für die verschiedenen Nutzungen von Oberflächenwasser bestehen hygienische Güteanforderungen. Hier sind vor allem die Anforderungen an Badegewässer und an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung zu nennen. Darüber hinaus sind auch Anforderungen an Beregnungswasser und Viehtränkwasser zu berücksichtigen. Die zentrale Aufgabe der Gewässerüberwachung ist es, mögliche Belastungsquellen zu erkennen und dadurch die vielfältige Nutzung der Gewässer zu sichern.

Ein Fließgewässer wie die Ruhr stellt sowohl eine Trinkwasserressource wie auch ein Naherholungsziel möglicherweise auch mit Badegewässernutzung dar. Bislang durchgeführte Überwachungen der mikrobiologischen Gewässerqualität richten sich nach diesen Nutzungsoptionen und den dafür geltenden rechtlichen Rahmenbedingungen.

Im Rahmen der Nutzung als Trinkwasserressource unterliegt das Rohwasser der Überwachung gemäß Landeswassergesetz (LWG). Hinsichtlich mikrobiologischer Untersuchungsparameter sind im Rahmen der Rohwasserüberwachung die Koloniezahl bei 20 °C und coliforme Bakterien zu bestimmen. Diese Untersuchungen werden mit klassischen kulturellen Methoden durchgeführt. Im Rahmen der Trinkwasserüberwachung sind die Anforderungen der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) einzuhalten. Als mikrobiologische Parameter sind hier routinemäßig die Koloniezahlen bei 22 °C und 36 °C sowie *E. coli* und coliforme Bakterien zu untersuchen. Ggf. sind auch Enterokokken und *Clostridium perfringens* zu analysieren. Alle genannten Parameter werden mit klassisch kulturellen Methoden bestimmt.

Hygienische Anforderungen an Badegewässer sind in der EU-Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG (2006) festgelegt. Als Untersuchungsparameter sind *E. coli* und intestinale Enterokokken vorgegeben. Anhand dieser mikrobiologischen Parameter wird festgestellt, ob ein Gewässer zum Baden geeignet ist oder ob Gesundheitsgefahren für die Badenden zu befürchten sind. Die Analytik erfolgt hier mit MPN-Methoden im Mikrotiterplattenformat (*E. coli*: DIN EN ISO 9308-3, intestinale Enterokokken: DIN EN ISO 7899-1) oder mittels Membranfiltration (*E. coli*: DIN EN ISO 9308-1, intest. Enterokokken: DIN EN ISO 7899-2).

Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, dass die Überwachung der mikrobiologischen Gewässerqualität zum jetzigen Zeitpunkt durch eine regelmäßig durchgeführte manuelle Probenahme mit nachfolgender klassisch kultureller mikrobiologischer Analytik auf

die o. a. Parameter erfolgt. Mit dieser Vorgehensweise verbunden ist zum einen das Problem der Intervall-mäßigen Beprobung mit den daraus resultierenden Untersuchungslücken zwischen den Beprobungen. Zum anderen folgt aus der klassisch kulturellen mikrobiologischen Analytik ein Zeitversatz zwischen Beprobung und Vorliegen der Untersuchungsergebnisse von mindestens 24 bis 48 Stunden. Für ein kontinuierliches Monitoring mit zeitnahem Vorliegen der Analysenergebnisse z.B. im Rahmen eines Frühwarnkonzepts erscheint diese klassische Vorgehensweise daher als ungeeignet.

Es gibt Ansätze zu einer Online-Messung, doch sind die Methoden oft noch zu unempfindlich, zu anfällig auf Störungen oder zu wenig schnell (Mays, 2004; States et al., 2004; EPA, 2005). Für die Etablierung eines Echtzeit-Online-Monitorings der Gewässerqualität wären automatische Beprobungs- und Analysensysteme notwendig. Diese sind für einzelne mikrobiologische Parameter bereits seit einigen Jahren in der Entwicklung und befinden sich inzwischen in der Markteinführung oder im Prototyp-Stadium. Nur wenige Geräte sind bereits kommerziell erhältlich. Eine Zusammenfassung über relevante Technologien gibt ein Report der EPA (Technologies and Techniques for Early Warning Systems to Monitor and Evaluate Drinking Water Quality: A State-of-the-Art Review; 2005).

Im Rahmen der Überwachung von Fließgewässern für den Badebetrieb wurde ein Online-Messgerät (Coliguard®, Fa. mbOnline) zur Bestimmung von *E. coli* und coliformen Bakterien bereits in einem Forschungsvorhaben in Österreich getestet (Zibuschka et al., 2010). Mit diesem Gerät ist eine automatisierte Probenahme und Messung im Rhythmus von wenigen Stunden möglich. Ebenso ist eine Anbindung an ein automatisches Datenauswertesystem möglich und somit erscheint die Integration in ein Frühwarnkonzept als prinzipiell möglich. Von Zibuschka et al. (2010) wurde eine erste Erprobung des Gerätes zum Monitoring von *E. coli* in einem Oberflächengewässer durchgeführt. Hierbei zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen Online-Messung und kulturell analysierten Kontrollproben.

I.4.6 Gewässergütemodellierung

Im Rahmen dieses Projektes sollen bei der Modellierung die Bakterien *E. coli* und intestinale Enterokokken betrachtet werden, für die im Wesentlichen die im Folgenden beschriebenen Effekte von Bedeutung sind.

Aus den Kläranlagen und bei hohen Niederschlagsereignissen auch aus den Regenüberlaufbecken werden *E. coli* und intestinale Enterokokken in die Ruhr eingetragen und können die Badegewässerqualität negativ beeinträchtigen. Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass diese Mikroorganismen durch Oberflächenabschwemmungen in das Gewässer eingetragen werden. Sind sie in das Gewässer gelangt, können sie in suspendierter und in an partikuläre

Stoffe sorbierter Form mit dem Gewässer transportiert werden. Dabei unterliegen sie Inaktivierungsvorgängen durch UV-Strahlung. Die einfallende Strahlungsmenge ist u. a. abhängig von der Sonnenscheindauer und Intensität sowie der Trübung des Fließgewässers, die die Eindringtiefe der Strahlung in das Gewässer bestimmt. Werden *E. coli* und intestinale Enterokokken in an partikuläre Stoffe sorbierter Form transportiert, so können sie je nach Größe und Dichte der Partikel und Turbulenz der Strömung Sedimentationsvorgängen unterworfen sein, die dazu führen, dass diese sorbierten Mikroorganismen zusammen mit den Trägerpartikeln auf der Gewässersohle abgeschieden werden. Sedimentationsvorgänge sind bei in freier Suspension vorliegenden Mikroorganismen aufgrund deren geringen Größe und Dichte hingegen zu vernachlässigen. Die Sorption an Trägerpartikel sowie die Sedimentation sind von den Strömungsbedingungen im Gewässer abhängig, wobei eine Zunahme der Fließgeschwindigkeit zu einer Resuspendierung sedimentierter Partikel und ggf. zu einer Desorption von Mikroorganismen führen kann. Eine Vermehrung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken in Oberflächengewässern unter unseren klimatischen Bedingungen ist äußerst unwahrscheinlich, und es wird davon ausgegangen, dass keine Vermehrung in den Oberflächengewässern stattfindet. *E. coli* und intestinale Enterokokken können weiterhin einer Dezimierung im Gewässer infolge von Fraß durch andere Organismen unterliegen sowie in einen nicht-kultivierbaren (viable but non-culturable, VBNC) Zustand übergehen.

Grundlegende Zusammenhänge und Gleichungen zur Beschreibung der Sorption von Bakterien an andere partikuläre Stoffe, der Sedimentation und Resuspendierung von partikulären Stoffen in Fließgewässern, der Inaktivierung von Bakterien durch UV-Strahlen sowie der Dezimierung infolge von Fraß und Absterben werden z. B. durch Chapra (1997) beschrieben. Weiterhin finden sich in der Literatur eine Vielzahl von Untersuchungen und Modellanwendungen zu den oben genannten Effekten, wie z. B. von Auer und Nienhaus (1993), Burton et al. (1987), Canale et al. (1993), Cho et al. (2010), Colins und Rutherford (2004), Ferguson et al. (1996), Gannon et al. (1983), Gao et al. (2011a, 2011b), Grimes (1880), Irvine und Pettibone (1993), Medema et al. (2003), Mitch et al. (2010), Schultz-Fademrecht et al. (2008), Schultz-Fademrecht (2009), Sinton (2002), Universität der Bundeswehr München (2003) und Warren (2009).

Zur Modellierung des Transports und Verbleibs von Mikroorganismen in Fließgewässern finden im Wesentlichen deterministische Modelle Anwendung. Nur selten wird über die Anwendung von statistischen Modellen (Schoen et al. 2010), empirischen Modellen auf Basis von Regressionsanalysen (David und Haggard, 2010) und Black-Box-Modellen in Form Künstlicher Neuronaler Netze (Lohr und Prien, 2005) berichtet.

Die Erstellung von deterministischen Modellen zur Simulation der Qualität in Fließgewässern

ist ein komplexer Vorgang, der in einem ersten Schritt hydraulische Berechnungen zum Abfluss erfordert. Darauf aufbauend erfolgt in einem zweiten Schritt die Berechnung des Stofftransports, die grundsätzlich Komponenten der Speicherung, Advektion, Dispersion und der Stoffumwandlung enthalten kann. Auch hierbei sind je nach Anwendungsfall Vereinfachungen möglich (z. B. Vernachlässigung der Dispersion).

Zur Simulation der Qualität von Fließgewässern wurden bereits verschiedene Software-Produkte entwickelt, die je nach Anwendungsschwerpunkt unterschiedliche Effekte des Stofftransports, der Speicherung und der Stoffumwandlung beinhalten. Eine Übersicht über die wesentlichen Modelle wird von Rauch et al. (1998) gegeben. Diese Software-Produkte wurden z. T in der Zwischenzeit weiterentwickelt. Hinzu kamen Neuentwicklungen wie z. B. QSim (BfG Bundesanstalt für Gewässerkunde, Deutschland), SOBEK-WQ (WL | Delft Hydraulics, Niederlande) und SWAT (Grassland, Soil & Water Research Laboratory, USA). Vor dem Hintergrund, dass viele der oben genannten Software-Produkte den Einfluss von diffusen Stoffeinträgen oder komplexere Modellzusammenhänge nur ungenügend berücksichtigen (Shanahan et a. 1998), wurde von der IAWQ (heute IWA) Task Force on River Water Quality Modelling das IWA Water Quality Model No. 1 entwickelt, das insbesondere Stoffeinträge aus diffusen Quellen und Mischwasserentlastungen von Abwasserbehandlungssystemen berücksichtigt und mit den IWA-Modellen zur Beschreibung der Prozesse in Kläranlagen (Activated Sludge Model ASM1, 2 und 3) kompatibel ist und auf diesen aufbaut (Henze at al. (1987); Henze at al. (1995); Gujer et al. (1999), Somlyódy et al. (1998). Die wesentlichen Prozessgrundlagen und die Modellkonzeption wurden von Shanahan et al. (1998, 2001) umfassend beschrieben. Das IWA-Gewässergütemodell ist in den letzten Jahren in vielfältiger Weise zur Abbildung der Gewässerqualität in Fließgewässerabschnitten alleine oder in Kopplung mit anderen Modellen der Siedlungsentwässerung angewendet worden (siehe z. B. Reuter (2009) und Erbe (2004). Das IWA Water Quality Model No. 1 ist in der Simulationssoftware SIMBA integriert. Diese wurde von der ifak system GmbH Magdeburg (Alex, 2008) entwickelt und ermöglicht die Abbildung von Transport- und Stoffumsetzungsvorgängen im Kanalnetz, auf der Kläranlage, wie auch im Fließgewässer.

In der Grundversion des Gewässergütemodells der IWA sind keine Prozesse zur Abbildung der Keimbelastung oder pathogener Organismen im Gewässer enthalten. Aufgrund der offenen Struktur des Gewässergütemodells ist es allerdings vergleichsweise einfach, derartige Prozesse zu integrieren. In diesem Zusammenhang können beispielsweise die im Gewässergütemodell QUAL2K der EPA (Chapra und Pelletier, 2003) implementierten Prozesse genutzt werden, mit denen ein Ersatzparameter für pathogene Keime simuliert wird, dessen

Konzentration von der Gewässertemperatur, der Sonnenlichteinstrahlung und der Absetzvorgänge im Gewässer abhängig ist.

Neben der Modellierung aufgrund statistischer Zusammenhänge und anhand von deterministischen Modellen können auch Künstliche Neuronaler Netze (KNN) angewendet werden. Die Modellierung von komplexen Zusammenhängen auf der Basis von KNN ist eine Technologie, die in der Theorie seit einigen Jahrzehnten bekannt ist. Die praktische Anwendung derartiger Systeme ist sehr rechenintensiv und daher erst seit den 80er/90er-Jahren auf erschwinglichen Systemen (PC´s) durchführbar. Seit dieser Zeit wurden diese Technologien in der Industrie (Chemie / Pharmazie / Kraftwerke) erfolgreich eingesetzt. Heutzutage kann man den Einsatz dieser Technologien in den genannten Industriezweigen als Stand der Technik bezeichnen. Im Bereich der Wasserwirtschaft wurden Anwendungen der KNN-Technologie vor allem auf die Prozesse der Nährstoffelimination in Kläranlagen sowie auf die Prognose von Zulauffrachten veröffentlicht. Verbrauchsprognosen, wie z. B. Trinkwasserbedarfsprognosen, wurden ebenfalls veröffentlicht. Es gibt einzelne Publikationen, die auch die Modellierung von Parametern der Wassergüte, insbesondere mikrobiologische Parameter, zum Inhalt hatten. Allen bisher veröffentlichten Anwendungen ist gemeinsam, dass die Modelle zwar zu brauchbaren Ergebnissen führen, aber

1. aufgrund ihres „Black-Box-Charakters“ für den Anwender intransparent und nicht interpretierbar sind, und
2. die KNN keine Informationen zur Verlässlichkeit der berechneten Prognosen liefern.

Beide Probleme sind in der Technologie NeuroModel® der Firma aquatune gelöst worden. Es wurden leistungsfähige Methoden zur Sensitivitäts- und Kausalitätsanalyse entwickelt, die es erlauben, ein erstelltes Modell in allen Dimensionen zu „durchleuchten“ und damit Hypothesen zu Wirkzusammenhängen quantitativ zu untersuchen. Noch wichtiger ist die (patentierte) Technologie SecurityNet®, die es ermöglicht, jede einzelne Prognose, die vom KNN geliefert wird, bezüglich ihrer Sicherheit zu bewerten. Damit wird verhindert, dass Datensituationen am Eingang des Netzes, die weit entfernt von bekannten Datensituationen sind, zu (fehlerhaften) Extrapolationen des Netzes und damit zu falschen Ergebnissen führen.

I.4.7 Ökonomische Kosten/Nutzen-Bewertung

Ein wesentliches Element der anzuwendenden Umsetzungsstrategie für die Nutzung „Baden im in der Ruhr und ihren Seen“ ist die ökonomische Bewertung des daraus resultierenden Nutzens und der Kosten in einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA). Das Ziel einer Kosten-Nutzen-Analyse ist es, Auswirkungen von Maßnahmen zu erfassen, sie zu sortieren und gegenüberzustellen. Sie basiert auf der Idee bei der Ressourcenverwendung im öffentlichen

Bereich der ökonomischen Effizienz zu folgen und Rentabilitätskennzahlen aus der Privatwirtschaft auf öffentliche Investitionen zu übertragen. Dadurch werden Informationen gewonnen, ob Projekte einen positiven oder negativen Wertbeitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt leisten. Die KNA wird meist zur volkswirtschaftlichen Analyse von öffentlichen Großprojekten verwendet. Während im unternehmerischen Investitionskalkül Kosten und Erträge gegenüber gestellt werden, werden bei der Kosten-Nutzen-Analyse sämtliche Kosten und der gesamte Nutzen des zu evaluierenden Projektes miteinander verglichen.

Zur Bestimmung des ökonomischen Nutzens von öffentlichen Gütern verwendet die Ökonomie das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes (Total Economic Value). Der ökonomische Gesamtwert umfasst neben tatsächlichen oder potentiellen Gebrauchswerten (use-values) auch sogenannte Nicht-Gebrauchswerte (non-use-values), die der Einzelne bzw. die Gesellschaft der Existenz eines öffentlichen Gutes unabhängig von einer gegenwärtigen oder zukünftigen Nutzung zurechnet. Für eine Bewertung des Badens an der Ruhr, spielt die direkte Nutzung einer einzelnen Person, aber auch indirekte Nutzungen wie die Möglichkeit zu haben, zukünftig zu baden, oder auch Vermächtnismotive für nachfolgende Generationen eine wichtige Rolle. Ebenso relevant sind Existenzmotive, d.h. die Existenz einer guten Wasserqualität in der Ruhr an sich ohne die Absicht darin zu baden (Bateman et al., 2002).

Die Kontingente Bewertung (Contingent Valuation) ist ein Bewertungsverfahren zur Ermittlung des ökonomischen Gesamtwertes. Bei Anwendung dieser Methode werden in Bevölkerungsbefragungen hypothetische Situationen, im vorliegenden Falle sind es die entwickelten Badeszenarien, beschrieben und die Wertschätzung der Personen zu dieser hypothetischen Situation abgefragt. Die Wertschätzung kann durch die Zahlungsbereitschaft (willingness to pay) der befragten Personen für die Umsetzung dieser Badeszenarien bekundet werden. Durch den Einsatz der Contingent Valuation ist es möglich, eine von der Nutzung unabhängige Wertschätzung zu ermitteln und auch die direkte zukünftige Nutzung monetär zu bewerten, da davon auszugehen ist, dass sich das Nutzungsverhalten der Bevölkerung durch eine Wasserqualitätsverbesserung ändern wird. Das Contingent Ranking ist dahingegen ein Verfahren, um die Präferenzen und Präferenzrangfolgen der befragten Personen zu ermitteln bspw. im Hinblick auf die Badeszenarien (Liebe, U., 2007).

Die CV-Methode ist inzwischen wissenschaftlich abgesichert und insbesondere durch die Arbeiten des NOOA-Panels (National Oceanic and Atmospheric Administration) (Arrow et al., 2001) wurden wesentliche wissenschaftliche Grundlagen für die kontingente Bewertungsmethode gelegt. Ausgangspunkt der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit dieser Methode war die von der Regierung der Vereinigten Staaten durch den Oil Pollution Act aus dem Jahr 1990 (US Congress, 2000) angeordnete Notwendigkeit, Umweltschäden, die aus der

Einleitung von Öl in Gewässern resultieren, zu monetarisieren, um damit eine Basis für etwaige Schadensersatzzahlungen zu schaffen. Ausgelöst wurde diese Gesetzesinitiative durch das Unglück der Exxon Valdez in Alaska, bei dem im März 1989 insgesamt 40 Mio. t Rohöl ins Meer geflossen sind. Das NOAA Panel hat sich in seiner Studie zur kontingenten Bewertungsmethode insbesondere mit den häufig vorgebrachten Kritiken an dieser direkten Preisermittlungsmethode auseinandergesetzt und Empfehlungen zur Vermeidung der negativen Effekte formuliert. Hierzu gehören beispielsweise die Durchführung von persönlichen Interviews anstelle von brieflichen oder telefonischen Befragungen, die Gestaltung der Befragung in Form eines Referendums sowie die intensive Information der Befragten über den Gegenstand der Befragung. Weiterhin sollen Kontrollfragen sicherstellen, dass die Befragten den Sachverhalt ausreichend verstanden haben und zur abgesicherten Ermittlung der Zahlungsbereitschaft ist es weiterhin notwendig, die sozioökonomischen Randbedingungen der Befragten sorgfältig und repräsentativ zu erfassen (Arrow et al., 2001). Dennoch verbleibt, auch bei sorgfältiger Anwendung dieser Methode, das Risiko, dass sich die Befragten strategisch in ihren Antworten verhalten und durch dieses hypothetische Befragungsszenario auch eine Verzerrung der Zahlungsbereitschaft entsteht (Kahnemann und Knetsch, 1992; Diamond und Hausmann, 1994). Auch für den Gewässerbereich, insbesondere im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL, liegen inzwischen umfangreiche Erfahrungen aus der Anwendung der direkten Preisermittlungsmethoden vor (Brouwer at al., 2009; Johnson et al., 2008; Irvin et al., 2007; Imandoust und Gadam, 2007; Georgiou et al., 2000).

In Bezug auf das vorliegende Forschungsvorhaben ist zentraler Gegenstand der Betrachtung die Frage, welche Kosten bei einer Realisierung des Badens an der Ruhr zu erwarten sind. Im Hinblick auch auf etwaige Finanzierungsmodelle, ist die Unterscheidung der Kosten für die Anhebung der Wasserqualität und der Badestelleninfrastruktur grundlegend von Bedeutung, wenn mehrere Kommunen hohe investive Maßnahmen zur Gewässerqualitätsanhebung gemeinsam tragen, aber untereinander aufteilen wollen, obwohl die Anzahl und Ausstattung der Badestellen unter den Kommunen variieren. Darüber hinaus hat die Anhebung der Wasserqualität bzw. Optimierung der Entwässerungssysteme auch positive Auswirkungen auf das gesamte Ökosystem und neben anderen Effekten auch Vorteile für die Trinkwasseraufbereitung. Die Betrachtung weitergehender WIN-WIN-Situationen kann Gegenstand für zukünftige Untersuchungen sein. Bei der Ermittlung der Kosten für das Baden in der Ruhr wird daher grundsätzlich in zwei Kostenbereiche unterschieden. Der Kostenbereich der Anhebung der Wasserqualität, also alle Kosten für technische und organisatorische Maßnahmen zur Qualitätsverbesserung des Gewässers (s.g. Basiskosten) und der Kostenbereich zur Einrichtung und Unterhaltung einer/oder mehrerer spezifischen Badestelleninfrastruktur/en oder Services (hier: zusätzliche Kosten).

I.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Arbeitspaket 1 – Gefährdungsanalyse Ruhrwasserqualität

IWW: Kooperation mit anderen RiSKWa-Verbundprojekten, z.B. Austausch über Analysenmethoden zum Nachweis von *E. coli* mittels qPCR mit Dr. Thomas Schwartz (KIT, Verbundprojekt TransRisk) und zur Elimination von organischen Spurenstoffen in der Trinkwasseraufbereitung mit Dr. Karten Nödler (AG Licher, Universität Göttingen, Verbundprojekt AGRO)

Einbeziehung von externen Spezialisten bei konkreten Projektfragestellungen (Fr. Dr. Regine Szewzyk, Umweltbundesamt zum Thema Umsetzung der Badegewässerrichtlinie; Hr. Dr. Albrecht Wiedenmann, Landratsamt Esslingen zum Thema Badegewässerrichtlinie)

Teilnahme am RiSKWa-Statustreffen und an den Veranstaltungen der RiSKWa-Querschnittsthemen: Probenahme, Bewertungskonzepte der Mikrobiologie, Bewertungskonzepte der Toxikologie, Indikatorsubstanzen, Risikokommunikation & Öffentlichkeitsarbeit und Risikomanagement.

UDE-BC: Teilnahme an RiSKWa-Statusseminaren und an den Veranstaltungen des RiSKWa-Querschnittsthemas „Bewertungskonzepte der Mikrobiologie“.

UBN: Im Rahmen der Interviews im AP 1 hat UBN mit folgenden Interviewpartnern zusammengearbeitet:

- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucher-schutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) : Herr Gerhard Odenkirchen
- Institut für gesundheitlichen Verbraucherschutz Duisburg (IGVS DUI): Herr N. Vreden
- Gesundheitsamt Mülheim an der Ruhr : Herr Dr.Weber, Herr Dr. Bierod
- Umweltamt Essen: Herr. Hennen
- Ministerium für Arbeit, Soziales und Gesundheit des Landes Schleswig-Holstein (Vorsitz des Bund Länder Arbeitskreis Badegewässer, BLAK): Herr. Dr.Knobling
- Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND):Herr Dr. AschemeierAllgemeiner Deutscher Automobil Club e.V. (ADAC): Herr Adunka

Arbeitspaket 2 – Risikobewertung

Für die hygienische Bewertung von Badegewässern mittels QMRA wurde mit Herrn Prof. Prof. Dr. Wuertz, University of California, kooperiert. Für die Ableitung der in der EU Bade-

gewässerrichtlinie akzeptieren Erkrankungsrisiken stelle Herr Dr. Allbrecht Wiedenmann, Landratsamt Esslingen, seine Studienergebnisse im Rahmen eines Projekttreffens vor.

Arbeitspaket 3a - Risikowahrnehmung

Das ITAS hat während der Projektlaufzeit neben dem engen fachlichen Austausch mit verschiedenen Projektpartnern des Verbundprojektes Sichere Ruhr auch mit dem RiSKWa Arbeitskreis "Risikokommunikation" zusammengearbeitet. Im Januar 2014 wurde für das RiSKWa Konsortium ein Risiko-Kommunikationsworkshop für Entscheider organisiert.

Darüber hinaus ergaben sich Kontakte mit anderen internationalen Experten und Organisationen (Nationale Institute of Public Health in Tschechien), die Interesse an der vom ITAS durchgeführten Bevölkerungsstudie zeigten und mit denen Informationen ausgetauscht wurden.

Außerdem wurde bei der Datenerhebung mit dem Lehrstuhl für Methoden der empirischen Sozialforschung am Institut für Soziologie der Technischen Universität Dresden kooperiert.

Arbeitspaket 3b - Risikokommunikation

Die Arbeit im AP 3b basierte zu einem hohen Grad auf der Zusammenarbeit mit den im Projekt beteiligten Projektpartnern und Arbeitspaketen. Dies ist in erster Linie der Tatsache geschuldet, dass die den Share- und Stakeholdern zu übermittelnden Botschaften zum Baden in der Ruhr primär von den naturwissenschaftlichen Ergebnissen der Projektpartner abhängig waren. Die Zusammenarbeit mit den verschiedenen Projektpartnern umfasste dabei für die verschiedenen Partner etwa dieselbe Intensität, mit Ausnahme des Projektpartners Ruhrverband.

Für das AP 3b war eine besonders intensive Zusammenarbeit mit dem Ruhrverband (AP 5) nötig, da im Rahmen des AP 5 die Stakeholderworkshops durchgeführt wurden. Innerhalb der Workshops wurde das partizipative Netzwerk erweitert und gepflegt, ebenso wie ein Dialog zum Thema Baden in der Ruhr mit allen relevanten Share- und Stakeholdern initiiert wurde.

Im Zuge des Aufbaus und der Pflege des Netzwerks der verschiedenen Bezugsgruppen wurde zudem mit verschiedenen Share- und Stakeholdern zusammengearbeitet (Grün und Gruga Essen, Gesundheitsämter der Städte Essen und Mülheim an der Ruhr, Untere Wasserbehörde der Stadt Essen, Untere Landschaftsbehörde der Stadt Essen, Regionalverband Ruhr, Projekt Badegewässerqualität Obere Isar in München, Projekt SPREE.2011 in Berlin,

Vertreter der Kommunalpolitik, DRK Wasserwacht, Betreiber ortsansässiger Gastronomie- und Freizeitbetriebe, Verschiedene ortsansässige Vereine, Interessierte Bürger, Medien).

Arbeitspaket 3c - Partizipation

Die Arbeit im AP 3c basierte zu einem hohen Grad auf der Zusammenarbeit mit den im Projekt beteiligten Projektpartnern und Arbeitspaketen. Dies ist in erster Linie der Tatsache geschuldet, dass die zu entwickelnden Kommunikationswege und -botschaften zum Baden in der Ruhr primär von den naturwissenschaftlichen Ergebnissen der Projektpartner abhängig waren.

Eine besonders intensive Zusammenarbeit ergab sich im AP 3c mit dem ITAS am KIT, da hier im Rahmen des AP 3a Forschung zur Risikowahrnehmung im Bereich von Trink- und Badegewässer durchgeführt wurde, die eine wesentliche Grundlage zur Bestimmung der Kommunikationswege und -inhalte für das Kommunikationskonzept darstellt.

Weiterhin war für das Teilarbeitspaket AP 3c-1 eine intensivere Zusammenarbeit mit dem AP1 und AP2 erforderlich. Die Forschung aus diesen Arbeitspaketen zu den Themen Gefährdungsanalyse der Ruhwasserqualität sowie Risikobewertung der Ruhrwasserqualität bildete eine notwendige Grundlage zur Bestimmung der Kommunikationswege und -inhalte.

Arbeitspaket 4a - Maßnahmen und Innovationsansätze – Eintragsverminderung

Durch die Zusammenarbeit von sieben Projektpartnern in diesem Arbeitspaket war von vornherein ein hoher Vernetzungsgrad gegeben. Innerhalb der Arbeitspakete ergab sich eine besonders intensive Zusammenarbeit mit den Arbeitspaketen 1 und 2, da die im Arbeitspaket 4a gewonnenen Erkenntnisse mit den Ergebnissen aus diesen Arbeitspaketen verknüpft wurden. Außerdem flossen die Ergebnisse aus dem AP 4a in das AP 4b und das AP 5 ein.

Arbeitspaket 4b - Monitoring/Frühwarnsysteme

Projektintern erfolgten die Probenahmekampagnen an der Ruhr (AP 1 und AP 4b) in enger Zusammenarbeit mit dem Biofilm Centre der Universität Duisburg-Essen und dem Ruhrverband. Im Rahmen der Erprobung der Online-Messung von *E. coli* und coliformen Bakterien (AP 4b) wurde mit der Herstellerfirma mbOnline zusammengearbeitet. Es erfolgte eine Anpassung der Geräte an die Versuchsbedingungen sowie technische Unterstützung bei Aufstellung und Betrieb der Geräte. Die Aufstellung der Messgeräte erfolgte auf dem Gelände des Fischerei-Verein Essen e.V. und der Seaside Beach Baldeney GmbH mit freundlicher

Unterstützung der beiden genannten Betreiber. Außerdem erfolgte ein Erfahrungsaustausch zur Online-Messung mit Dr. Franziska Zibuschka (Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz) und Fr. Dr. Beate Burkert (Stadtwerke München).

Im Rahmen der Erstellung von Frühwarnsystemen bestand eine intensive Zusammenarbeit mit dem Ruhrverband und der RWW Rheinisch-Westfälischen Wasserwerksgesellschaft mbh hinsichtlich der Bereitstellung von Messdaten zur Wasserqualität. Der Ruhrverband stellte weiterhin Daten zum Abfluss der Ruhr, der Kläranlagen und zu Abmessungen und Entlastungsereignissen von Regenbecken sowie Klimadaten zur Verfügung. Weiterhin fanden mehrere Gespräche zur Anwendung des bestehenden DWA-Gewässergütemodells im Hinblick auf die Übertragbarkeit auf das Modell SIMBA statt. In diesem Zusammenhang wurden vom Ruhrverband auch Daten der Profilmessungen der Gewässersohle der Ruhr sowie des Baldeneysees und Strömungsmessungen im Baldeneysee sowie Ergebnisse von Tracerversuchen an der Ruhr zur Verfügung gestellt.

Zur Anwendung des Modells SIMBA wurde mit der ifak system GmbH (Magdeburg) Kontakt aufgenommen und eine Anwenderschulung besucht.

Zur Ermittlung der Einleitungsstellen von Mischwasserentlastungen wurde mit dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Kontakt aufgenommen und Daten aus dem Regenbeckenkataster erworben.

Hinsichtlich der statistischen Analyse der Messdaten wurde mit dem Statistischen Beratungs- und Analysezentrum (SBAZ) der Universität Dortmund Kontakt aufgenommen.

Zur Modellierung der Durchströmung des Baldeneysees wurde eine Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Mechanik und Robotik der Universität Duisburg-Essen etabliert.

Die Ergebnisse zur Erstellung des Frühwarnsystems flossen in das Arbeitspaket 5 (Realisierungskonzept) ein.

Weiterhin flossen die Erkenntnisse in das Querschnittsthema „Risikomanagement und Handlungsempfehlungen“ ein.

Arbeitspaket 5 - Realisierungskonzept

Das Arbeitspaket 5 arbeitete in allen Teilarbeitspaketen eng mit allen Partnern der anderen Arbeitspakete zusammen. Insbesondere zur Umsetzung des Szenarienworkshops sowie der weiteren Veranstaltungen im Rahmen des Realisierungskonzept wurden mit verschiedenen Ämtern der Stadt Essen und Mülheim und anderen Ruhrgebietsstädten sowie dem Landes-

amt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) kooperiert. Ein fachlicher Austausch zur Interpretation des EU-Rechts fand mehrmals zwischen Frau Dr. Szewzyk vom Umweltbundesamt und einmal dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen sowie dem LANUV NRW statt.

Die Arbeiten des IWW im AP 5 zur Erarbeitung des Fragebogens (TA 5-3) sowie die Verzahnung der Befragungsergebnisse mit den Ergebnissen aus dem Szenarien-Workshop (TA 5-2) erforderte eine enge Zusammenarbeit mit dem Ruhrverband, UDE-KOM, UDE-SOZ und ITAS. Für die Kostenschätzungen einer Umsetzung der entwickelten Badeszenarien wurde mit verschiedenen Vertretern (Grün und Gruga Essen, Stadt Essen, Regionalverband Ruhr, DRK Wasserwacht, Betreiber ortsansässiger Gastronomie- und Freizeitbetriebe) zusammengearbeitet. Auf diese Weise konnten Expertenkenntnisse und praktische Erfahrungen in die Kosten-Nutzen-Analyse einfließen.

II. Eingehende Darstellung des Projektes

II.1 Die Ruhr – Einzugsgebiet, Wasserqualität, Nutzung

Die Ruhr ist einer der sechs größeren Nebenflüsse, die innerhalb von Nordrhein-Westfalen in den Rhein münden. Sie entspringt nördlich von Winterberg im Hochsauerlandkreis in einer Höhe von 674 Metern über NHN[1] in mehreren Quellarmen, wobei die „Ruhrquelle“ am Nordhang des Ruhrkopfes zu finden ist. Nach einer Lauflänge von rund 219 Kilometern mündet die Ruhr auf 17 Metern über NN[2] in Duisburg in den Rhein (Abbildung 5).

Abbildung 5: Ruhrquelle und Ruhrmündung, Fotos: Ruhrverband

Die wichtigsten Zuflüsse der Ruhr sind die Möhne, die Lenne und die Volme. Die Länge aller Fließgewässer im Ruhreinzugsgebiet beläuft sich auf rund 7.000 Kilometer. Die Gewässernetzdichte ist mit 1,56 Kilometern pro Quadratkilometer relativ hoch. Die langjährige mittlere Niederschlagshöhe beträgt etwa 1.000 Millimeter pro Jahr.

Das Einzugsgebiet der Ruhr umfasst eine Fläche von 4.485 Quadratkilometern. Seine höchste Erhebung ist mit 842 Metern der Kahle Asten in Winterberg. Naturräumlich ist das Gebiet überwiegend dem Rheinischen Schiefergebirge zuzuordnen. Lediglich der äußerste

[1] Normalhöhennull

[2] Normalnull

Westen ab Mülheim liegt in der Niederrheinischen Bucht. Sein Nordrand stellt die Grenze zur Westfälischen Bucht dar. Landschaftlich finden sich somit vorrangig bergige und hügelige Strukturen. Diese werden im Süden und Nordosten des Einzugsgebietes land- oder forstwirtschaftlich genutzt, während der Nordwesten mehrheitlich durch eine Urbanisierung und Industrialisierung geprägt ist.

Aufgrund der fast ausschließlichen Lage des Ruhreinzugsgebietes im Rheinischen Schiefergebirge besteht das Fließgewässersystem der Ruhr überwiegend aus silikatischen, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsbächen und -flüssen. Allerdings finden sich beispielweise an Hönne und Möhne örtlich begrenzt auch Fließabschnitte, die als Karstgewässer zu bezeichnen sind.

Bedingt durch die Funktion des Fließgewässersystems der Ruhr als Rohwasserspender für die Brauch- und Trinkwasserversorgung von Industrie und Bevölkerung ist das Abflussregime der Ruhr und ihrer größeren Nebengewässer maßgeblich durch die Bewirtschaftung der Talsperren im Sauerland bestimmt. Zudem beeinflussen die fünf Ruhrstauseen - Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader Stausee, Baldeneysee und Kettwiger Stausee - sowie eine Vielzahl von Querbauwerken das Abflussgeschehen der Gewässer. So stellt die Ruhr auf ihren letzten 93 Fließkilometern ein fast durchgängig gestautes Gewässer dar.

Gemäß den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie ist das Ruhreinzugsgebiet wie folgt zu charakterisieren: 122 Gewässer weisen ein eigenes Einzugsgebiet von mehr als zehn Quadratkilometern auf und sind damit im Sinne dieser Richtlinie berichtspflichtig. Sie haben eine Fließlänge von rund 1.850 Kilometern, was etwa 26,5 Prozent des insgesamt rund 7.000 Kilometer umfassenden Fließgewässersystems entspricht. Diese 122 Gewässer sind in 265 Wasserkörper unterteilt, von denen 185 als natürlich und 80 als hydromorphologisch erheblich verändert eingestuft sind. Für den Bereich des Grundwassers sind 30 Wasserkörper abgegrenzt (Ruhrverband, o.J. a).

Das Untersuchungsgebiet umfasst im erweiterten Betrachtungsbereich, für den die maßgeblichen Einträge der hygienisch relevanten Mikroorganismen und Krankheitserreger untersucht werden, den Abschnitt der unteren Ruhr, der sich vom Auslauf der Ruhr am Kemnader See bei Ruhr km 65 bis zur Rohwasserentnahme der RWW in Mülheim etwa bei Ruhr km 13 erstreckt. Insgesamt werden also 52 km im Bereich der unteren Ruhr betrachtet. Der Kemnader See eignet sich insofern als Schnittstelle, da Untersuchungen des Ruhrverbands gezeigt haben, dass im Kemnader See unter mittleren Abflussbedingungen ein weitgehender Rückhalt der hygienisch relevanten Stoffe durch Sedimentations- und Abbauvorgänge im See erfolgt, sodass die hygienische Qualität der Ruhr direkt unterhalb des Kemnader Sees bei mittlerem Abfluss den Anforderungen der EU-Badegewässerrichtlinie temporär entspricht

(Sichere Ruhr 2011, S. 8f.). Der mittlere Abfluss der Ruhr (MQ) am Pegel Hattingen bei Ruhr km 56 beträgt 70,7 m³/s, der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) 18,8 m³/s und das mittlere Hochwasser (MHQ) 560 m³/s (Ruhrverband, o.J. c). Maßgebliche Eintragsquellen für hygienisch relevante Mikroorganismen und Krankheitserreger unterhalb des Ausflusses der Ruhr aus dem Kemnader See sind die unmittelbar an die Ruhr angrenzenden und zum Teil in die Ruhr direkt einleitenden Siedlungsgebiete der Städte Hattingen, Essen und Mülheim (Sichere Ruhr 2011, S. 8f.). Das gereinigte Abwasser wird in diesem Flussabschnitt über die Kläranlagen Hattingen (100.000 EW), Essen-Burgaltendorf (44.200 EW), Essen-Kupferdreh (96.000 EW), Essen-Süd (135.000 EW) und Essen-Kettwig (100.000 EW) direkt in die Ruhr eingeleitet. Weiterhin werden über Nebengewässer der Ruhr in diesem Abschnitt noch die gereinigten Abwässer der Kläranlagen Velbert-Hespertal (19.000 EW) und Abtsküche (33.000 EW) eingeleitet. Insgesamt sind an diese Kläranlagen etwa 385.000 Einwohner angeschlossen. Die derzeitige Schmutzfrachtbelastung beträgt für diese Anlagen insgesamt etwa 400.000 Einwohnerwerte (Ruhrverband 2015). Alle Einzugsgebiete werden überwiegend im Mischsystem entwässert, sodass zusätzlich relevante Stoffeinträge aus den Mischwasserabschlägen in die Ruhr bzw. in die Nebengewässer eingeleitet werden. In den Siedlungsgebieten dienen derzeit 28 Stauraumkanäle mit einem Gesamtvolumen von etwa 47.000 m³, 43 Regenüberlaufbecken mit einem Gesamtvolumen von ca. 55.000 m³ (Ruhrverband 2014a) und 51 Regenüberläufe der Mischwasserbehandlung (Ruhrverband 2015). Der Ruhrverband betreibt gemeinsam mit dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) und der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) in Hattingen eine zentrale Gewässergüteüberwachungsstation, die die Qualität der Ruhr kontinuierlich überwacht, wobei mit automatisch arbeitenden Systemen verschiedene Messgrößen online registriert werden. Hierbei handelt es sich um chemisch-physikalische Messgrößen wie Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Trübung und UV-Absorption. Neben der chemischen Analytik werden zum Nachweis akuter Schadwirkungen von Stoffen in der Ruhr kontinuierliche Biotestverfahren in der Gewässergüteüberwachungsstation eingesetzt. Mit ihnen werden Änderungen von physiologischen Reaktionen oder Verhaltensweisen von Wasserorganismen, die in der Station in Testgeräten ständig einem Teilstrom des Ruhrwassers ausgesetzt sind, registriert. In der Gewässergüteüberwachungsstation Hattingen werden unter anderem Biomonitore mit Kleinkrebsen (Dynamischer Daphnientest = Wasserflohtest) und mit Muscheln (Dreissena-Monitor) betrieben (Sichere Ruhr 2011, S. 8f.). Eine Übersicht aller Gewässergüteüberwachungsstationen im Ruhreinzugsgebiet und der wasserwirtschaftlichen Anlagen des Ruhrverbands gibt Abbildung 6 (Ruhrverband 2014, Deckblatt). Im Einzugsgebiet der Ruhr wird in 32 Wasserwerken Trinkwasser von 19 Mitgliedsunternehmen der AWWR gewonnen. Im hier betrachteten Teil-

abschnitt der Ruhr befinden sich unter anderem die großen Trinkwasseraufbereitungsanlagen in Essen und in Mülheim, die einen erheblichen Beitrag zur Trinkwasserversorgung des west- und nördlichen Ruhrgebiets leisten. Insgesamt wurden 2014 in den sieben Wasserwerken unterhalb von Bochum etwa 105 Mio. m³/a Rohwasser aus der Ruhr für die öffentliche Wasserversorgung des Ruhreinzugsgebiets entnommen, überwiegend als Trinkwasser aufbereitet und innerhalb sowie außerhalb des Ruhreinzugsgebiets gebraucht. Gemessen an der Gesamtentnahme für die öffentliche Wasserversorgung von etwa 292 Mio. m³/a im gesamten Ruhreinzugsgebiet bedeutet dies, dass im betrachteten Ruhrabschnitt mehr als ein Drittel der einzugsgebietweiten Rohwasserentnahmen für die öffentliche Wasserversorgung dienen, womit die Bedeutung dieses Flussabschnittes für die Trinkwasserversorgung in besonderem Maße deutlich wird (Ruhrverband 2015).

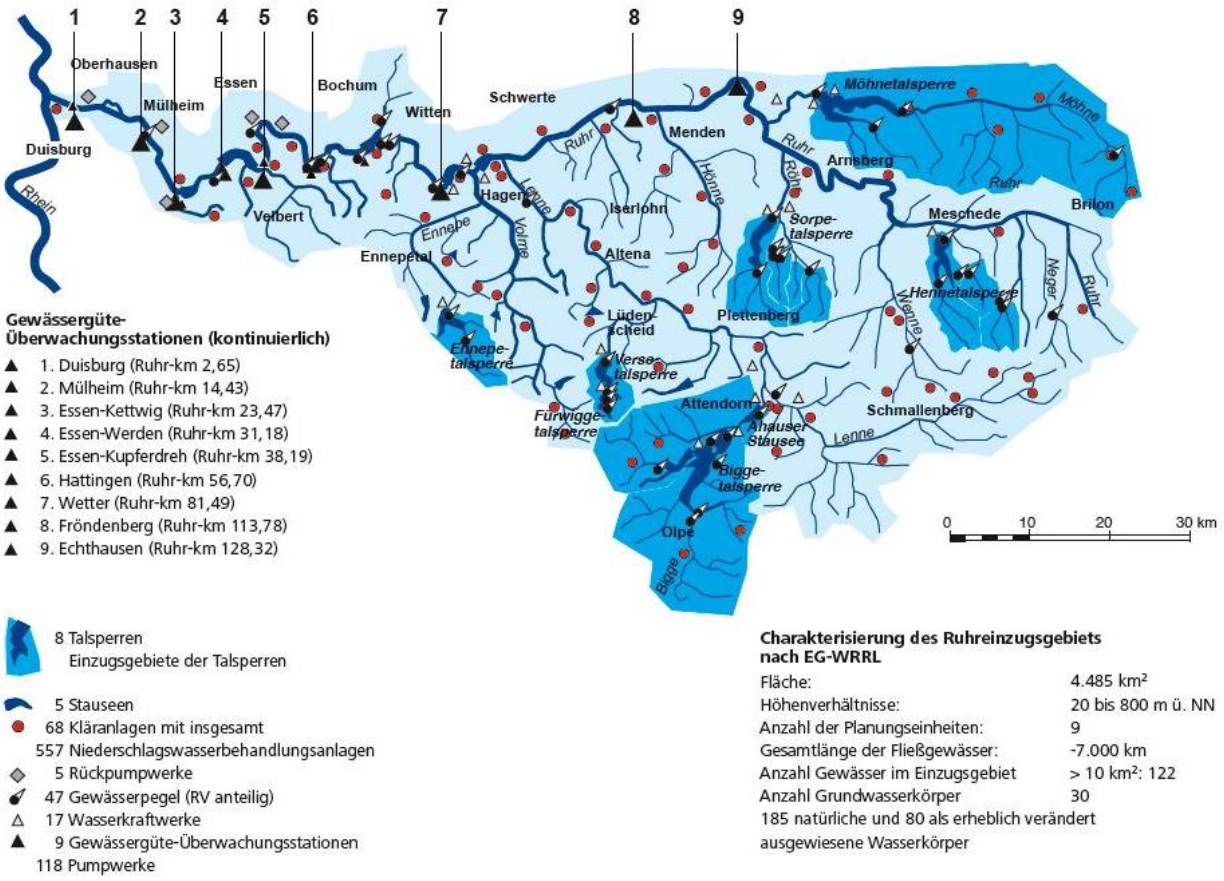


Abbildung 6: Gewässergüte-Überwachungsstationen (Ruhrverband, 2014)

Der Baldeneysee ist der größte von insgesamt fünf Stauseen, die der Ruhrverband an der Ruhr betreibt. Sein Stauinhalt betrug bei Ersteinstau 8,3 Millionen Kubikmeter und sank in rund 50 Betriebsjahren durch Sedimentablagerung auf 6,5 Millionen Kubikmeter. Im betrachteten Ruhrabschnitt befinden sich darüber hinaus insbesondere zwischen Hattingen und Essen naturnahe Flussabschnitte, die im Sommer trotz offiziellem Badeverbot regelmäßig und zum Teil intensiv zum Baden genutzt werden. Der Baldeneysee, als eines der beliebtesten Ausflugsziele für Bürger und Bürgerinnen aus dem südlichen Ruhrgebiet, wird derzeit zwar nicht in nennenswertem Maße zum Flussbaden genutzt, wohl aber intensiv mit Segelbooten, Kanus und Surfbrettern befahren. Mitte der 1980er-Jahre wurde der See ausgebaggert und fasste danach 7,6 Millionen Kubikmeter. Baden am Baldeneysee hat allerdings eine lange Tradition: 1938 wurde das Freibad Baldeney direkt am Baldeneysee eröffnet. Es fungierte über 40 Jahre lang, von 1938 bis 1984, als Freibad mit einem im Baldeneysee abgegrenzten Becken mit Sprungturm. Heute befindet sich an dieser Stelle das „Seaside Beach Baldeney“, das sich gerade in den Sommermonaten größter Beliebtheit erfreut (Sichere Ruhr 2011, S. 8f.). Ein Badeverbot für dieses künstliche Gewässer gilt seit 1971 gemäß der „Ordnungsbehördlichen Verordnung zur Aufrechterhaltung der öffentlichen Sicherheit und Ordnung im Stadtgebiet Essen“. Die Bezirksregierung Düsseldorf hat schon 1952 das Baden in der Ruhr für ihren Zuständigkeitsbereich wegen der potentiellen Gefahr an Poliomyelitis zu erkranken per Polizeiverordnung[3] untersagt. Die Polizeiverordnung gilt bis zur Bezirksregierungsgrenze in Essen- Steele, Ausnahmeregelungen für einzelne Badestellen sind zu beantragen sowie durch den zuständigen Amtsarzt zu beurteilen. Bis heute gibt es an der Ruhr in den Stadtgebieten Essen und Mülheim keine offizielle Badestelle mehr.

Der Abschnitt der unteren Ruhr ist durch die in Tabelle 1 aufgeführten Charakteristika gekennzeichnet (Ruhrverband, o.J. b).

[3] Polizeiverordnung betr. das Baden in der Ruhr vom Unterhaupt der Mülheimer Schleuse bis zur Grenze des Regierungsbezirks Düsseldorf bei Essen-Steele (km 14,27 bis 47,1 der Ruhreinteilung), im Rheinberger Altrhein und im Spoy-Kanal von km 0,0 bis km 0,282

Tabelle 1: Gewässercharakteristika Ruhr

Gewässertyp:	großer Fluss des Mittelgebirges (Typ 9.2) grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsfluss (Typ 9) grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach (Typ 5)
Höhenlage:	17 m über NHN bis 674 m über NHN
Länge:	219,5 km
Abflussverhältnisse:	mittleres Niedrigwasser: 17 m3/s mittlerer Abfluss: 76 m3/s mittleres Hochwasser: 691 m3/s
Einzugsgebietsgröße:	4.485 km2
Nutzungsstruktur:	11,5 % - Siedlungs- und Verkehrsflächen 1,4 % - industrielle und gewerbliche Flächen 0,8 % - Wasserflächen 47,2 % - Waldflächen 39,1 % - landwirtschaftliche Flächen
Besonderheiten:	In ihrem Unter- und Mittellauf ist die Ruhr stark durch Stauhaltungen und Trinkwassergewinnungsanlagen überprägt. Über einen großen Teil ihrer Lauflänge unterliegt sie der Wasserkraftnutzung. Ab Meschede ist der Abfluss der Ruhr talsperrenbeeinflusst.

II.2 Gefährdungsanalyse – Arbeitspaket 1

II.2.1 Literaturstudie

In den letzten Jahren ist eine Vielzahl neuer Arbeiten zu wasserassoziierten Krankheitserregern erschienen. Ziel des Arbeitspaket 1.1 war es, eine systematische Auswertung der Literatur der letzten Jahre im Hinblick auf Analytik, Konzentrationsbestimmungen, Nachweis relevanter wasserassoziierter Krankheitserreger und gesundheitliche Risiken für den Menschen im Zusammenhang mit dem Vorkommen hygienisch relevanter Organismen in Oberflächengewässern systematisch zusammenzustellen und zu analysieren. Diese Recherche sollte den Kenntnisstand der Projektpartner vereinheitlichen und dem aktuellen Stand der Wissenschaft angleichen. Des Weiteren können die Literaturdatenbanken über das Internet auch von anderen Institutionen, wie dem Umweltbundesamt genutzt werden. Es wurde eine mehrstufige, systematische Literaturrecherche zu relevanten wasserassoziierten Krankheitserregern durchgeführt. Als Veröffentlichungszeitraum wurde die Zeitspanne vom 01.01.2002 bis zum Zeitpunkt der Recherche berücksichtigt (Februar/März 2012). Die Recherche wurde mit Hilfe der PubMed Datenbank (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/) durchgeführt. Sie umfasste 54 Begriffe und Begriffskombinationen aus den Themenfeldern Wasser, Risiko, Gesundheit, Analytik und Umwelt. Insgesamt wurden 1.026 Suchanfragen durchgeführt. In einem ersten Schritt wurden insgesamt 47.460 Literatureinträge erfasst (s. Tabelle 2).

Die gefundenen Literaturstellen wurden in eine online Literaturverwaltungsdatenbank aufgenommen (Zotero; www.zotero.org), die allen beteiligten Projektpartnern eine parallele Zusammenarbeit ermöglichte. Im Folgeschritt bearbeiteten die Projektpartner die Datenbank zu den Pathogenen ihres jeweiligen Fachgebiets (Bakterien, Viren, Protozoen, Trematoden) und entfernten für das Projekt irrelevante Einträge. Anschließend wurden die übrigen Einträge mit Schlagworten versehen und um wichtige, bis dahin nicht erfasste Artikel, ergänzt (s. Tabelle 2). Dieser Prozess wurde während der gesamten Projektlaufzeit fortgeführt. Neben den Projektpartnern des Projektverbundes haben auch Mitarbeiter des Umweltbundesamtes die Möglichkeit, über das Internet die aufbereitete Literaturdatenbank zu nutzen. Durch die Literaturstudie konnte der Forschungsstand der letzten 10 Jahre zu den o. g. Themenfeldern erfasst werden und die Fragestellungen des Projektes eingeordnet bzw. abgegrenzt werden. Die kollaborative Literaturdatenbank diente als Grundlage für die folgenden Arbeiten.

Tabelle 2: Bestand der Zotero-Literaturdatenbank

	Bakterien	Viren	*Trichobilharzia*	Parasitische Protozoen
Aufgenommener Literaturbestand	3.2607	8.099	83	6.671
Aktueller Literaturbestand	2.154	1.289	122	1.643
Bisher mit Schlagworten versehen	651	0	122	98

II.2.1.1 Legionellen

Im Zuge der Aufstockung zur Risikobewertung hygienischer Risiken durch Legionellen in Oberflächengewässern wurde eine systematische und autoptische Literaturrecherche zu Risiko und Ökologie von *Legionella* spp. in natürlichen aquatischen Systemen durchgeführt. Die relevante Literatur wurde in die bestehende Datenbank integriert und somit den Projektpartnern zur Verfügung gestellt. Da die systematische Abfrage bei den Datenbanken PubMed und Science Direct wenig relevante Funde ergab, wurde auf bereits bestehende Literaturdatenbanken zu Legionellen (UBN, IWW) zurückgegriffen und ebenfalls in die Literaturdatenbank integriert.

II.2.2 Interviews

Zur Erfassung und verbesserten Kenntnis des Risikoregulierungsprozess in der Umsetzung der Badegewässerrichtlinie wurden durch die UBN 11 leitfadengestützte Experteninterviews durchgeführt. Dabei wurden risikoregulierende Akteure der Badegewässersicherheit in den für das Untersuchungsgebiet relevanten kreisfreien Städten Essen, Mülheim an der Ruhr und Duisburg, sowie Vertreter öffentlicher (nicht behördlicher) Interessen als Interviewpartner ausgewählt. Die Auswertung erfolgte mit Hilfe der Software Atlas ti® unter Anwendung der Methoden der qualitativen Sozialforschung, u.a. einer deduktiven und induktiven Inhaltsanalyse (Gläser und Laudel 2010).

Folgende Institutionen haben an den Interviews teilgenommen:

- Umweltbundesamt (UBA)
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV; 2 Interviewpartner)

- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- Institut für gesundheitlichen Verbraucherschutz Duisburg (IGVS DUI)
- Gesundheitsamt Mülheim an der Ruhr (GA MH)
- Umweltamt Essen (UA E)
- Ministerium für Arbeit, Soziales und Gesundheit des Landes Schleswig-Holstein (Vorsitz des Bund Länder Arbeitskreis Badegewässer, BLAK)
- Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND)
- Ruhrverband (RV)
- Allgemeiner Deutscher Automobil Club e.V. (ADAC)

Die Interviewpartner wiesen verschiedene, teilweise komplementäre Kompetenzen in den relevanten Themenbereichen auf, so dass insgesamt ein umfassender Überblick gewonnen werden konnte. So konnte der Risikoregulierungsprozess in der Badegewässersicherheit bzgl. der Badegewässerrichtlinie durch die Interviews erfasst und übersichtlich dargestellt werden (Abbildung 7).

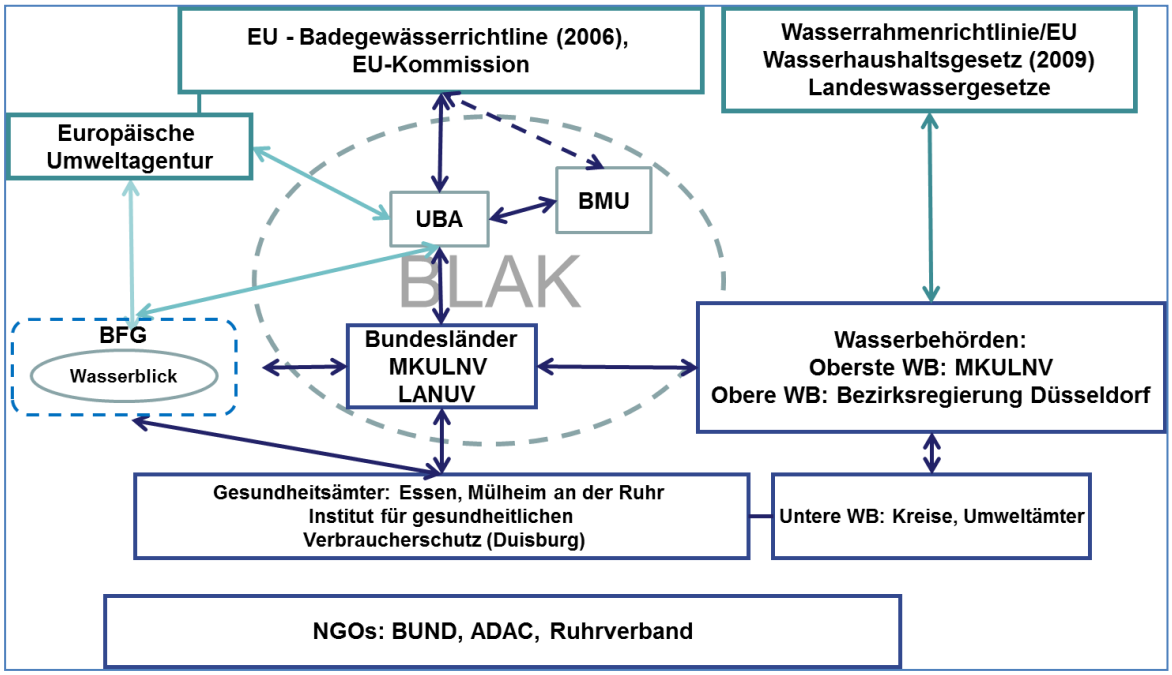


Abbildung 7: Zusammenwirken der Akteure der Risikoregulierung zur Umsetzung der Badegewässerrichtlinie in NRW bzw. im Untersuchungsgebiet „Ruhr“ in Abgrenzung bzw. Anknüpfung zu den Akteuren der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (IHPH 2013)

Die Betrachtung des Gefährdungsanalyseprozesses stellte einen zentralen Bestandteil der Interviewfragestellung dar. Auf Ebene der Kreise bzw. der kreisfreien Städte zeichnet sich dort Expertise ab, wo auch ausgewiesene EU-Badegewässer vorhanden sind (Institut für Gesundheit und Verbraucherschutz Duisburg) oder schon erste Schritte unternommen wurden, ein Badegewässer zu etablieren (Gesundheitsamt Mülheim). So stellten sich die unterschiedlichen Sichtweisen der Gesundheitsämter Essen, Mülheim an der Ruhr und Duisburg deutlich heraus. Diese Erkenntnisse fanden in den Workshops des AP 5 (siehe AP5) Anwendung und trugen zu einer erfolgreichen Vermittlung zwischen den beteiligten Institutionen bei. Das Gesundheitsamt Duisburg konnte einen realistischen Einblick in den anfallenden Arbeitsaufwand bei der Betreuung eines ausgewiesenen Badegewässers bieten.

Bei der Betrachtung der Zuständigkeiten stellte sich deutlich die zentrale Rolle des UBA heraus, welches mit der Koordination der Umsetzung der Richtlinie in Deutschland betraut ist. Auch hier konnten die Erkenntnisse aus den Interviews genutzt werden, Vertreter des UBA und LANUV mit in den weiteren Projektverlauf einzubinden und diese vermittelnd zur Etablierung einer ersten Badestelle zusammenzuführen.

Der Fokus des ADAC liegt insbesondere auf der Gefährdung von Kindern durch das Baden (ADAC 2012). Die Erkenntnisse aus dem Interview mit dem ADAC flossen in die weitere Beprobungsstrategie und Risikobewertung mit ein.

Des Weiteren wurden über die Interviews vertiefte Kenntnisse über die gesetzlichen Regularien insbesondere der EU-Badegewässerichtlinie und der landesspezifischen Umsetzung in NRW, die „Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer – Badegewässerverordnung“, gewonnen, welche bei der Betreuung der IG Baden Anwendung finden werden.

II.2.3 Untersuchungsgebiet „Untere Ruhr“

Für die Untersuchungen im Rahmen des Projekts wurde der Ruhrabschnitt „untere Ruhr“ ausgewählt. Detaillierte Informationen zu diesem Flussabschnitt und den relevanten Einleitungen sind bereits in Abschnitt II.1 dargestellt worden.

Im Vorfeld der Beprobungskampagnen zur Bestandsaufnahme der hygienischen Situation der Ruhr wurde im Bereich der unteren Ruhr eine vor-Ort-Begehung und Auswahl von geeigneten Probenahmestellen vorgenommen. Letztlich wurden 8 Beprobungsstellen von zunächst 11 in Frage kommenden Stellen ausgewählt. Für die Auswahl wurde insbesondere die Lage der Probenahmestellen betrachtet um mögliche Einleitungen (Abwasser, Regenüberläufe, diffuse Quellen) und mögliche Nutzungen (Badestellen, Trinkwassergewinnung) zu berücksichtigen. Außerdem wurde die Zugänglichkeit der Stellen einbezogen. Im Einzel-

nen wurden die in Tabelle 3 zusammengestellten Probenahmestellen ausgewählt. Die Lage der Probenahmestellen ist in Abbildung 8 gezeigt.

Tabelle 3: Übersicht der Probenahmestellen an der Ruhr

Nr.	Probenahmestelle	Ruhr-km	Gauß-Krüger-Koordinaten		Lage/Auswahlgrund
			Rechtswert	Hochwert	
1	BarCelona	43,00	3365007	5701539	vor Einleitung Regenüberläufe/ Mischwasserentlastung
2	Zornige Ameise (Essen-Rellinghausen)	42,73	3364952	5701274	nach Einleitung Regenüberläufe/ Mischwasserentlastung
3	Rote Mühle	39,82	3366458	5699012	vor Einleitung KA Essen-Süd
4	Fischereiverein	37,68	3366002	5697080	nach Einleitung KA Essen-Süd
5	Polderpumpwerk	34,66	3364309	5698353	nach Vogelschutzgebiet
6a	Seaside Beach (an Südtiroler Stuben)	32,44	3362006	5698559	mögliche Badestelle am Baldeneysee
6b	SeaSide Beach (auf Seaside Beach-Gelände)	32,46	3362161	5698628	mögliche Badestelle am Baldeneysee
7	Löwental	29,42	3360782	5696122	mögliche Badestelle an der Ruhr
8	RWW Styrum-Ost	11,35	3350823	5702767	Rohwasserentnahme für die Trinkwassergewinnung

Die Probenahmestelle BarCelona dient der Erfassung der ins Untersuchungsgebiet zulaufenden Wasserqualität. Sie liegt vor den betrachteten Einleitungen von Regen-, Misch- oder Abwasser.

Die Probenahmestelle Zornige Ameise liegt nur wenig hinter der Stelle BarCelona. Auf diesem Ruhrabschnitt erfolgt die Einleitung von Regenüberläufen und Mischwasserentlastungen aus dem Bereich Essen-Steele und Essen Bergerhausen.

Die Probenahmestellen Rote Mühle und Fischereiverein wurden ausgewählt, da diese jeweils direkt vor und hinter der Einleitung des Kläranlagenablaufes der Kläranlage Essen-Süd liegen. Beide Stellen liegen dabei auf der in Fließrichtung rechte Uferseite der Ruhr, an der auch die Kläranlageneinleitung erfolgt. Aus vorhergehenden Untersuchungen war bereits bekannt, dass das eingeleitete Wasser aus der Kläranlage in diesem Bereich über eine längere Strecke eine Fahne an dieser Uferseite bildet.

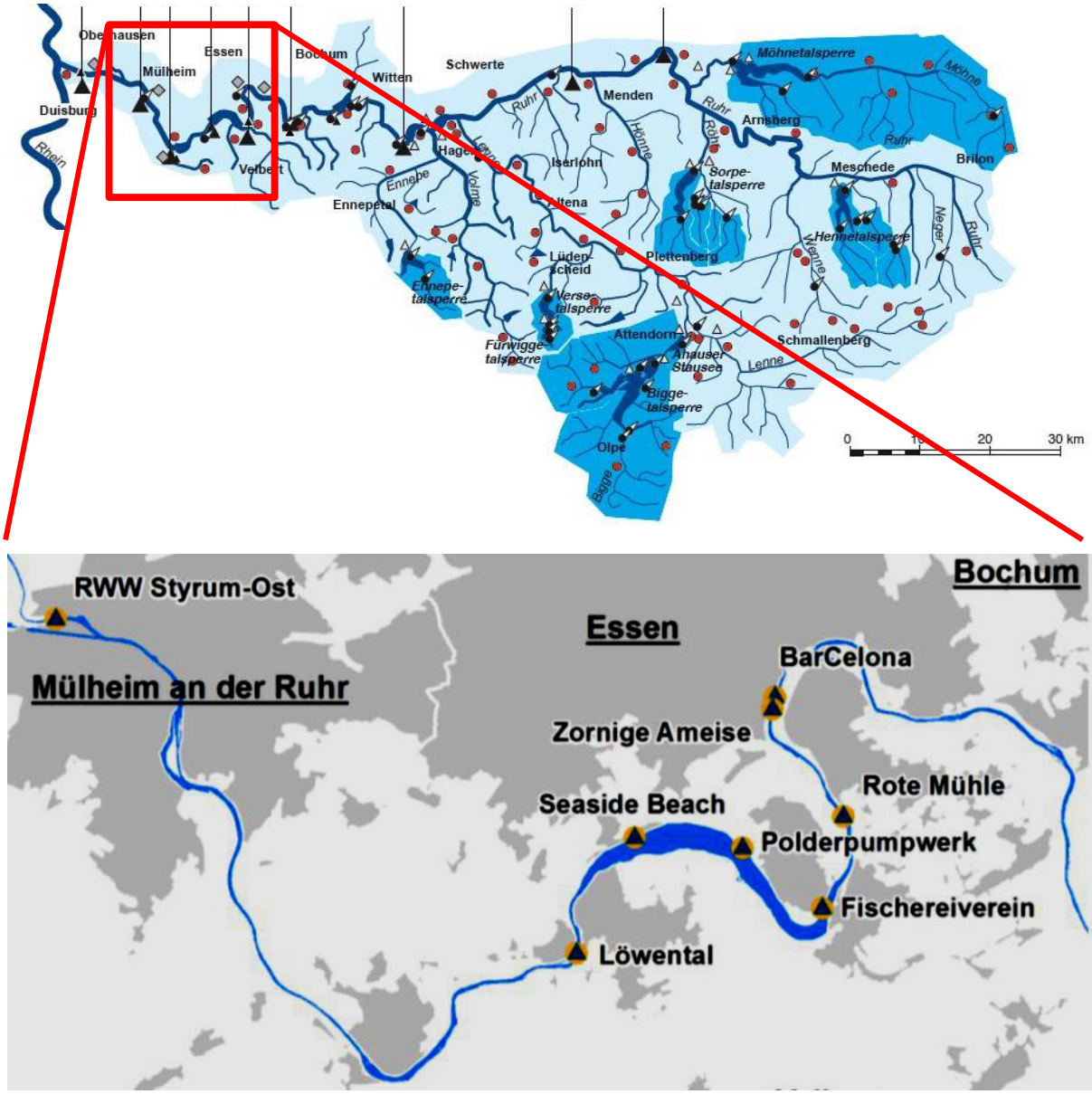


Abbildung 8: Untersuchungsgebiet „Untere Ruhr“ mit Lage der Probenahmestellen (Quellen: oben, Ruhrverband; unten, IHPH Universität Bonn)

Nach einem größeren Vogelschutzgebiet wurde die Probenahmestelle Polderpumpwerk gewählt, um auch potentielle Einträge aus tierreichem Waldgebiet als eine mögliche diffuse Quelle zu erfassen.

Als potentiell in Frage kommende Badestellen wurden das Gelände des Seaside Beach und die Ruhr im Bereich Löwental beprobt. Die Probenahmestelle am Seaside Beach musste im Projektverlauf um ca. 150 m verlegt werden, da die zunächst gewählte Stelle im Bereich Südtiroler Stuben nicht mehr zugänglich war. Die dann beprobte Stelle lag direkt auf dem Seaside Beach-Gelände, wo letztlich auch eine mögliche Badenutzung stattfinden würde.

Als letzte Probenahmestelle wurde die Ruhr im Bereich Mülheim-Styrum beprobt. An dieser Stelle ist das Wasserwerk Styrum-Ost der RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH lokalisiert. Hier erfolgt eine Entnahme des Ruhrwassers zur Trinkwassergewinnung. Hier wurde exemplarisch untersucht, wie die hygienisch relevanten Mikroorganismen aus dem Rohwasser in den einzelnen Aufbereitungsstufen zurückgehalten bzw. eliminiert werden (siehe Abschnitt II.2.5.5). Hierbei wurden insbesondere Aussagen zur Rückhaltung von Organismen erwartet, für welche bisher das Verhalten in der Trinkwasseraufbereitung nicht im Detail untersucht wurde. Bezüglich der chemischen Risiken wurden die Ergebnisse der „Reine Ruhr"- Projekte ausgewertet (siehe Abschnitt II.2.7).

II.2.4 Untersuchungsprogramm an der Ruhr

Als Basis für eine Risikobewertung erfolgt die Gefährdungsanalyse der Ruhrwasserqualität anhand einer Bestandsaufnahme. Hierzu erfolgten über ca. 18 Monate an 8 Beprobungsstellen mikrobiologische Untersuchungen anhand von für die Badegewässer- und Trinkwasserqualität relevanten Bakterien, Viren und Parasiten mit klassischen kulturellen Techniken sowie mit molekularbiologischen Methoden.

Die Probenahme der Ruhrwasserproben erfolgte im Rahmen der Bestandsaufnahme entsprechend der Vorgaben von DIN 38402 Teil 15 (DEV A15), DIN EN ISO 19458 und LAWA AQA-Merkblatt P-8/3. Das heißt, es wurden Stichproben in Form von Schöpfproben aus der fließenden Welle 20 – 30 cm unterhalb des Wasserspiegels genommen, an Stellen mit einer Wassertiefe von 1,0 bis 1,5 m. Zusätzlich wurden an drei Beprobungsterminen an der Probenahmestelle Löwental auch Proben aus der Flachwasserzone (ca. 30 cm Wassertiefe) und aus der Flachwasserzone mit aufgewirbeltem Sediment entnommen. Dies diente dem Vergleich der erhobenen Daten mit Untersuchungen des ADAC zur Badegewässerqualität, welche in dieser „Planschzone" durchgeführt wurden.

Zusätzlich wurden Schnecken als Überträger von Erkrankungen durch Vogelschistosomen (Badedermatitis) untersucht. Diese Untersuchungen wurden jedoch an abweichenden Stellen durchgeführt, da hier keine Wasserproben sondern Schneckenpopulationen untersucht wurden. Details hierzu finden sich in Abschnitt II.2.5.5.

Die im Rahmen der Bestandsaufnahme analysierten Parameter sind in Tabelle 4 zusammengestellt. Details zu den durchgeführten Untersuchungen sowie die jeweiligen zusammenfassenden Ergebnisdarstellungen finden sich in den nachfolgenden Abschnitten II.2.5 und II.2.5.5.

Tabelle 4: Übersicht der untersuchten Parameter im Rahmen der Bestandsaufnahme

Gruppe	Parameter	Hygienische Bedeutung
Bakterien	Gesamtzellzahl	allg. bakterielle Belastung
	Koloniezahl nach TrinkwV 22 °C und 36 °C	allg. bakterielle Belastung
	E. coli	Indikatorparameter
	coliforme Bakterien	Indikatorparameter
	intestinale Enterokokken	Indikatorparameter
	C. perfringens	Indikatorparameter
	P. aeruginosa	Umweltbakterium (fakultativ pathogen)
	Aeromonaden	Umweltbakterium (fakultativ pathogen)
	Campylobacter spp.	obligat pathogen (fäkaler Herkunft)
	Salmonellen	obligat pathogen (fäkaler Herkunft)
Viren	Adenoviren	obligat pathogen (fäkaler Herkunft)
	Polyomaviren	obligat pathogen (fäkaler Herkunft)
	Rotaviren	obligat pathogen (fäkaler Herkunft)
	Noroviren GI/GII	obligat pathogen (fäkaler Herkunft)
	Enteroviren	obligat pathogen (fäkaler Herkunft)
Protozoen	*Cryptosporidum* spp.	obligat pathogen
	Giardia lamblia	obligat pathogen
Invertebraten	Vogelschistosomen (Zerkarien)	obligat pathogen
chem./phys. Begleitparameter	pH-Wert	
	Temperatur (Luft und Wasser)	
	elektr. Leitfähigkeit	
	Sauerstoff	
	Trübung	
	SAK 254 nm / SSK 254 nm / SAK 436 nm	
	DOC/TOC	
	NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-	
	P-ges, ortho-PO_4^{3-}	
Meteorologische Daten	Temperatur, Niederschlag, etc.	
Hydraulische Daten	Abfluss, Pegelstände, etc.	

II.2.5 Bestandsaufnahme Ruhrwasserqualität

II.2.5.1 Physikalisch-chemische Parameter

Im Rahmen der Beprobungskampagnen zur Bestandsaufnahme der Ruhrwasserqualität erfolgte auch eine Untersuchung auf physikalisch-chemische Parameter. Als vor-Ort-Parameter wurden gemesen: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und gelöster Sauerstoff. Weiter wurden folgende Parameter im Labor bestimmt: Trübung, SAK 254 nm, SSK 254 nm, SAK 436 nm, gelöster organische Kohlenstoff (DOC), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), Nitrat, Nitrit, Ammonium, Phosphat und Gesamtphosphor.

Wie in Abbildung 9 erkennbar, bewegten sich alle Parameter über alle Probennahmezeitpunkte und an allen 8 Beprobungsstellen in relativ engen Grenzen und zeigten kaum Schwankungen. Lediglich bei der Wassertemperatur und dem Sauerstoffgehalt lassen sich Unterschiede zwischen den Proben innerhalb und außerhalb der Badesaison erkennen. Zwischen den 8 Beprobungsstellen waren keine auffälligen Unterschiede festzustellen. In Tabelle 5 sind die Untersuchungsparameter und Ergebnisse zusammenfassend dargestellt

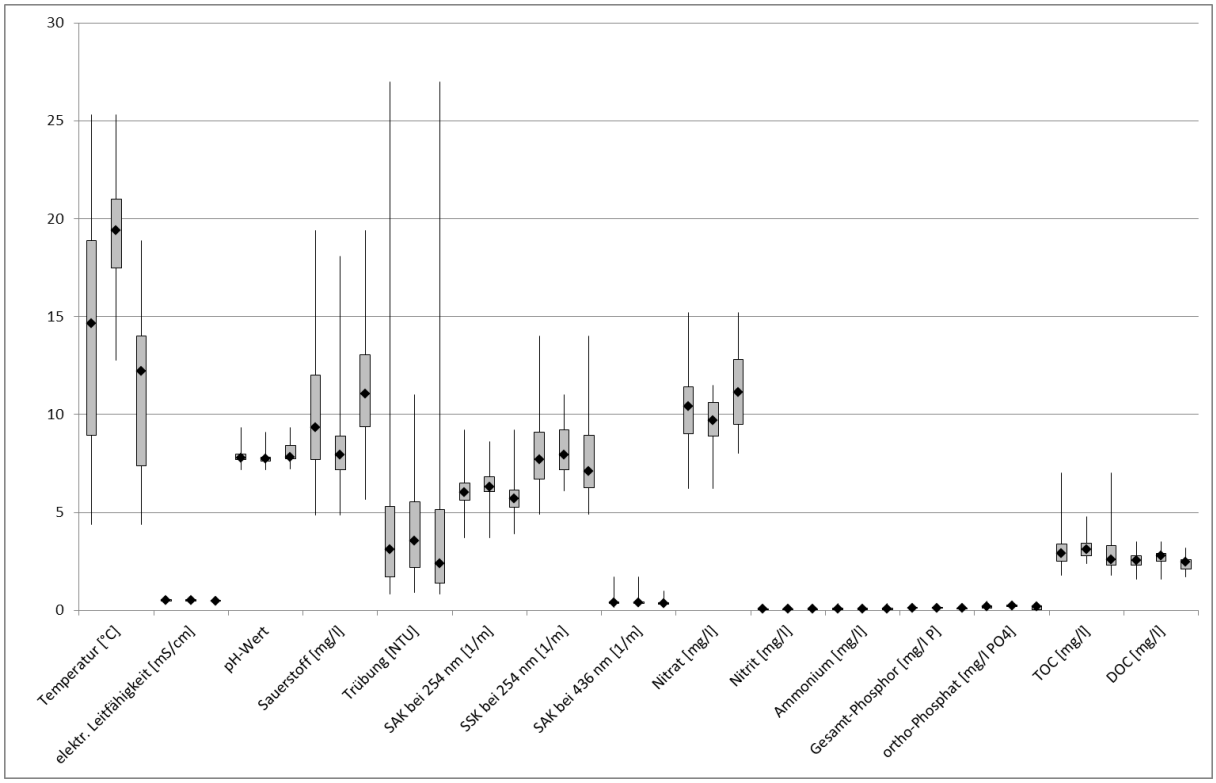


Abbildung 9: Phys.-chem. Untersuchungsergebnisse für alle 8 PN-Stellen an den insgesamt 23 Beprobungsterminen vom 23.04.2012 bis 27.05.2013; Box-Whisker-Plots mit 25% - 75% Perzentilen; Für jeden Parameter sind drei Balken dargestellt: (1) Auswertung alle Werte, (2) Probenahmen innerhalb der Badesaison, (3) Probenahmen außerhalb der Badesaison.

Tabelle 5: Zusammenfassende Ergebnisse der phys.-chem. Untersuchungsparameter

Parameter	Bedeutung	Ergebniszusammenfassung
Wasser-temperatur	Biologische, chemische und physikalische Vorgänge im Wasser sind temperaturabhängig. Die Lebensfähigkeit von Wasserorganismen und die Löslichkeit für gasförmige, flüssige und feste Substanzen werden durch die Wassertemperatur beeinflusst.	- deutliche Unterschied zwischen den PN-Terminen - hohe jahreszeitliche Schwankungen – wie zu erwarten - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
Leitfähigkeit	Mithilfe der Leitfähigkeit kann der Salzgehalt eines Gewässers festgestellt werden. In kleinen Gewässern kann die Leitfähigkeit erste Anhaltspunkte hinsichtlich Einträgen von Niederschlagswasser oder Abwasser liefern.	- kaum Unterschied zwischen den PN-Terminen - keine jahreszeitliche Tendenz - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
Trübung	Anhand der Trübung kann der Anteil organischer bzw. anorganischer Schwebstoffe in einem Gewässer quantifiziert werden.	- leichte Schwankung zwischen den PN-Terminen; ein Termin mit deutlich höheren Werten - im Frühling die höchsten Werte - Herbst/Winter niedrigere Werte - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
SAK 254 nm	Spektraler Absorptions-Koeffizient (SAK) 254: Schwächung von Lichtwellen mit Wellenlänge 254 nm (UV-Licht) bei Schichtdicke von einem Meter durch gelöste Spurenstoffe. Indikator für aromatische Verbindungen und organische Belastungen durch Lignine oder Humine.	- Schwankung zwischen den PN-Terminen - im Winter niedrigere Werte - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
SAK 436 nm	Spektraler Absorptions-Koeffizient (SAK) 436: Schwächung von Lichtwellen mit Wellenlänge 436 nm bei Schichtdicke von einem Meter. Aussage über die (gelbliche) Färbung des Wassers und damit Rückschlüsse auf Huminstoffe.	- leichte Schwankungen zwischen den PN-Terminen - wenige Termine mit erhöhten Werten - im Winter niedrigere Werte - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
SSK 254 nm	Spektraler Schwächungs-Koeffizient (durch Streuung) bei 254 nm Lichtwellenlänge (UV-Licht). Indikator für den Gehalt von Schwebstoffen.	- Schwankung zwischen den PN-Terminen - im Winter niedrigere Werte - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
pH-Wert	Der pH-Wert ist ein Maß für die Säurekonzentration. Lebewesen tolerieren i.d.R. nur Lebensbedingungen in engen pH-Wert-Grenzen.	- bei einzelnen PN-Terminen erhöhte Werte - höhere Werte im Frühling - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
gelöster Sauerstoff	Die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser nimmt mit steigender Temperatur ab. Wasserorganismen benötigen eine Mindestkonzentration gelösten Sauerstoffs im Wasser.	- Unterschied zwischen den PN-Terminen fließend - deutliche jahreszeitliche Tendenz, Werte im Frühling und Winter höher - keine deutlichen Unterschiede zwischen den PN-Stellen
Ammonium	Ammonium steht im Geleichgewicht mit Ammoniak. Durch eine Erhöhung des pH-Wertes wird dieses	- kaum Unterschiede zwischen den PN-Stellen

	Gleichgewicht zu Gunsten des Ammoniaks verschoben. Ein Auftreten von Ammonium ist ein wichtiger Hinweis für Einflüsse durch Abwasser und Deponiesickerwasser. Der Ammoniumgehalt ist ein Indikator für den Verschmutzungsgrad eines Gewässers und ist üblicherweise nicht in Trink- oder Grundwasser zu finden.	- kaum jahreszeitliche Unterschiede - leichte Streuung zwischen den einzelnen PN-Terminen
Nitrat	Nitrate sind Salze der Salpetersäure und werden z.B. in Düngemitteln eingesetzt. Bei unsachgemäßer (z.B. überdosierter) Anwendung in der Landwirtschaft können Nitrate durch Niederschlagswasser in Oberflächengewässer abgeschwemmt werden.	- mäßige Unterschied zwischen den PN-Terminen - leichte jahreszeitliche Tendenz - im Winter höhere Werte - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
Nitrit	Nitrit kann durch chemische Reduktion von Nitrat entstehen. Nitrit ist toxisch für Menschen und Fische.	- deutliche Schwankung zwischen den PN-Terminen - im Winter deutlich höhere Werte - Sommer besonders niedrige Werte - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
Gesamt-phosphor	Indikator für alle Phosphorverbindungen. In vielen Fällen ist Phosphor der limitierende Faktor für das Wachstum von Mikroorganismen in den Gewässern. Jede Erhöhung der Phosphormenge in einem Gewässer führt i.d.R. zu einer entsprechenden Erhöhung der Biomasse. Phosphor gelangt über kommunale Abwässer (Fäkalien, Waschmittel) und landwirtschaftliche Einträge (Düngung) ins Gewässer. Eine Reduktion der Phosphoreinleitung in ein Gewässer kann die Eutrophierung verhindern.	- Schwankung zwischen den PN-Terminen - im Winter niedrigere Werte - im Sommer höchste Werte - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
Ortho-Phosphat	Direkt pflanzenverfügbarer Phosphor. In vielen Fällen ist Phosphor der limitierende Faktor für das Wachstum von Mikroorganismen in den Gewässern. Jede Erhöhung der Phosphormenge in einem Gewässer führt i.d.R. zu einer entsprechenden Erhöhung der Biomasse. Phosphor gelangt über kommunale Abwässer (Fäkalien, Waschmittel) und landwirtschaftliche Einträge (Düngung) ins Gewässer. Eine Reduktion der Phosphoreinleitung in ein Gewässer kann die Eutrophierung verhindern.	- Schwankung zwischen den PN-Terminen - im Frühling und Winter deutlich niedrigere Werte - im Sommer höchste Werte - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
Gesamter org. Kohlenstoff (TOC)	Der TOC gibt den Gehalt organischer Kohlenstoffverbindungen im Gewässer an. Dabei werden sowohl der gelöste, sowie auch der partikulär vorliegende organische Kohlenstoff erfasst. Da hierbei auch Schwebstoffe und Algen berücksichtigt werden, ist eine Interpretation der Messergebnisse nicht immer einfach.	- Schwankung zwischen den PN-Terminen - im Frühling die höchsten Werte - abnehmender Trend bis zum Winter - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen
Gelöster org. Kohlenstoff (DOC)	Maß für gelöste, organische Verbindungen. Der DOC-Wert hängt stark von den geographischen Gegebenheiten ab, aber auch von der Jahres und sogar der Tageszeit. Der DOC-Wert dient oft dazu, verschiedene Wässer vergleichen zu können. Häufig werden andere Messgrößen auf den DOC bezogen. Dieser wird stark durch kommunale Abwässer beeinflusst.	- leichte Schwankung zwischen den PN-Terminen - im Frühling und Sommer die höchsten Werte - dann abnehmender Trend bis zum Winter - keine Unterschiede zwischen den PN-Stellen

II.2.5.2 Bakterien

II.2.5.2.1 Allgemeine bakterielle Belastung

Die allgemeine bakterielle Belastung der Ruhrwasserproben wurde anhand der Gesamtzellzahl (DAPI-Färbung und fluoreszenzmikroskopische Zählung der Zellen) und der Koloniezahlen nach TrinkwV bei 22 °C und 36 °C (TrinkwV 2001, Anhang 5, Teil I, d, bb) ermittelt. Die Gesamtzellzahl diente dabei zur Bestimmung des gesamten Bakteriengehalts. Die Koloniezahl diente der Bestimmung des kultivierbaren Bakterienanteils. Dieser gibt Hinweise auf die Nährstoffversorgung und potentielle anthropogene Einflüsse.

In Abbildung 10 und Abbildung 11 sind die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt. Bei der Gesamtzellzahl wurden keine Unterschiede zwischen den Probenahmeterminen sowie zwischen den Beprobungsstellen festgestellt. Es wurde eine geringe Schwankungsbreite zwischen 10^6 und 10^7 Bakterien/ml festgestellt. Eine jahreszeitliche Tendenz wurde nicht beobachtet. Die Koloniezahlen bei 22 °C und bei 36 °C zeigten kaum Unterschiede zwischen den Probenahmeterminen und keine Unterschiede zwischen Beprobungsstellen. Die Koloniezahlen wiesen geringe Schwankung um etwa 10^3 KBE/ml mit wenigen Ausreißern auf. Eine jahreszeitliche Tendenz wurde nicht beobachtet.

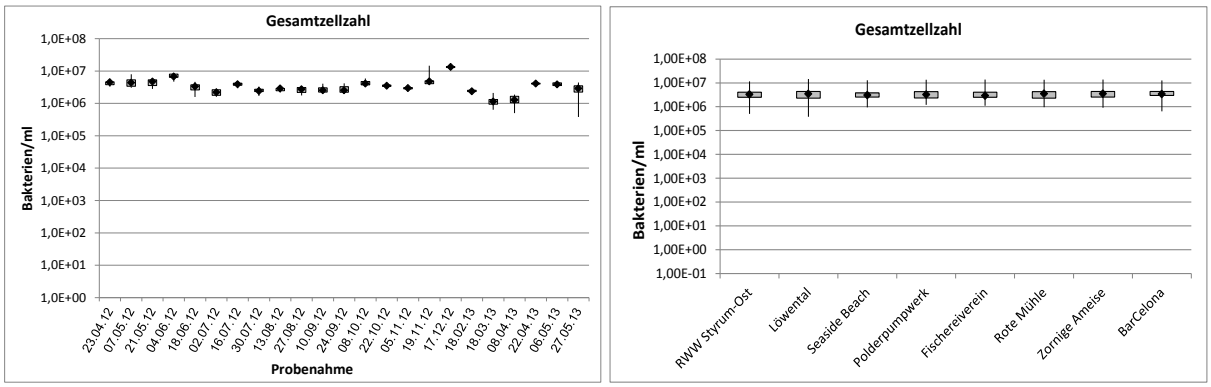


Abbildung 10: Untersuchungsergebnisse der Gesamtzellzahl für alle 8 PN-Stellen an den insgesamt 23 Beprobungsterminen vom 23.04.2012 bis 27.05.2013; Box-Whisker-Plots mit 25% - 75% Perzentilen

II.2.5.2.2 Indikatorparameter

Zur Erfassung der hygienisch-mikrobiologischen Situation der Ruhr wurden die Indikatorparameter *E. coli*, coliforme Bakterien, intestinale Enterokokken und *C. perfringens* untersucht. Besondere Bedeutung kam dabei den Parametern *E. coli* und intestinale Enterokokken zu, da diese Parameter zur Beurteilung der Badegewässerqualität gemäß EU-Badegewässerrichtlinie dienen. Die eingesetzten Analysemethoden sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

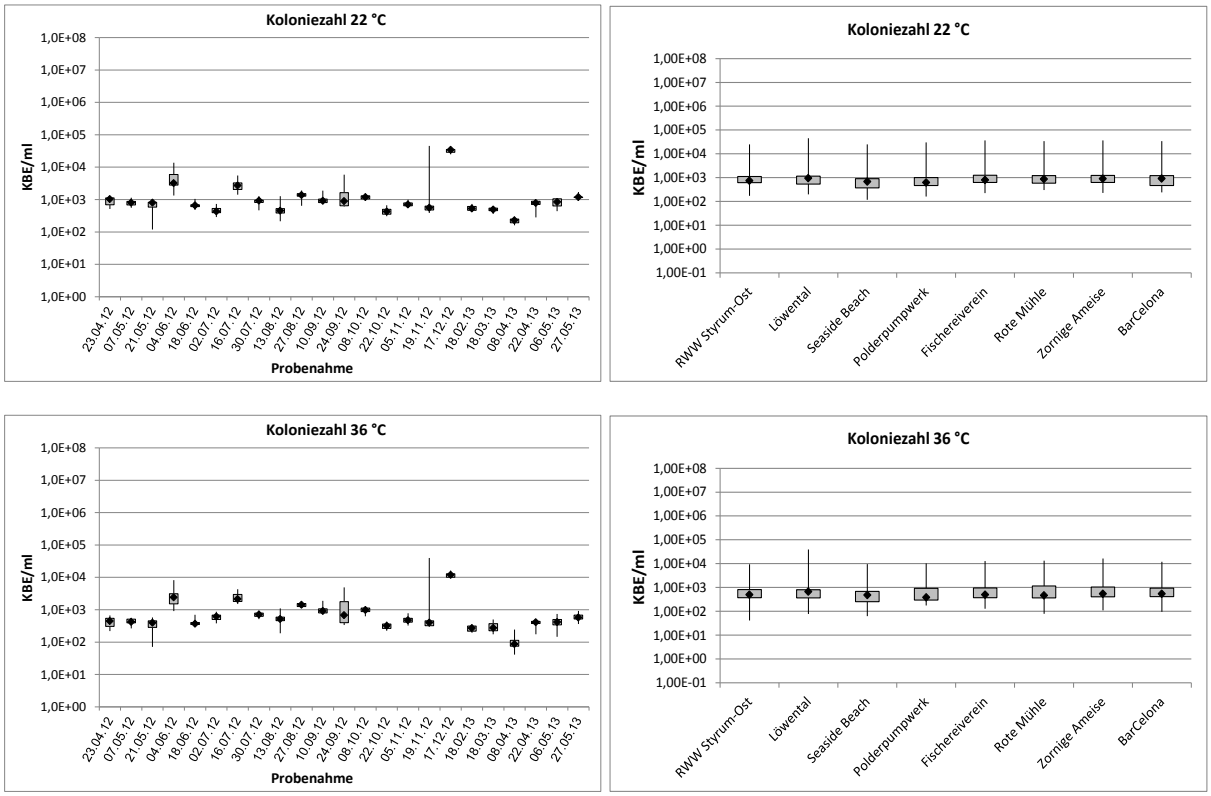


Abbildung 11: Untersuchungsergebnisse der Koloniezahlen bei 22 °C (oben) und 36 °C (unten) für alle 8 PN-Stellen an den insgesamt 23 Beprobungsterminen vom 23.04.2012 bis 27.05.2013; Box-Whisker-Plots mit 25% - 75% Perzentilen

Tabelle 6: Übersicht der Analysenmethoden zur Bestimmung der mikrobiologischen Indikatorparameter

Parameter	Methode
E. coli	Mikrotiterplatten-MPN-Verfahren nach DIN EN ISO 9308-3 und IDEXX Colilert™-Verfahren nach ISO 9308-2:2012
Coliforme Bakterien	IDEXX Colilert™-Verfahren nach ISO 9308-2:2012
Intestinale Enterokokken	Membranfiltrationsverfahren nach DIN EN ISO 7899-2 und IDEXX Enterolert™-Verfahren
Clostridium perfringens	Membranfiltrationsverfahren nach TrinkwV 2001, Anlage 5, Teil I, e

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Indikatorparameter im Rahmen der Bestandsaufnahme zusammenfassend dargestellt.

E. coli ist einer der beiden Leitparameter in der EU-Badegewässerrichtlinie und dient der Anzeige fäkaler Verunreinigungen, da *E. coli* typischer Weise im menschlichen und tierischen Darm vorkommt. Für *E. coli* wurden hohe Schwankung zwischen den Probenahmeterminen von 1×10^1 bis 4×10^4 MPN/100 ml festgestellt (Abbildung 12). Dabei lagen die Werte im Winter tendenziell etwas niedriger und waren im Herbst besonders hoch.

Als zweiter Parameter zur Beurteilung der Badegewässerqualität sind die intestinalen Enterokokken in der EU-Badegewässerrichtlinie genannt. Enterokokken kommen in der Umwelt, beim Tier und beim Menschen sowie in traditionellen Lebensmitteln wie Käse oder Rohwürsten vor. Neben ihren positiven Eigenschaften können bestimmte Enterokokken-Stämme (insbesondere bestimmte *E. faecalis*-Stämme) bei Menschen, deren Immunsystem stark geschwächt ist, Infektionen auslösen. Enterokokken werden auch als Erreger zum Teil schwerer nosokomialer Infektionen isoliert. Sie sind vor allem als Ursache für Harnwegsinfekte, Sepsis und Endokarditis zu finden. Auch intestinale Enterokokken haben sich als aussagekräftige Indikatorkeime für das mögliche Vorhandensein von Krankheitserregern erwiesen. Enterokokken kommen vor allem in tierischen Fäkalien in hoher Konzentration vor und können auch länger in der Umwelt überleben. Dadurch kann ihr Nachweis ein Indiz für eine länger zurückliegende Kontamination sein. Bei der Bestandsaufnahme wurden für die intestinalen Enterokokken hohe Schwankungen zwischen den Probenahmeterminen festgestellt. Die Werte lagen zwischen 0 und 10^3 KBE/100 ml, wobei etwas niedrigere Werte im Frühling und Winter sowie höhere Werte im Sommer und Herbst beobachtet wurden (Abbildung 13).

Zusätzlich wurden coliforme Bakterien erfasst. Diese kommen im menschlichen und tierischen Darm aber auch in der natürlichen Umwelt vor. Daher sind coliforme Bakterien nicht gut als Indikator für einen fäkalen Eintrag geeignet. Auch für coliforme Bakterien wurden hohe Schwankungen zwischen den Probenahmeterminen festgestellt (Abbildung 14). Die Werte lagen im Bereich von 1×10^2 bis 7×10^4 MPN/100 ml, wobei kaum jahreszeitliche Unterschiede beobachtet wurden.

C. perfringens kann im Boden (anaerobe Zonen), in Wasser, Staub und Lebensmitteln, aber auch im Darm von Mensch und Tier nachgewiesen werden. *Clostridium perfringens* ist häufig Verursacher von lebensmittelbedingten Erkrankungen (orale Aufnahme) und dient ebenfalls als Indikatorparameter. Für *C. perfringens* wurden ebenfalls große Schwankungen zwischen den Probenahmeterminen festgestellt (Abbildung 15). Die Werte lagen im Bereich von 10^1 bis 10^3 MPN/100 ml mit leicht niedrigeren Werten im Sommer. Unterschiede zwischen den Probenahmestellen lagen nicht vor.

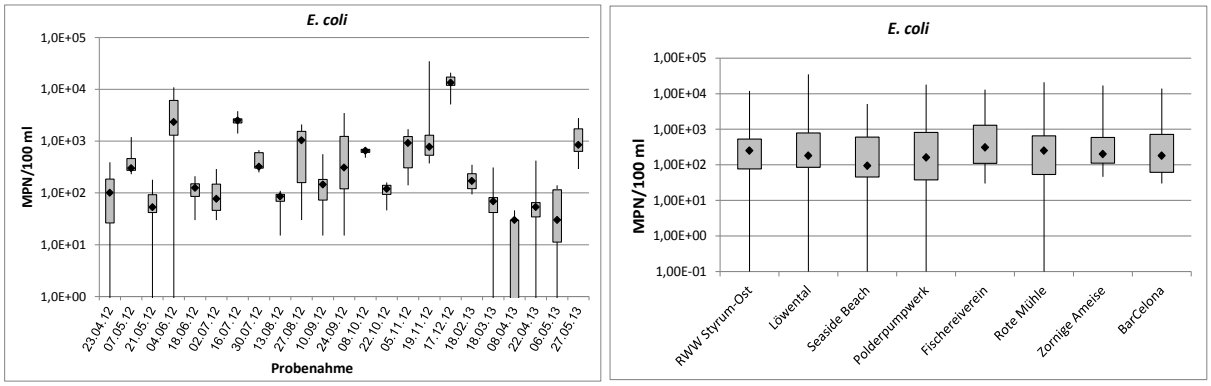


Abbildung 12: Untersuchungsergebnisse für *E. coli* für alle 8 PN-Stellen an den insgesamt 23 Beprobungsterminen vom 23.04.2012 bis 27.05.2013; Box-Whisker-Plots mit 25% - 75% Perzentilen

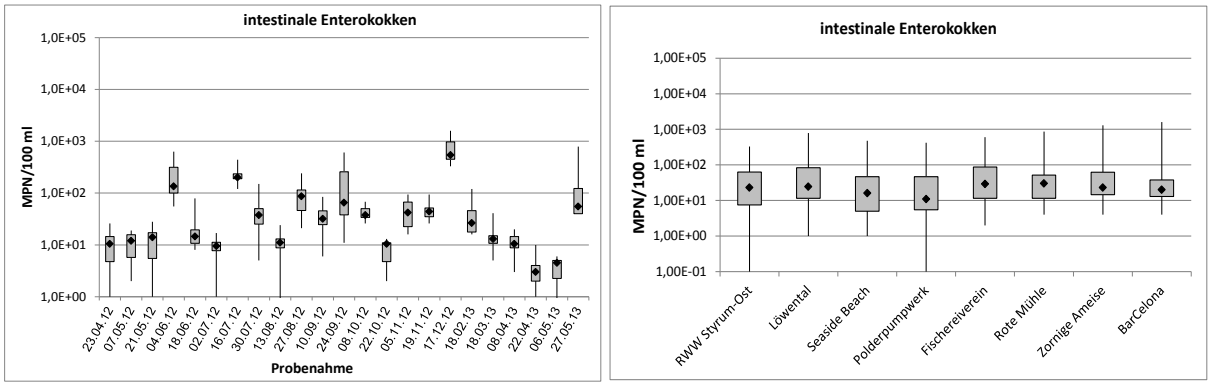


Abbildung 13: Untersuchungsergebnisse für intestinale Enterokokken für alle 8 PN-Stellen an den insgesamt 23 Beprobungsterminen vom 23.04.2012 bis 27.05.2013; Box-Whisker-Plots mit 25% - 75% Perzentilen

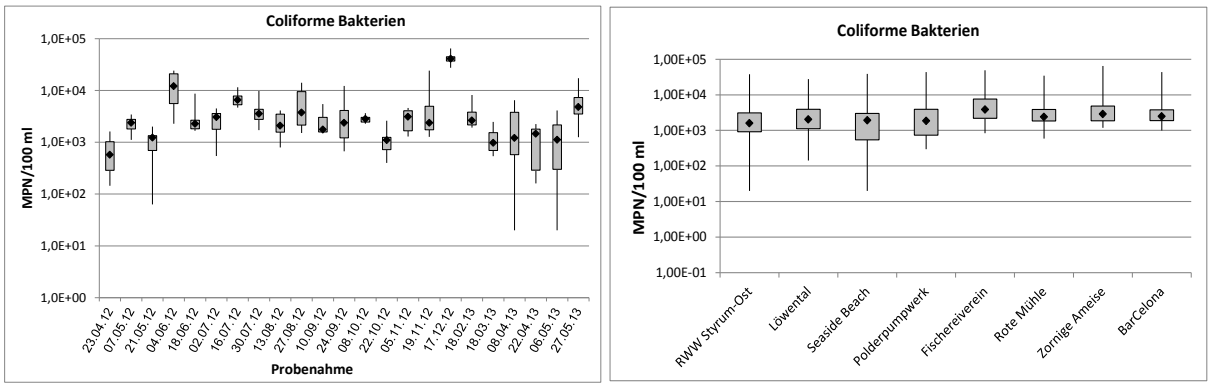


Abbildung 14: Untersuchungsergebnisse für coliforme Bakterien für alle 8 PN-Stellen an den insgesamt 23 Beprobungsterminen vom 23.04.2012 bis 27.05.2013; Box-Whisker-Plots mit 25% - 75% Perzentilen

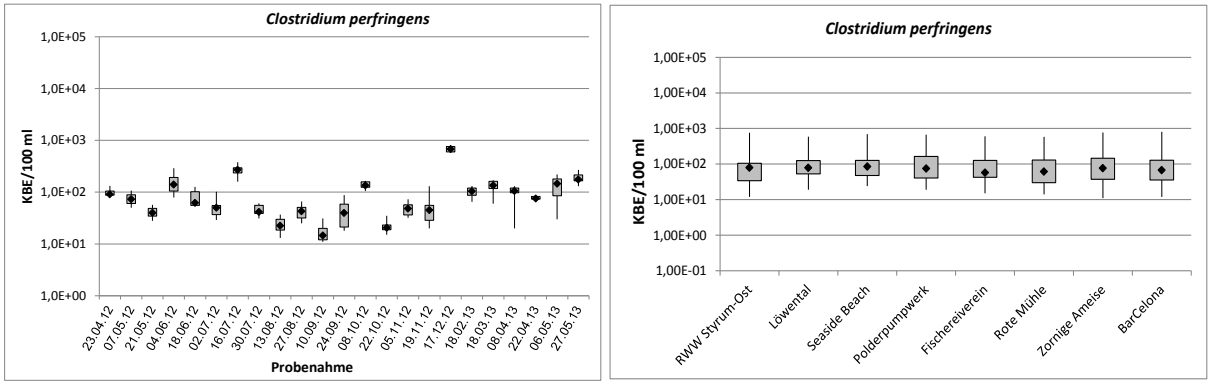


Abbildung 15: Untersuchungsergebnisse für *C. perfringens* für alle 8 PN-Stellen an den insgesamt 23 Beprobungsterminen vom 23.04.2012 bis 27.05.2013; Box-Whisker-Plots mit 25% - 75% Perzentilen

Generell hat sich bei den untersuchten Parametern gezeigt, dass die Ergebnisse zwischen den 8 PN-Stellen an einem Beprobungstermin nur gering schwankten. Unterschiede zwischen den PN-Terminen zeigten sich tendenziell an allen PN-Stellen gleichermaßen. Dabei traten auffällig erhöhte Werte immer an Tagen auf, an denen auch die Parameter *E. coli* und intest. Enterokokken erhöht waren. Diese Parameter erfüllen daher ihre Indikatorfunktion. Lediglich bei den Parametern *E. coli* und coliforme Bakterien konnten an der PN-Stelle Fischereiverein, welche hinter der Kläranlageneinleitung Essen-Süd liegt, im Mittel leicht erhöhte Konzentrationen nachgewiesen werden. Dies fällt insbesondere dann auf, wenn man nicht die Absolutwerte der Messergebnisse sondern Relativwerte je Probenahmetermin betrachtet (Abbildung 16).

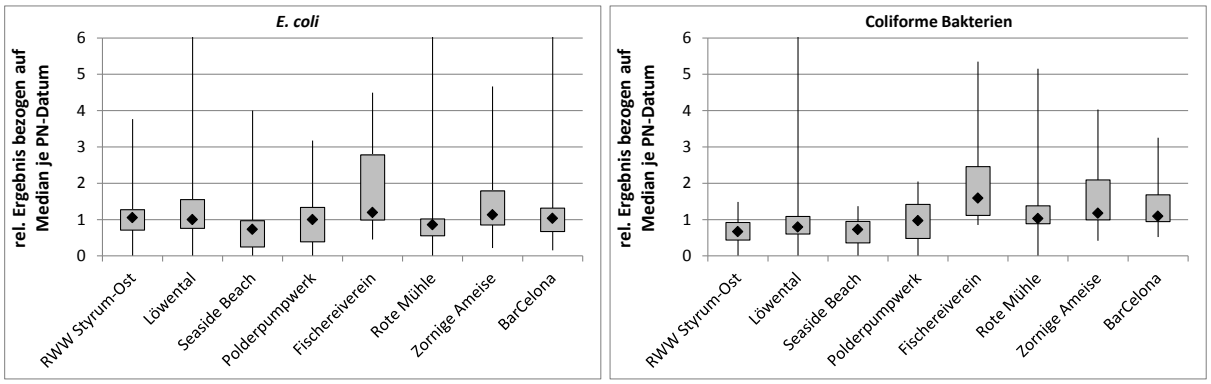


Abbildung 16: Relativwerte der Untersuchungsergebnisse für *E. coli* (links) und coliforme Bakterien (rechts) für alle 8 PN-Stellen an den insgesamt 23 Beprobungsterminen vom 23.04.2012 bis 27.05.2013; Box-Whisker-Plots mit 25% - 75% Perzentilen

II.2.5.2.3 Fakultativ und obligat pathogene Bakterien

Das Vorliegen fakultativ pathogener Bakterien (*Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas* spp., *Legionella* spp.) sowie obligat pathogener Bakterien (*Campylobacter* spp., *Samonella enterica*) wurde in den Wasserproben von allen Probenahmestellen an der Ruhr untersucht. *P. aeruginosa* und *Aeromonas* spp. (Aeromonaden) sind natürlicherweise vorkommende Umweltbakterien, die bei Gesunden und vor allem bei immungeschwächten Personen Infektionen im Zusammenhang mit Schwimmen und Baden in kontaminiertem Wasser auslösen können. *P. aeruginosa* wird hierbei besonders mit Infektionen des Ohres (Otitis externa) (Van Asperen et al., 1995) und mit Infektionen nach Kontakt mit Haut und Schleimhäuten, seltener nach Inhalation in Verbindung gebracht. Ebenso erfolgen wasserbedingte Infektionen mit *Aeromonas* spp., vor allem durch Kontakt mit Haut und Schleimhäuten, primär bei Vorliegen von Wunden. Vereinzelt sind auch Pneumonien als Folge von Verschlucken (z. B. nach Beinahe-Ertrinken) und Durchfallerkrankungen beschrieben (Janda und Abbott, 2010). Thermotolerante *Campylobacter* spp. sowie *S. enterica* verursachen akute Darmerkrankungen beim Menschen. Besonders im Falle von *Campylobacter* spp. können gewässerassoziierte warmblütige Tiere (z. B. Wasservögel) ein bedeutendes Reservoir darstellen (Abulreesh et al., 2006).

Für den Nachweis der fakultativ Pathogenen *Aeromonas* spp., *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella* spp. und *Legionella pneumophila* sowie der obligat Pathogenen *Campylobacter* spp. und Salmonellen wurden kulturabhängige Bestimmungsmethoden eingesetzt. Für *Legionella* spp. und *Legionella pneumophila* wurde zusätzlich untersucht, inwieweit ein kulturunabhängiger Nachweis mittels der qPCR und PMA-qPCR mit zusätzlicher Vorbehandlung der Zellen mit Propidiummonoazid (PMA) für diese Art von Proben möglich ist.

Es wurden in Anlehnung an bestehende Normen und Veröffentlichungen folgende Bestimmungsmethoden verwendet:

- *Aeromonas* spp. (Aeromonaden): Membranfiltration und Kultivierung auf Ampicillin-Dextrin-Agar (Havelaar et al. 1987; EPA 2001)

- *P. aeruginosa*: Flüssigkeitsanreicherung in Malachitgrün-Bouillon, Most Probable Number (MPN)-Verfahren nach DIN 38411 Teil 8;

- Thermotolerante *Campylobacter* spp.: MPN-Verfahren in Anlehnung an ISO 17995: Voranreicherung in Preston-Bouillon, Subkultivierung auf mCCDA-Agar, Bestätigung der einzelnen Ansätze durch Überprüfung von aerobem bzw. mikroaerophilem Wachstum, Oxidase- bzw. Katalase-Reaktion sowie durch mikroskopische Untersuchung.

- Salmonellen: MPN-Verfahren unter Berücksichtigung der ISO 19250: Anreicherung in RVS-Bouillon, Subkultivierung auf XLD- sowie BPLS-Agar und anschließende biochemische Bestätigung verdächtiger Kolonien

- *Legionella* spp. und *L. pneumophila*: Kulturabhängig: Membranfiltration und Dirketansatz gemäß ISO 11731 und DIN EN ISO 11731-2 und Inkubation auf GVPC-Agar, und molekularbiologisch (kulturunabhängig): 1. (PMA)-qPCR: DNA-Extraktion mit Aquadien-Kit (Biorad) sowie qPCR mit iQ Check Quanti *Legionella* spp. Kit; PMA-Behandlung mittels LED-Lampe; 2. Fluoreszenz-*in-situ*-Hybridisierung (FISH) mit je einer jeweils für die Gattung *Legionella* spp. bzw. die Spezies *Legionella pneumophila* spezifischen Cy3-markierten Oligonucleotidsonde (LEG705 bzw. LEGPNE1).

Von den untersuchten bakteriellen Krankheitserregern wurden *Aeromonas* spp. in jeder der untersuchten 184 Wasserproben in Konzentrationen von 2 x 10^3 bis 8 x 10^5 KBE/100 mL nachgewiesen (Median: 2 x 10^4 KBE/100 mL). Hinsichtlich der Lage der Probenahmestelle zeigten sich keine Auffälligkeiten. Nach Niederschlagsereignissen konnten tendenziell höhere Konzentrationen der Aeromonaden festgestellt werden. Bei stichprobenartigen Untersuchungen des Flusssediments sowie epilithischer Biofilme wurde eine Anreicherung gegenüber der Wasserphase beobachtet. Bei Beprobung des Wassers im Uferbereich mit geringer Wassertiefe (Planschzone) sowie anschließendem Aufwirbeln konnten moderate erhöhte Konzentrationen verzeichnet werden.

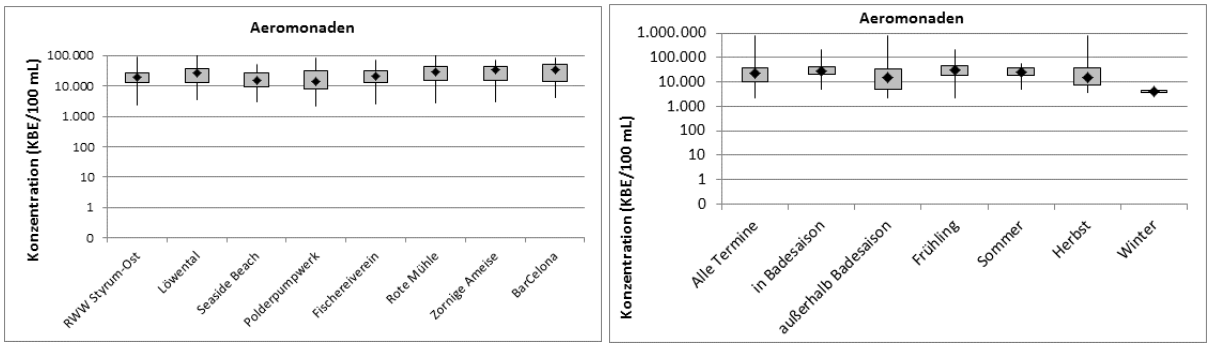


Abbildung 17: Boxplot-Diagramm (Quartil: 25%, 75%) der Konzentration von *Aeromonas* spp. an den acht Probenamestellen an der Ruhr (links) und im saisonalen Verlauf (rechts).

Im Gegensatz zu *Aeromonas* spp. konnte *Pseudomonas aeruginosa* in der Mehrheit der Wasserproben (144 von 176 Proben, 82 %) nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden (Median 1,6 MPN/100 mL). Dabei gab es einige Ereignisse mit Spitzenwerten und einen leichten Konzentrationspeak im Sommer. Wie auch im Falle von *Aeromonas* spp. deu-

tete sich eine Anreicherung in den Sedimenten und epilithischen Biofilmen an. Ebenfalls zeigten sich auch in diesem Fall leicht erhöhte Konzentrationen bei einer Beprobung des Uferbereichs und einer Aufwirbelung von Flusssediment.

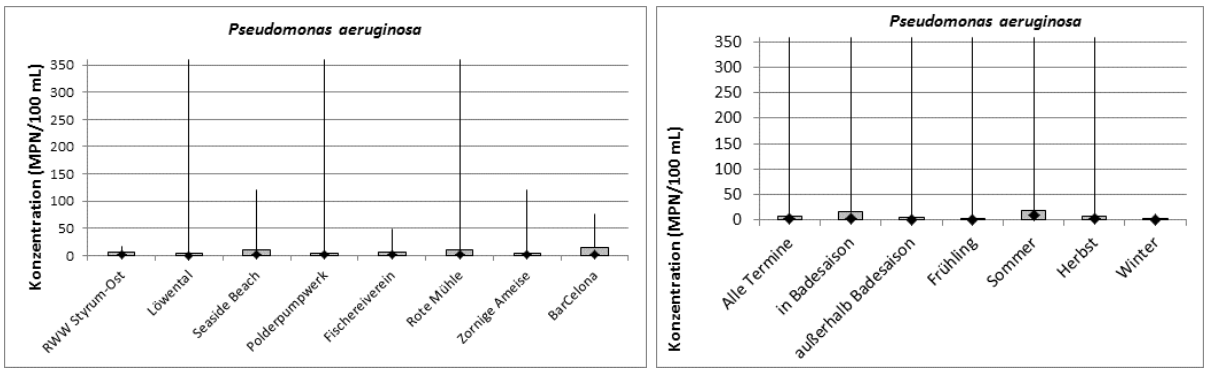


Abbildung 18: Boxplot-Diagramm (Quartil: 25%, 75%) der Konzentration von *P. aeruginosa* an den acht Probenamestellen an der Ruhr (links) und im saisonalen Verlauf (rechts).

Thermotolerante *Campylobacter* spp. wurden nur in einem Teil der Wasserproben (Befundhäufigkeit: 33 % von 168 Proben) in relativ geringen Konzentrationen von maximal 8 MPN/100 mL nachgewiesen. Es wurde eine Saisonalität beobachtet mit einer erhöhten Befundhäufigkeit von 56 % im Winter gegenüber 14 % im Sommer. Eine ähnliche Saisonalität von *Campylobacter* spp. wurde ebenfalls in anderen europäischen Flüssen, z. B. in England und Spanien, beobachtet (Obiri-Danso and Jones, 1999; Rodríguez and Araujo, 2012). Entgegen den Erwartungen lagen für die Probenahmestelle in einem Vogelschutzgebiet seltener positive Befunde vor als an anderen Probenahmestellen.

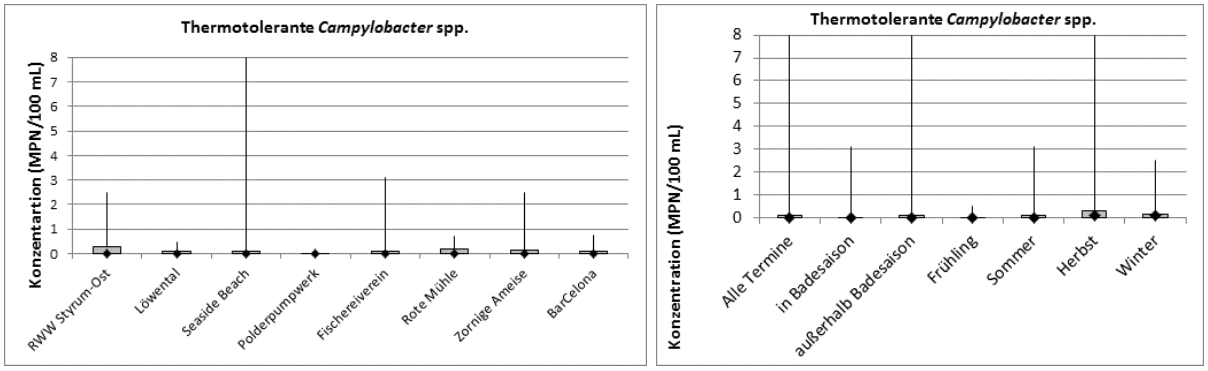


Abbildung 19: Boxplot-Diagramm (Quartil: 25%, 75%) der Konzentration von *Campylobacter* spp. an den acht Probenamestellen an der Ruhr (links) und im saisonalen Verlauf (rechts).

S. enterica wurde ebenfalls nur in einem Teil der Wasserproben (Befundhäufigkeit: 30 % von 160 Proben) in relativ geringen Konzentrationen nachgewiesen. Es wurde eine Saisonalität festgestellt; *S. enterica* wurde häufiger im Herbst (Befundhäufigkeit: 54 % von 48 Proben) und im Winter (in 44 % von 16 Proben) als im Frühjahr (in 13 % von 56 Proben) und im Sommer (in 10 % von 40 Proben) nachgewiesen. Innerhalb der Planschzone konnten für *Campylobacter* spp. und Salmonellen, auch nach Aufwirbeln des Sediments, keine deutlich erhöhten Konzentrationen festgestellt werden.

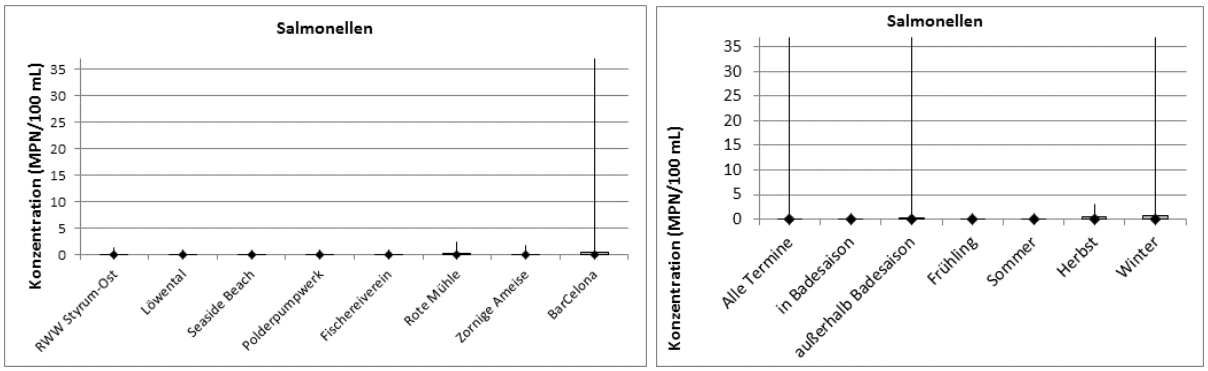


Abbildung 20: Boxplot-Diagramm (Quartil: 25%, 75%) der Konzentration von Salmonellen in an den acht Probenamestellen an der Ruhr (links) und im saisonalen Verlauf (rechts).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass keine eindeutigen Gemeinsamkeiten der Konzentrationsänderungen aller bakteriologischen Parameter in der Ruhr beobachtet wurden. Sowohl die Jahreszeit als auch lokale Einflussgrößen wirkten sich unterschiedlich auf das Vorkommen der untersuchten Mikroorganismen aus. Zu beachten ist, dass die ermittelten Konzentrationen der Pathogenen mit Ausnahme von *Aeromonas* spp. relativ gering waren. Einleitungen aus Kläranlagen hatten zwar einen Einfluss auf den Gehalt an *E. coli*, bei den anderen Organismen wurde allerdings kein solcher Zusammenhang festgestellt. Die Tendenz zu höheren Konzentrationen, vor allem der Indikatororganismen, war nach stärkeren Regenereignissen gegeben.

II.2.5.2.4 Legionellen im Oberflächenwasser und in Kläranlageneinleitungen

Zusätzlich zu den in den Jahren 2012 und 2013 untersuchten hygienisch relevanten Bakterien erfolgte in 2013 und 2014 - ausgelöst durch die Legionellen-Epidemie in Warstein - eine quantitative Erfassung von *Legionella* spp. und der Spezies *L. pneumophila*, mit klassisch kulturellen und molekularbiologischen Methoden der qPCR und der Fluoreszenz-*in-situ*-Hybridisierung (FISH).

Es erfolgen insgesamt 31 Probenahmen an der Ruhr, wobei an neun Terminen an allen zuvor festgelegten 8 Probenahmestellen sowie an 22 Terminen nur an den beiden ausgewählten Probenahmestellen Seaside Beach und Fischereiverein Wasserproben entnommen wurden. Zusätzlich wurde bei vier Probenahmen an der Stelle „BarCelona“ eine mögliche Anreicherung der Zielorganismen im Ruhrsediment sowie den epilithischen Biofilmen untersucht. Weiter wurde die Relevanz von Kläranlagen für einen möglichen Eintrag von Legionellen ins Oberflächengewässer untersucht. Dazu erfolgten Probenahmen an 2 Kläranlagen (KA Essen-Süd und KA Essen-Kupferdreh) an jeweils 4 Zeitpunkten. Beprobt wurden jeweils alle vorhandenen Aufbereitungsstufen bis hin zum Kläranlagenablauf.

Legionella spp. (einschließlich der Spezies *L. pneumophila)* wurden kulturell lediglich in einer der insgesamt 116 untersuchten Proben aus der Ruhr nachgewiesen (Abbildung 21, oben). Der Befund lag bei 83 KBE/100 ml *Legionella* sp.

Mittels der qPCR wurde *Legionella* spp. innerhalb eines Konzentrationsbereichs von 7,0 x 10^2 bis 4,1 x 10^5 GU/100 ml nachgewiesen (Abbildung 21, Mitte). Der Median lag bei 3,3 x 10^4 GU/100 ml.

L. pneumophila wurde in 41 der insgesamt 116 Ruhrwasser-Proben positiv nachgewiesen, wobei das Ergebnis in 16 Fällen unterhalb der Quantifizierungsgrenze lag (Abbildung 21, unten). Die Befunde lagen innerhalb eines Konzentrationsbereichs von 0 GU/100 ml bis 1,8 x 10^4 GU/100 ml. Der Median lag bei 0 GU/100 ml und der Mittelwert bei 5,9 x 10^2 GU/100 ml.

Zur Unterscheidung vitaler und nicht vitaler Zellen wurde zusätzlich die Methode der PMA-qPCR verwendet. Eine vorhergehende Methodenoptimierung zeigte allerdings, dass die für diese Methode notwendige Vorbehandlung der Legionellen mit Propidiummonoazid zu einer Schädigung der Zellen und somit zu einer Untererfassung vitaler Zellen führen kann, sodass im Rahmen dieses Projekts mit der PMA-qPCR keine verlässlichen Werte zum Anteil vitaler Legionellen in den Wasserproben erhalten werden konnten.

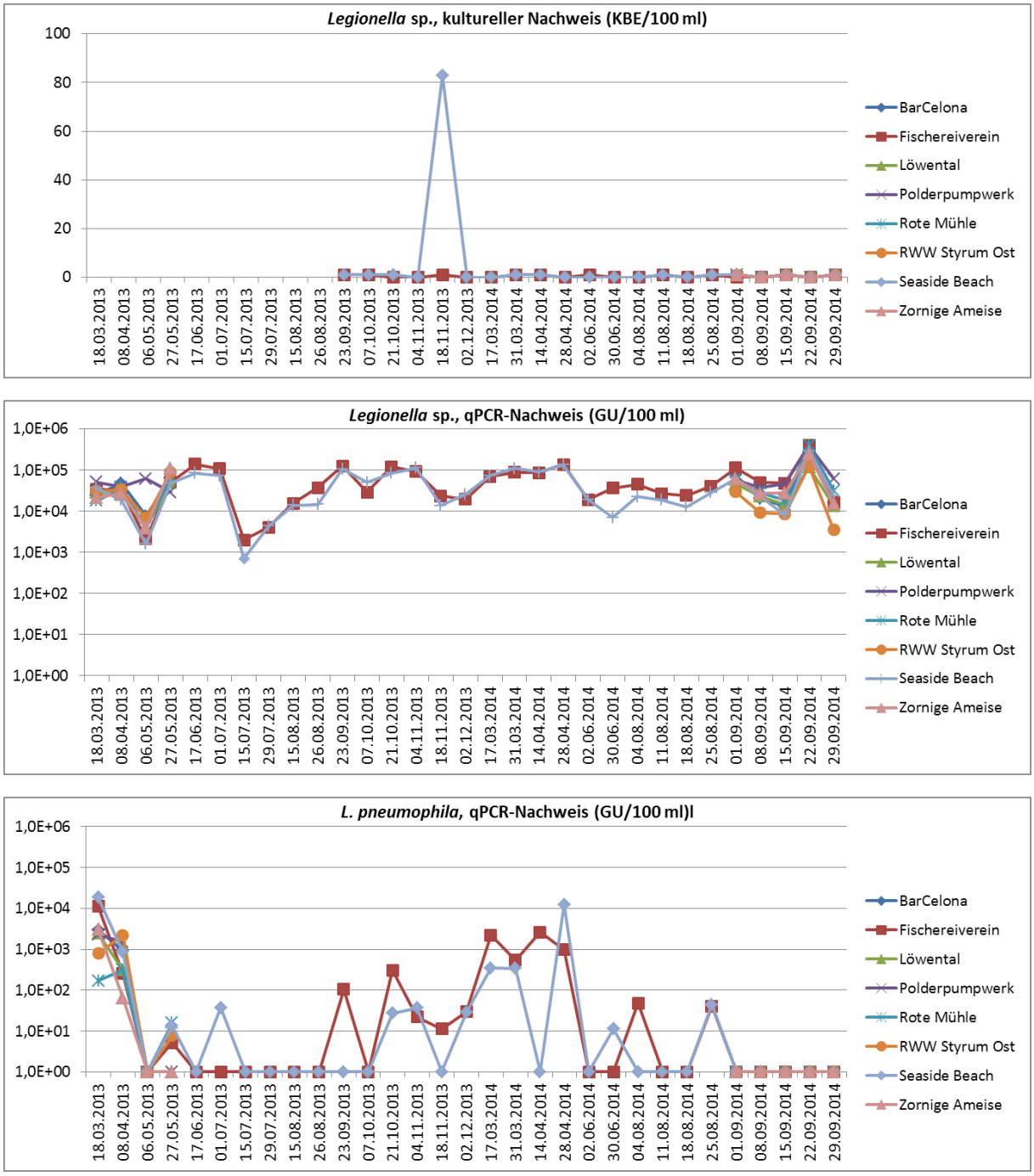


Abbildung 21: Darstellung der Ergebnisse für Legionellen in den Proben aus der Ruhr; oben: kulturelle Ergebnisse für *Legionella* sp. nach ISO 11731 und DIN EN ISO 11731-2; Mitte: qPCR-Ergebnisse für *Legionella* sp. nach ISO/TS 12869; unten: qPCR-Ergebnisse für *L. pneumophila* nach ISO/TS 12869; (um 0-Werte darstellen zu können, wurden diese als „1“ in den log. Diagrammen eingetragen)

Zusätzlich gewonnene Proben des Ruhrsediments und epilithischer Biofilme wurden ebenfalls auf Gehalt an Legionellen mittels kulturellen Verfahren und qPCR überprüft. Hierbei

konnten, wie im Falle der Wasserproben kulturell keine Legionellen nachgewiesen werden. Mittels qPCR konnten jedoch in allen Proben *Legionella* spp. nachgewiesen werden. *L. pneumophila* konnte nur sporadisch und unterhalb der Quantifizierungsgrenze nachgewiesen werden. Die DNA-Extrakte der Biofilm Proben konnten dabei mit dem verwendeten DNA-Isolierungskit (Aquadien-Kit, Bio-Rad) nicht soweit aufbereitet werden, dass eine PCR-Reaktion ohne störende Matrixeffekte möglich war. Daher wurde der Einsatz eines alternativen Kits zur Extraktion und Aufreinigung der Biofilm-Proben getestet (GeneMatrix Soil DNA Purification Kit, Roboklon). Mit diesem konnte allerdings keine vergleichbare Ausbeute an DNA erreicht werden. Es zeigte sich jedoch durchschnittlich eine um etwa eine log-Stufe höhere Konzentration von *Legionella* spp. im Sediment und eine um etwa zwei log-Stufen höhere Konzentration von *Legionella* spp. im Biofilm verglichen mit der Wasserphase. Parallel wurden diese in dieser Kampagne entnommenen Proben ebenfalls mittels FISH untersucht. In den Proben der Wasserphase konnten keine Legionellen nachgewiesen werden. In den Biofilm- sowie Sedimentproben war eine zuverlässige Auswertung aufgrund der hohen Eigenfluoreszenz der enthaltenen Partikel unmöglich.

Im Fall der Legionelleepidemie in Warstein 2013 erfolgte ein Eintrag von Legionellen aus einer Kläranlage in das Oberflächengewässer. Um zu untersuchen, ob dies auch an der Ruhr der Fall sein kann, wurden Proben aus zwei ausgewählten Kläranlagen an der Ruhr auf Legionellen untersucht. In keiner der Proben aus den verschiedenen Aufbereitungsstufen der zwei Kläranlagen konnte *Legionella* sp. kulturell nachgewiesen werden (Abbildung 22, oben). Mittels der qPCR wurde *Legionella* spp. innerhalb eines Konzentrationsbereichs von 4,1 x 10^4 bis 3,6 x 10^8 GU/100 ml nachgewiesen (Abbildung 22, Mitte). Der Median lag bei 4,8 x 10^6 GU/100 ml. Generell zeigt sich beim Vergleich der untersuchten Aufbereitungsstufen der beiden Kläranlagen, dass es in der Belebung zu einer Zunahme von *Legionella* sp. (qPCR-Befunde) von ca. einer Log-Stufe gegenüber der Vorklärung kommt. In der Nachklärung wird dann die Konzentration von *Legionella* sp. (qPCR-Befunde) um ca. 2 Log-Stufen reduziert. *L. pneumophila* wurde in 12 der insgesamt 36 Proben positiv nachgewiesen (Abbildung 22, unten). Die Befunde lagen innerhalb eines Konzentrationsbereichs von 4,3 x 10^2 GU/100 ml bis 2,5 x 10^4 GU/100 ml. Der Median lag bei 3,7 x 10^3 GU/100 ml und der Mittelwert bei 7,4 x 10^3 GU/100 ml. Ein Trend zwischen den Aufbereitungsstufen war hier nicht erkennbar.

Abbildung 22: Darstellung der Ergebnisse für Legionellen in den Proben aus zwei ausgewählten Kläranlagen (links: KA Essen Kupferdreh, rechts: KA Essen Süd); oben: kulturelle Ergebnisse für *Legionella* sp. nach ISO 11731 und DIN EN ISO 11731-2; Mitte: qPCR-Ergebnisse für *Legionella* sp. nach ISO/TS 12869; unten: qPCR-Ergebnisse für *L. pneumophila* nach ISO/TS 12869

II.2.5.3 Viren

Humanpathogene Viren sind infektiöse Einheiten mit einem sehr geringen Durchmesser von ca. 20-150 nm. Die im AP1 untersuchten Viren sind alle unbehüllt und zeichnen sich daher durch eine hohe Umweltresistenz und -persistenz aus. Ein wesentliches Unterscheidungskriterium von Viren und Bakterien ist, dass sich Viren nur mit Hilfe eines Wirtsorganismus ver-

mehren können. Eine Vermehrung außerhalb eines Organismus, z. B. im Wasser, ist gänzlich ausgeschlossen. Ein weiterer Unterschied zu Bakterien besteht in der hohen Infektiosität der Viren. Zur Auslösung einer Infektion mit enteralen Viren bedarf es nur ca. 10-50 Partikel. Dem gegenüber steht bei infizierten Personen eine hohe Ausscheidungsrate von bis zu 10^{11} Viren/g Fäzes. Aus infektiologischer Sicht sind vor allem die Noro- (Familie: Caliciviridae, Gattung: Norovirus) und Rotaviren (Familie: Reoviridae, Gattung: Rotavirus) von besonderer Bedeutung. Von Adeno- und Polyomaviren ist bekannt, dass sie keine Saisonalität aufweisen und zudem in vielen fäkal belasteten Oberflächenwasserproben nachweisbar sind. Aus diesem Grund werden sie immer noch als mögliche Indikatoren von enteralen Viren in Oberflächengewässern diskutiert.

Der Nachweis der Viren erfolgt molekularbiologisch mittels quantitativer Real Time PCR (Polymerase-Kettenreaktion). Genauer betrachtet werden hierbei nicht die Viren sondern nur die virale DNA bzw. RNA quantifiziert. Auch wenn dies aufgrund hoher Sensitivität und Spezifität die Methode der Wahl ist, können anhand dieser Werte keine Rückschlüsse auf die Konzentration der tatsächlich infektiösen Viren gezogen werden. Eine qualitative Aussage zur Anwesenheit von infektiösen Viren kann nach aktuellem Stand der Technick z. B. mittels ICC-PCR (integrated cell culture PCR) gemacht werden.

Es wurden in insgesamt 183 bzw. 184 Proben enterale Viren quantifiziert. In keiner der Proben konnte Norovirus I nachgewiesen werden, so dass diese in den nachfolgenden Auswertungen nicht berücksichtigt werden. Dies entspricht auch den Ergebnissen vorhergehender Studien in der Ruhr (Hamza et al., 2009; Jurzik et al., 2010).

Da die Konzentration der Viren in Oberflächengewässer in der Regel zu gering für einen direkten Nachweis ist, werden die Viren mittels VIRADEL (virus adsorption and elution) Methode konzentriert (Hamza et al., 2009). Dazu werden je Probe 10 Liter Ruhrwasser über eine negative geladene Nitrocellulose Membran filtriert. Die Elution bzw. Rekonzentrierung erfolgt mit einem alkalischen Puffer und anschließender Fällung durch Polyehtylenglykol. Die für die Real Time PCR verwendeten Primer- und Sondensequenzen sind in der nachfolgenden Tabelle aufgelistet.

Die Wiederfindungsraten sind abhängig vom Virus und schwanken im Flusswasser zwischen 20-100%. Die Nachweisgrenzen für die PCR liegen zwischen 5 und 50 Kopien/Ansatz.

Von den ca. 180 Proben wurden 41 Proben auf infektiöse Adenoviren und 21 Proben auf infektiöse Enteroviren untersucht. In lediglich 9,8% (4/41) bzw. 14,3% (4/28) der Proben wurden infektiöse HAdV bzw. EV nachgewiesen. In der nachfolgenden Tabelle sind alle Ergebnisse der molekularbiologischen Untersuchung zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 7: Sequenzen der für die Quantifizierung der Viren verwendeten Primer und Sonden.

Virus	Sequenzen
HAdV	GCCACGGTGGGGTTTCTAAACTT (forward) GCCCCAGTGGTCTTACATGCACATC (reverse) Hex-TGC-ACC-AGA-CCC-GGG-CTC-AGG-TAC-TCC-GA- BHQ1
HPyV	TCTATTACTAAACACAGCTTGACT (forward) GGTGCCAACCTATGGAACAG (reverse) FAM –TGGAAAGTCTTTAGGGTCTTCTACCTT- BHQ1
EV	CCTCCGGCCCCTGAATG (forward) CCTCCGGCCCCTGAATG (reverse) FAM- ACGGACACCCAAAGTAGTCGGTTCCG- BHQ1
RoV	ATGGATGTCCTGTACTCCTTGTCAAAA (forward) TTCCTCCAGTTTGRAASTCATTTCC (reverse) 6FAM-ATA ATG TGC CTT CGA CAA T-MGBNFQ (Sonde 1) 6FAM-AAT ATA ATG TAC CTT CAA CAA T-MGBNFQ (Sonde 2)
NoV GII	CAAGAGTCAATGTTTAGGTGGATGAG (forward) TCGACGCCATCTTCATTCACA (reverse) FAM –AGATTGCGATCGCCCTCCCA- BHQ1

Tabelle 8: Zusammenfassung der virologischen Ergebnisse in GU (genome unit). Legende: HAdV – humane Adenoviren, HPyV – humane Polyomaviren, EV – Enteroviren, NoV – Noroviren, RoV – Rotaviren, P25,50,75 – 25. Perzentil, Median, 75. Perzentil

	HAdV	HPyV	EV	NoV G II	RoV
	GU/l	GU/l	GU/l	GU/l	GU/l
Min	0	0	0	0	0
P25	$9{,}6 \times 10^{2}$	0	0	0	0
P50	$2{,}6 \times 10^{3}$	872	0	0	0
P75	$6{,}0 \times 10^{3}$	$5{,}5 \times 10^{3}$	0	$1{,}7 \times 10^{3}$	0
Max	$8{,}3 \times 10^{6}$	$7{,}6 \times 10^{4}$	$4{,}2 \times 10^{4}$	$4{,}1 \times 10^{5}$	$6{,}6 \times 10^{5}$
n gesamt	$1{,}8 \times 10^{2}$	184	184	183	184
n positiv	166	107	41	53	18
% positiv	90,2 %	58,2 %	22,3 %	29,0 %	9,8 %

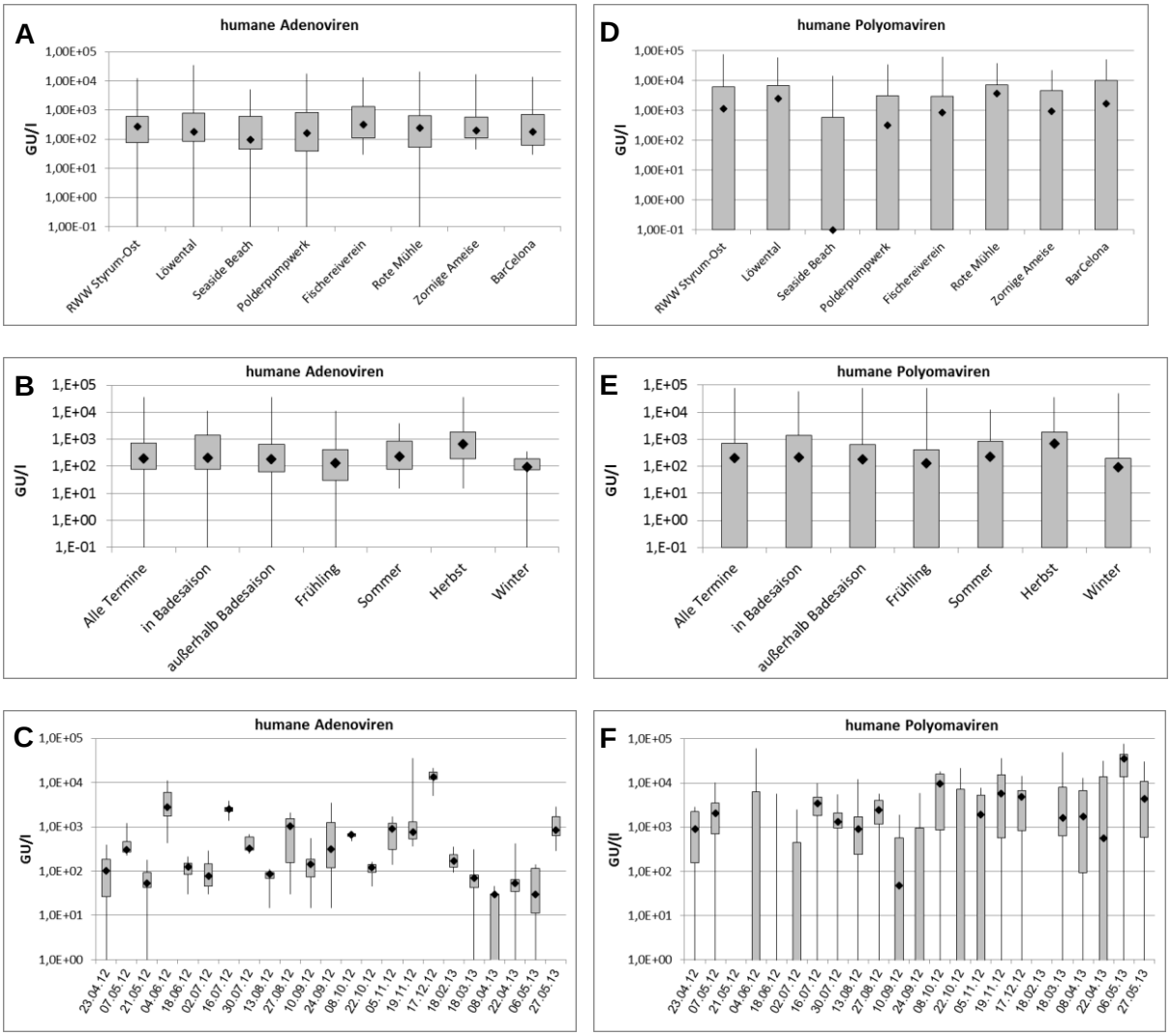


Abbildung 23: Darstellung der Ergebnisse für humane Adenoviren (HAdV) und humane Polyomaviren (HPyV).

Adenoviren: Mit einer Nachweisrate von 94,5% konnten in nahezu allen Proben humanpathogene Adenoviren nachgewiesen werden. Die Nachweisrate ist außerhalb der Badesaison niedriger (92,3%) als in der Badesaison (100%). Beim jahreszeitlichen Verlauf konnten keine saisonalen Unterschiede festgestellt werden. Der Grund dafür ist, dass Adenoviren zu einer persistenten und latenten Infektion führen und von den infizierten Personen über Monate oder Jahre ausgeschieden werden.

Polyomaviren: Die Polyomaviren wurden insgesamt in 58,2% der Proben nachgewiesen. An der Entnahmestelle Seasiede Beach konnte eine signifikant geringe Virenkonzentration ($p<0,05$) gegenüber den anderen Stellen nachgewiesen werden (Abb. 24 D). Dies wird auch durch die Anzahl der positiven Proben am Seaside Beach (>56%) verglichen mit den anderen Stellen (39,1%) deutlich. Ähnlich wie die Adenoviren, führen auch die Polyomaviren zu

latenten Infektionen, so dass sie von infizierten Personen über einen langen Zeitraum ausgeschieden werden.

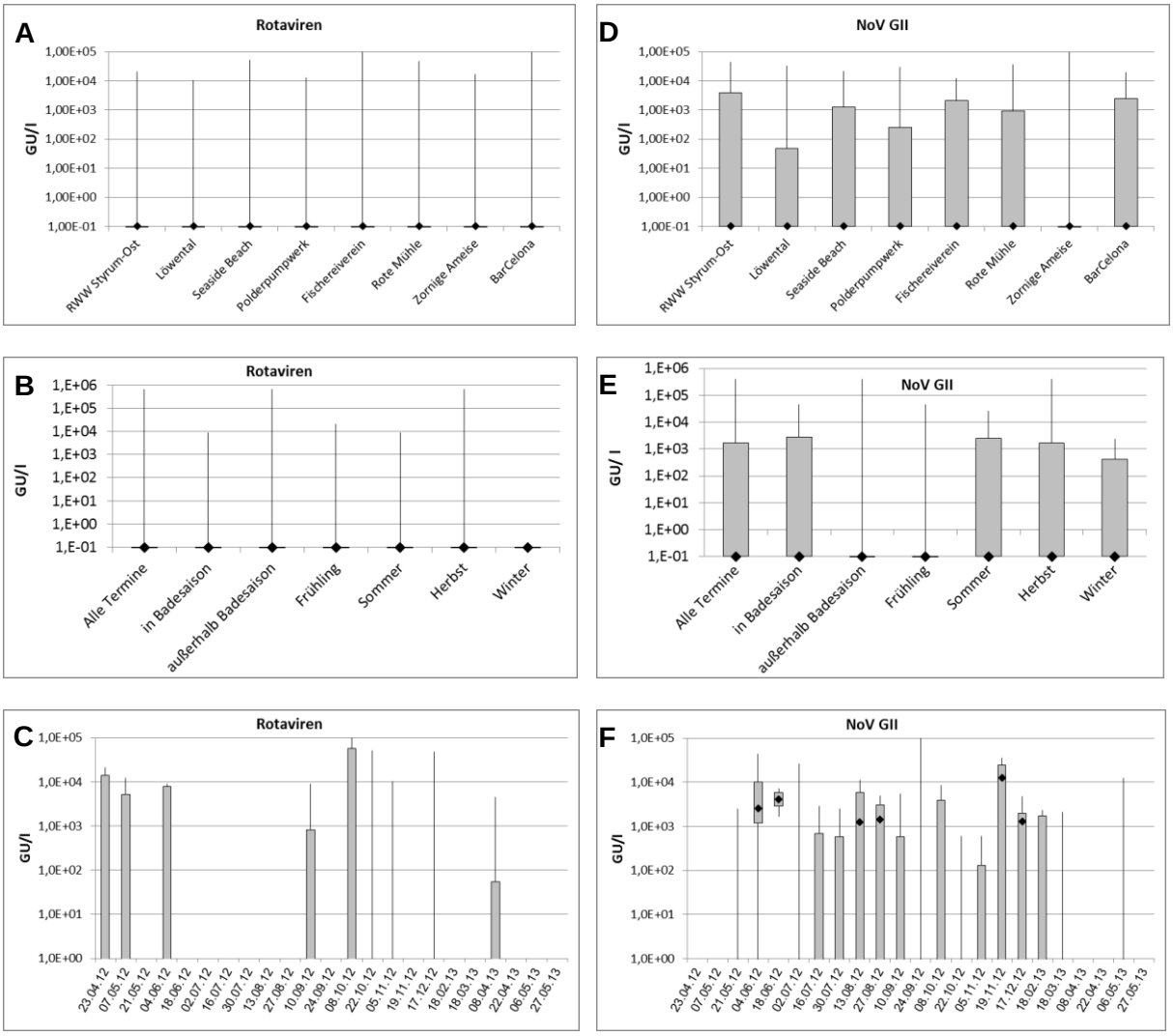


Abbildung 24: Darstellung der Ergebnisse für Rotaviren (RoV) und Noroviren G II (NoV GII) mit einer bei RoV klar erkennbaren Saisonalität mit einem vermehrten Vorkommen in den Wintermonaten.

Rotaviren: Bei den Analysen des Ruhrwassers konnten nur in 9,8% der Proben Rotaviren nachgewiesen werden. An der Probenahmestelle Fischereiverein waren jedoch fast doppelt so viele Proben Rotaviren-positiv (17,4%). Allerdings konnte hinsichtlich der Virenbelastung kein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen Stellen nachgewiesen werden (A). Anhand der Maximalwerte ist, in Übereinstimmung mit den Angaben in der Literatur, eine Saisonalität erkennbar. Vor allem in den kalten Jahreszeiten, Herbst und Frühling, konnten hohe Rotavirusbelastungen nachgewiesen werden (B). Allerdings wurden auch an 5 Tagen

in der Badesaison teilweise hohe Rotaviruskonzentrationen gemessen (C), wovon ein erhebliches Risiko für die Badegäste ausgehen kann.

Noroviren: Anders als z. B. humane Rota- und Adenoviren können humane Noroviren auch durch Schweine und Rinder ausgeschieden werden, wodurch auch diffuse Quellen (z. B. Abschwemmungen von landwirtschaftlich benutzen Flächen) als relevante Eintragspfade von Bedeutung werden. Die Noroviren GII waren in 29,5% der Proben nachweisbar- mit einem Maximalwert von 43,5% in Styrum und einem Minimalwert von 13% an der Zornigen Ameise. Analog zu den Rotaviren konnten auch bei den Noroviren keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Entnahmestellen festgestellt werden (D). Nur in den Monaten April, Mai und Juni wurden in einigen wenigen Proben NoV nachgewiesen.

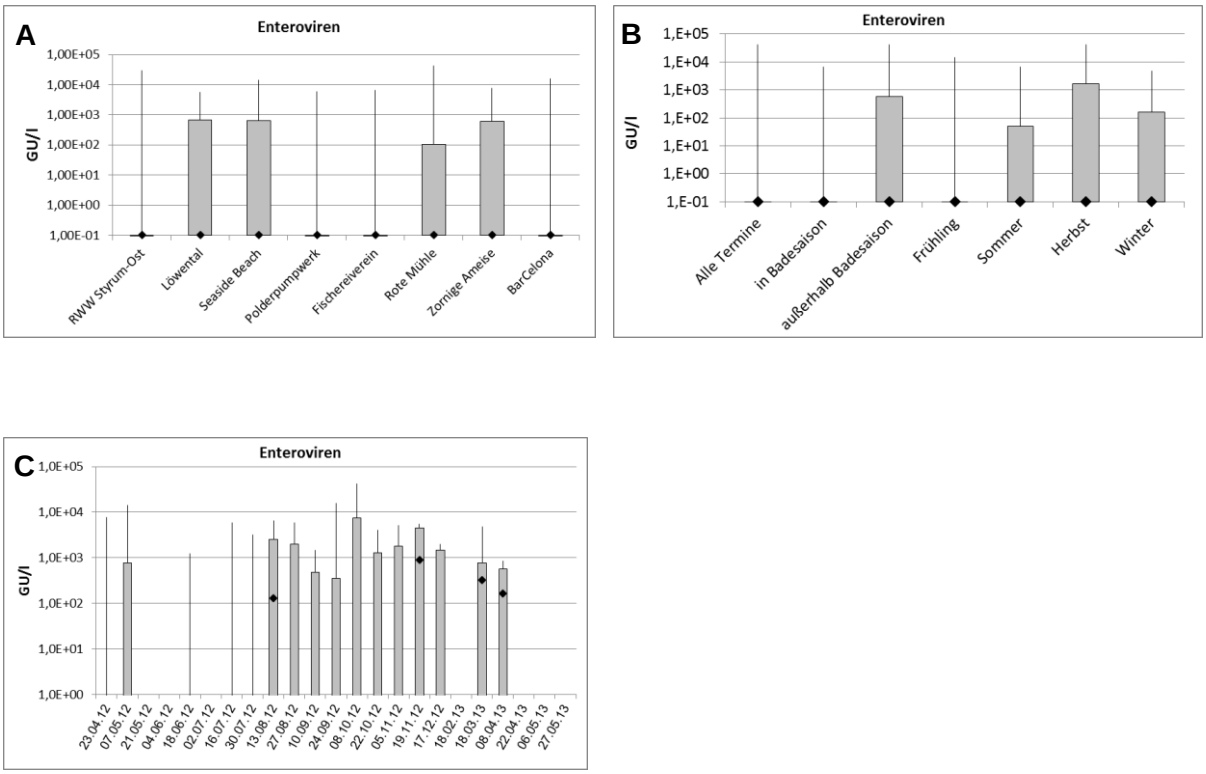


Abbildung 25: Die Abbildungen zeigen ein vermehrtes Vorkommen von Enteroviren (EV) in den Monaten Juli bis Dezember.

Enteroviren: Die große Gruppe der Enteroviren umfasst mit neun Spezies insgesamt 68 verschiedene Subtypen. Für den Menschen von besonderer Bedeutung sind Polioviren, ECHO-Viren und humane Enteroviren. Die Nachweisrate ist mit 22,3% eher gering was bereits auf eine Saisonalität hinweist. Hinsichtlich der Konzentrationen konnten zwischen den einzelnen Probenahmestellen keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Aller-

dings wurden an den Stellen BarCelona und Polderpumpwerk in lediglich 13% Enteroviren nachgewiesen. Die Ergebnisse zur jahreszeitlichen Verteilung zeigen, dass EV vor allem im Sommer und Herbst in höheren Konzentrationen im Ruhrwasser nachgewiesen werden konnten. Entsprechend wurden die höchsten Konzentrationen mit 1,6x103 virale Partikel pro Liter im Herbst gemessen werden. Auch in der Literatur wird eine ausgeprägte Saisonalität der Enteroviren postuliert.

Infektiologisch relevant sind vor allem die RoV, NoV und EV deren Bedeutung für die menschliche Gesundheit mittels QMRA bewertet wurde (siehe Abschnitt II.3.1.1).

Hepatitis A und Polioviren: Von den insgesamt 184 Proben wurden 40 Proben innerhalb der Badesaison ausgewählt und mittels PCR auf Hepatitis A- und Polioviren untersucht. In keiner der Proben konnte die spezifische RNA nachgewiesen werden.

II.2.5.4 Parasitische Protozoen

Es wurden alle in II.2.4 genannten Proben auf *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp. und somatische Coliphagen untersucht und ausgewertet. *Cryptosporidium* spp. und *Giardia* spp. werden nach der ISO 15553:2006, ergänzt um die Methode 1623 der Environmental Protection Agency (EPA), aus 100 Liter gefiltertem Ruhrwasser, und die Coliphagen nach ISO 10705-2:2000 im Direktansatz aus 100 mL Ruhrwasser, bestimmt. Durch die digitale Bilddokumentation der mikroskopischen Präparate der parasitologischen Proben ist eine längere Betrachtung der Proben und verdächtiger Strukturen möglich, wobei die Präparate nicht weiter dem UV-Licht ausgesetzt werden müssen und besser konserviert bleiben.

Für die Parasiten *Cryptosporidium* spp. und *Giardia* spp. wurden insgesamt 184 Proben ausgewertet. Aufgrund logistischer Probleme an einem PN-Termin wurden für die Coliphagen nur 176 Proben ausgewertet.

In 53 der untersuchten Proben wurden Cryptosporidien und in 143 Proben Giardien nachgewiesen. Für Coliphagen gelang der Nachweis in allen untersuchten 176 Proben.

Anhand der Minimal- und Maximalwerte (s. Tabelle 9) wird die größere relative Streuung der Werte für Cryptosporidium spp. gegenüber den Werten für Giardia spp. deutlich. Die nachgewiesenen Konzentrationen von Cryptosporidium spp. und Giardia spp. liegen unter den von Kistemann et al. (2012) nachgewiesenen Werten für die Swist. Gallas-Lindemann et al. (2013) wiesen im Rhein ähnliche Werte für Cryptosporidium spp. nach. Für Giardia spp. hingegen wurden im Rhein geringere Werte nachgewiesen. Die Werte der somatischen Coliphagen (siehe Tab. 2) liegen zwischen den Werten, die für andere deutsche Oberflächengewässer nachgewiesen wurden (Franke et al., 2009; Pusch et al., 2005).

Tabelle 9: Übersicht der Messergebnisse (8 PN Stellen, 23 PN-Termine)

	Cryptosporidien Oozysten/100 L	Giardien Cysten/100 L	Coliphagen PBE/100 mL
Min	0	0	3
25er Perzentil	0	1	45,5
Median	0	5	130
75er Perzentil	1	13	281
Max	27	158	1.653
n ges	184	184	176
n positiv	53	143	176
% positiv	29 %	78 %	100 %

Giardia spp. (Abbildung 26) konnte in 78 % der Proben nachgewiesen werden. Allerdings zeigt sich eine starke Variabilität der Werte zwischen den PN-Terminen (um bis zu zwei Logstufen). Die höchsten Werte wurden im Herbst und im Winter gemessen. Die niedrigsten Werte wurden im Sommer verzeichnet. Für die Badesaison konnten im Median geringere Werte als außerhalb der Badesaison nachgewiesen werden.

Cryptosoporidien (Abbildung 27) wurden in 29 % der untersuchten Proben nachgewiesen, dabei jedoch überwiegend niedrige Konzentrationen unter 10 Oocysten je 100 Liter Probenahmevolumen gemessen. In der Badesaison sind tendenziell höhere Werte als außerhalb der Badesaison nachweisbar. An potentiellen Badestellen (Löwental und Seaside Beach) liegen während der Badesaison 30% Positivproben vor, mit maximalen Konzentrationen von 4,4 Oocysten je 100 Liter

Coliphagen konnten in allen 176 Proben nachgewiesen werden. Die Messwerte der somatischen Coliphagen (Abbildung 28) weisen zwischen den einzelnen Probenahmestellen eine deutlich geringere Streuung um den Median auf als die Parasiten. Es lässt sich ein leichter Trend zu geringeren Werten in Fließrichtung der Ruhr erkennen. Zwischen den einzelnen PN-Terminen variieren die ermittelten Werte um bis zu drei Logstufen. So lässt sich auch in den Jahreszeiten eine deutliche Schwankung im Median nachweisen. Dabei liegen die höchsten Median-Werte im Herbst und Winter (n=2) vor.

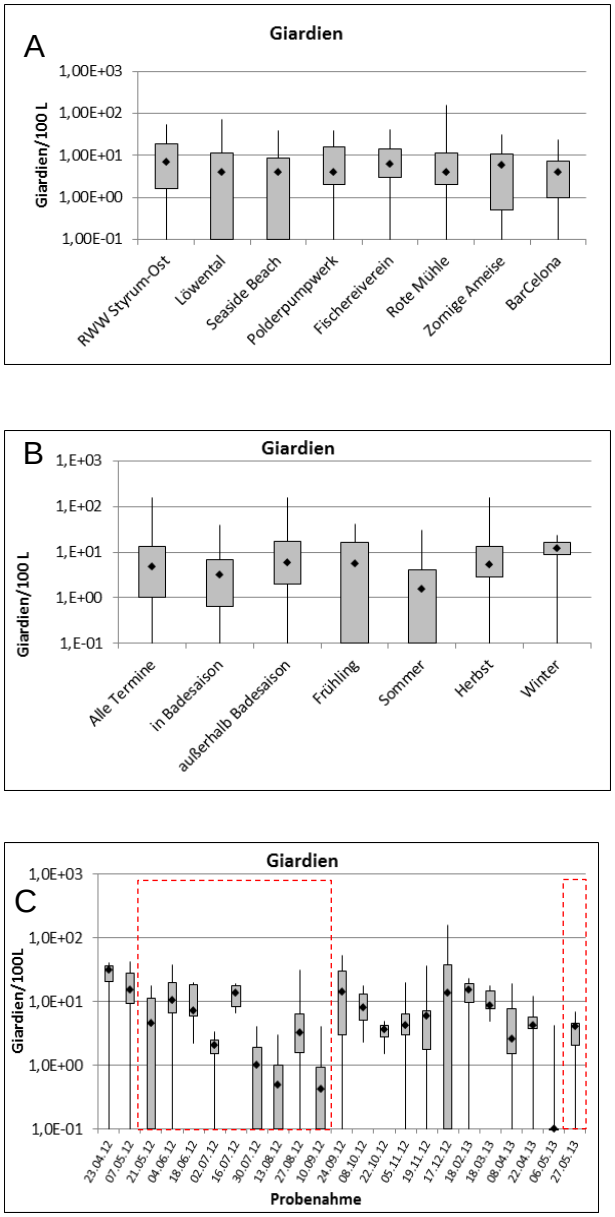


Abbildung 26: Box-Whisker Plots der Giardien nach Probenahmestelle A, Zeitabschnitt B und Probenahmetermin C

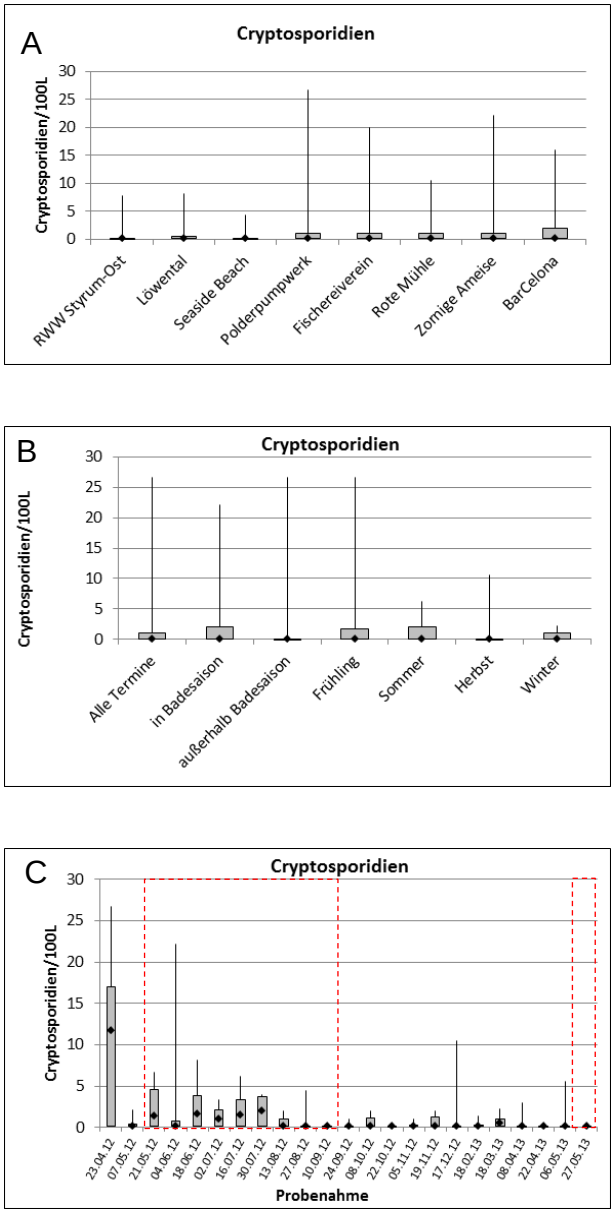


Abbildung 27: Box-Whisker Plots der Cryptosporidien nach Probenahmestelle A, Zeitabschnitt B und Probenahmetermin C

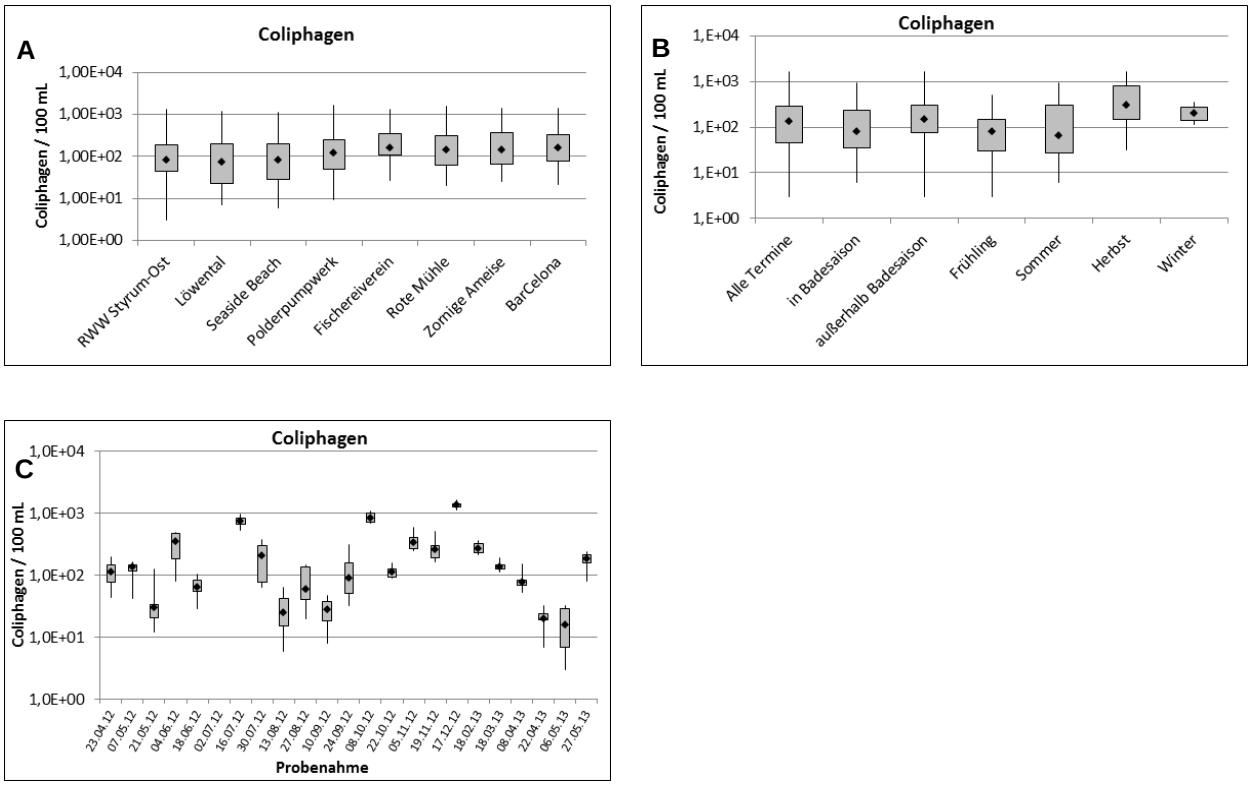


Abbildung 28: Box-Whisker Plots der Coliphagen nach Probenahmestelle A, Zeitabschnitt B und Probenahmetermin C

In den Jahren 2012 und 2013 untersuchte der ADAC Badegewässer mit einer von der EU-Badegewässerrichtlinie abweichenden Methodik (Flachwasserbereich in 30 cm Wassertiefe). Im Sinne eines Methodenvergleichs wurden im Rahmen von Sichere Ruhr an einem Termin in der Badesaison 2013 und zwei Terminen in der Badesaison 2014 an einer Probenahmestelle (Löwental) exemplarisch drei Proben genommen. Die erste entsprach dem Verfahren nach EU-Badegewässerrichtlinie, die zweite wurde im Uferbereich bei einer Wassertiefe von 30 cm genommen, die dritte ebenfalls bei einer Wassertiefe von 30 cm, jedoch nach Aufwirbeln von Sediment (s. Tabelle 10).

Wie Tabelle 10 zeigt, lassen sich für Coliphagen keine nennenswerten Konzentrationsunterschiede in Abhängigkeit von der Probenahmemethode, aufzeigen. Gleiches gilt auch für Cryptospridien. Hier gilt es allerdings, die im gesamten Projekt geringe Zahl an Positivbefunden zu berücksichtigen, die sich auch in den Proben des Methodenvergleichs widerspiegeln. Für Giardien zeigt sich in den Proben vom 19.05.14 und 14.07.14 eine Zunahme der Konzentrationen im Flachwasserbereich, insbesondere nach Aufwirbeln von Sediment. Für die

Probennahme am 09.09.13 lässt sich dies jedoch nicht zeigen. Ein Anstieg der Giardienkonzentrationen nach Aufwirbeln von Sediment in Flachwasserbereichen ist also auf jeden Fall möglich, da sich die Cysten im Sediment anreichern, vital bleiben, und von dort entsprechend wieder mobilisiert werden können, wie auch in der Literatur mehrfach beschrieben (Medema et al. 1997,1998; Tagliareni, F. und Ecker, C. 1997) Um abschließende Aussagen hinsichtlich einer Regelhaftigkeit im Sinne eines Konzentrationsgradienten treffen zu können sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Tabelle 10: Beprobungen analog der ADAC Badegewässerstudie

PN-Stelle	Datum	Beschreibung	Coliphagen (PBE/100 ml)	Cryptosporidien (Oozysten/ 100 L)	Giardien (Cysten/ 100 L)
Löwental	09.09.13	EU-Richtlinie	592	0	5
		30 cm	611	0	12,5
		+ Sedimentaufwirbelung	624	0	0
	19.05.14	EU-Richtlinie	40	1,1	1,1
		30 cm	33	0	1,1
		+ Sedimentaufwirbelung	33	0	40
	14.07.14	EU-Richtlinie	413	0	1,4
		30 cm	372	0	5,8
		+ Sedimentaufwirbelung	411	0	13

II.2.5.5 Vogelschistosomen

II.2.5.5.1 Hintergrund

Die Bade- oder Zerkariendermatitis zählt aufgrund der stetigen Zunahme registrierter Fälle zu den bedeutenden aufkommenden wasserbürtigen Infektionskrankheiten in Nordamerika und Europa (s. Soldánová et al. 2013 und darin angegebene Literatur). Die wichtigsten Erreger in Europa stellen die freischwimmenden Larven (Zerkarien) der Vogelschistosomen der Gattung *Trichobilharzia* dar, die ihren Lebenszyklus in Wasserschnecken und Entenvögeln vollziehen (Abbildung 29). Die adulten Parasiten pflanzen sich in Wasservögeln fort, die als

Endwirte dienen, und ihre Eier gelangen je nach Art mit dem Vogelkot oder über die Nasenöffnungen ins Wasser. Bei Wasserkontakt schlüpfen aus den Eiern bewimperte Larven, die Miracidien, die aktiv schwimmend in geeignete Wasserschnecken eindringen. In diesen Zwischenwirten entstehen infolge asexueller Vermehrung tausende freischwimmende Larven, die sogenannten Zerkarien (Abbildung 30 A, B). Diese Zerkarien verlassen die Schnecke, um wiederum aktiv schwimmend geeignete Endwirte zu suchen und zu infizieren. Hierbei kann es dazu kommen, dass Zerkarien versehentlich den Menschen als Fehlwirt befallen, indem sie in dessen Haut eindringen. Im Menschen können die Parasiten ihren Lebenszyklus nicht fortsetzen, sondern sterben in der Haut ab, wo sie eine stark juckende aber weitgehend ungefährliche mehrtägige Hautirritation, die Badedermatitis, hervorrufen können (s. Abbildung 30 C). Erstinfektionen verlaufen in der Regel ohne oder mit nur schwachen Symptomen, während eine Sensibilisierung des Immunsystems bei wiederholten Infektionen zu stärkeren Reaktionen führt (s. Horák et al. 2002).

Die Erreger der Zerkariendermatitis kommen in gemäßigten Breiten saisonal in den wärmeren Monaten im Frühjahr und Sommer in Gewässern vor. Aufgrund der hohen Anzahl ausgeschiedener Zerkarien und deren Fähigkeit aktiv nach möglichen Endwirten zu suchen und diese zu infizieren, kann schon eine geringe Anzahl befallener Schnecken ein Infektionsrisiko in einem Badegewässer darstellen (Zbikowska, 2004; Selbach et al. 2015).

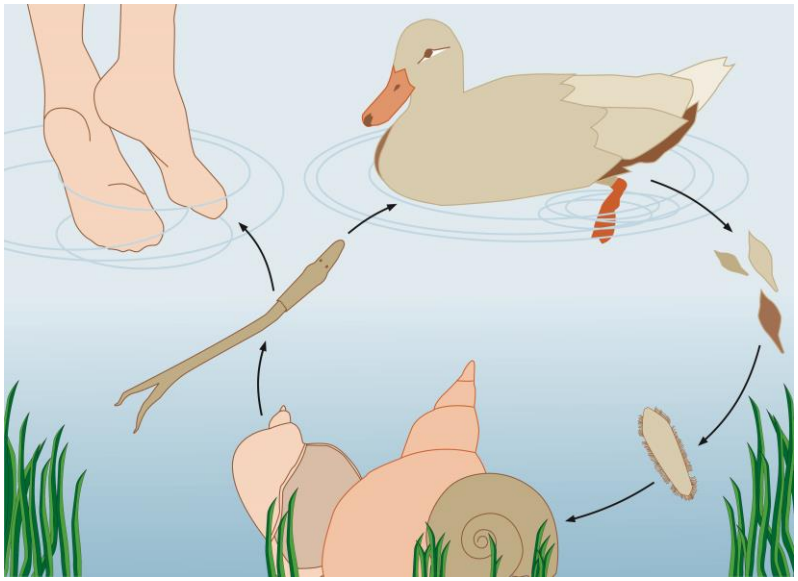


Abbildung 29: Lebenszyklus von *Trichobilharzia* sp. (aus Soldánová et al. 2013)

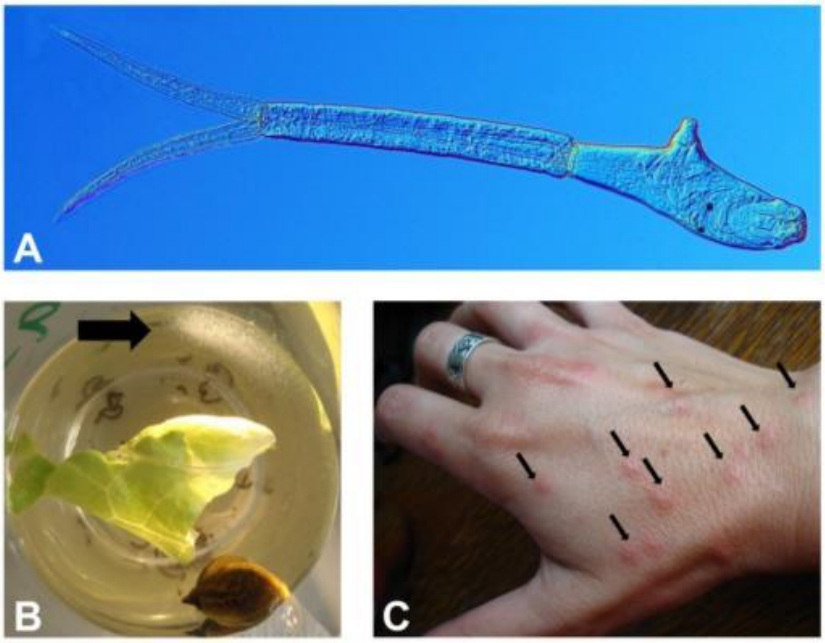


Abbildung 30: (A) Zerkarie von *Trichobilharzia franki*; (B) *T. franki*-Zerkarien aus einer infizierten Schnecke (*Radix auricularia*) sammeln sich im Licht (Pfeil); (C) Fall von Badedermatitis nach dem Sammeln von Schnecken in der Ruhr (Pfeile markieren die entzündeten Eintrittsstellen der Zerkarien); (aus Selbach et al. 2015).

II.2.5.5.2 Untersuchung

Im Rahmen der Untersuchung wurden die Probenahmestellen des Projektes auf das Vorkommen von Vogelschistosomen in Schnecken hin untersucht. Der Schwerpunkt der Untersuchung lag hierbei auf Schlammschnecken der Arten *Radix auricularia* (Ohrschlammschnecke) und *Lymnaea stagnalis* (Spitzschlammschnecke), die als Zwischenwirte für die Badedermatitiserreger *Trichobilharzia franki* bzw. *T. szidati* fungieren. Zusätzlich zu den Probenahmestellen des Projektes wurden vier weitere Stellen im Vogelschutzgebiet Heisinger Bogen ausgewählt (9 – 12; s. Abbildung 31), da das Auftreten der Erreger von dem Vorkommen der Vogel- und Schneckenwirte abhängig ist und in diesem Bereich des Sees in einer Studie von 2009 geeignete Wirtspopulationen mit einer diversen Trematodenfauna nachgewiesen werden konnten (vgl. Soldánová et al. 2010).

II.2.5.5.3 Ergebnisse

Insgesamt wurden im Sommer 2012 im Baldeneysee 1437 Schnecken gesammelt und untersucht. Neben *Radix auricularia* und *Lymnaea stagnalis* wurden 14 weitere Schneckenarten gefunden und auf Befall mit Trematoden untersucht, um mögliche weitere Vogelschistosomen zu erfassen. Tabelle 11 bietet einen Überblick über alle untersuchten Schneckenar-

ten. Zusammen mit 304 Schnecken aus einer Beprobung im Sommer 2009 (s. Soldánová et al. 2010) bieten diese 1741 untersuchten Zwischenwirte einen guten Überblick über die Trematodenfauna des Baldeneysees und das Vorkommen der Badedermatitiserreger.

Insgesamt wurden in den untersuchten Schnecken 17 verschiedene Trematodenarten sowie fünf weitere nicht vollständig identifizierbare Trematoden gefunden. Tabelle 12 liefert eine Übersicht aller gefundenen Trematodenarten.

Tabelle 11: Überblick der 2009 (Soldánová et al. 2010) und 2012 gesammelten Schneckenarten, Gesamtprävalenz der Trematodeninfektionen und T*richobilharzia* spp. Prävalenz (modifiziert nach Selbach et al. 2015).

Schneckenart	2009[a]			2012		
	Anz. Schnecken	Gesamt-prävalenz (%)	*Trichobilharzia* spp. Prävalenz (%)	Anz. Schnecken	Gesamt-prävalenz (%)	*Trichobilharzia* spp. Prävalenz (%)
Acroloxus lacustris				81	0	
Ancylus fluviatilis				157	2,6	
Anisus vortex				165	0,6	
Bathyomphalus contortus				176	2,3	
Bithynia tentaculata				131	16,8	
Gyraulus albus				5	0	
Lymnaea stagnalis	**135**	**14,1**	**3,0**	**28**	**17,9**	
Physa fontinalis				247	0,4	
Physella acuta				1	0	
Planorbarius corneus				119	1,7	
Planorbis planorbis				3	0	
Potamopyrgus antipodarum				2	0	
Radix auricularia	**169**	**18,3**	**0,6**	**275**	**16,7**	**0,7**
Segmentina nitida				15	0	
Sphaerium sp.				3	(33,3)[b]	
Stagnicola palustris				29	10.3	
TOTAL	304			1437		

Tabelle 12: Überblick der 2009 (Soldánová et al. 2010) und 2012 gefundenen Trematodenarten und Wirtsschnecken aus dem Baldeneysee (modifiziert nach Selbach et al. 2015)

Trematodenart	Wirtsschnecke [a]
Opisthioglyphe ranae	RA, SP
Plagiorchis elegans	LS
Echinoparyphium recurvatum	RA, LS
Echinostoma revolutum	LS
Echinostoma sp. IG	RA
Paryphostomum radiatum	RA
Isthmiophora melis	AF
Trichobilharzia franki	**RA**
Trichobilharzia szidati	**LS**
Tylodelphys clavata	RA, LS, SP
Notocotylus attenuatus	RA
Australapatemon burti	AV, BC
Diplostomum pseudospathaceum	LS, SP
Diplostomum spathaceum	RA
Notocotylus sp.	BT
Cotylurus sp.	PC, BC
Cyclocoelium sp.	RA, SP
Familie Echinostomatidae	BT, AF
Familie Gorgoderidae	Ssp
Familie Psilostomatidae	BT
nicht identifizierte Redie	BT
nicht identifizierte Xiphidiocercariae	PF, BT

[a] Abkürzungen der Wirtsschnecken: AF: *Ancylus fluviatilis*; AV: *Anisus vortex*; BC: *Bathyomphalus contortus*; BT: *Bithynia tentaculata*; LS: *Lymnaea stagnalis*; PC: *Planorbarius corneus*; PF: *Physa fontinalis*; RA: *Radix auricularia*; SP: *Stagnicola palustris*; Ssp: *Sphaerium* sp.

Trichobilharzia Arten konnten in beiden Jahren im Baldeneysee an verschiedenen Stellen nachgewiesen werden. *Trichobilharzia franki* aus *R. auricularia* wurden im Mai und August 2012 im Vogelschutzgebiet Heisinger Bogen (Probestelle 11) gefunden. Darüber hinaus konnte *T. franki* 2009 an einer anderen Stelle am Südufer des Baldeneysees nachgewiesen werden. *Trichobilharzia szidati* aus *L. stagnalis* wurde bereits 2009 im Bereich des Seaside Beach gefunden, konnte im Sommer 2012 allerdings an dieser Stelle nicht nachgewiesen werden, obwohl geeignete Schneckenpopulationen vorhanden waren. Abbildung 31 zeigt die

Funde von *Trichobilharzia* Arten und das Vorkommen von Schlammschneckenpopulationen, die ein Auftreten der Parasiten ermöglichen. Die Prävalenzen von *Trichobilharzia* spp. waren mit 0,6 % bis 3,0 % arttypisch gering (s. Tabelle 11). Diese niedrigen Prävalenzen sind für Vogelschistosomen normal und entsprechen den typischen Werten für diese Arten (Loy und Haas, 2001; Zbikowska, 2004), gleichzeitig erschweren sie den Nachweis der Erreger in Schnecken (vgl. Schets et al. 2010). Für die Risikoanalyse sollte daher neben dem Vorkommen der Parasiten selbst auch das Vorkommen geeigneter Wirtspopulationen in Betracht gezogen werden. Schneckenpopulationen wurden 2012 im Bereich Heisinger Bogen (9 & 11) sowie in der Vegetation am Seaside Beach gefunden. An den Stellen Fischereiverein, Barcelona, Zornige Ameise und Rote Mühle konnten nur vereinzelt Schlammschnecken gefunden werden. An den Probestellen Polderpumpwerk und Löwental waren im Untersuchungszeitraum keine relevanten Schneckenpopulationen vorhanden.

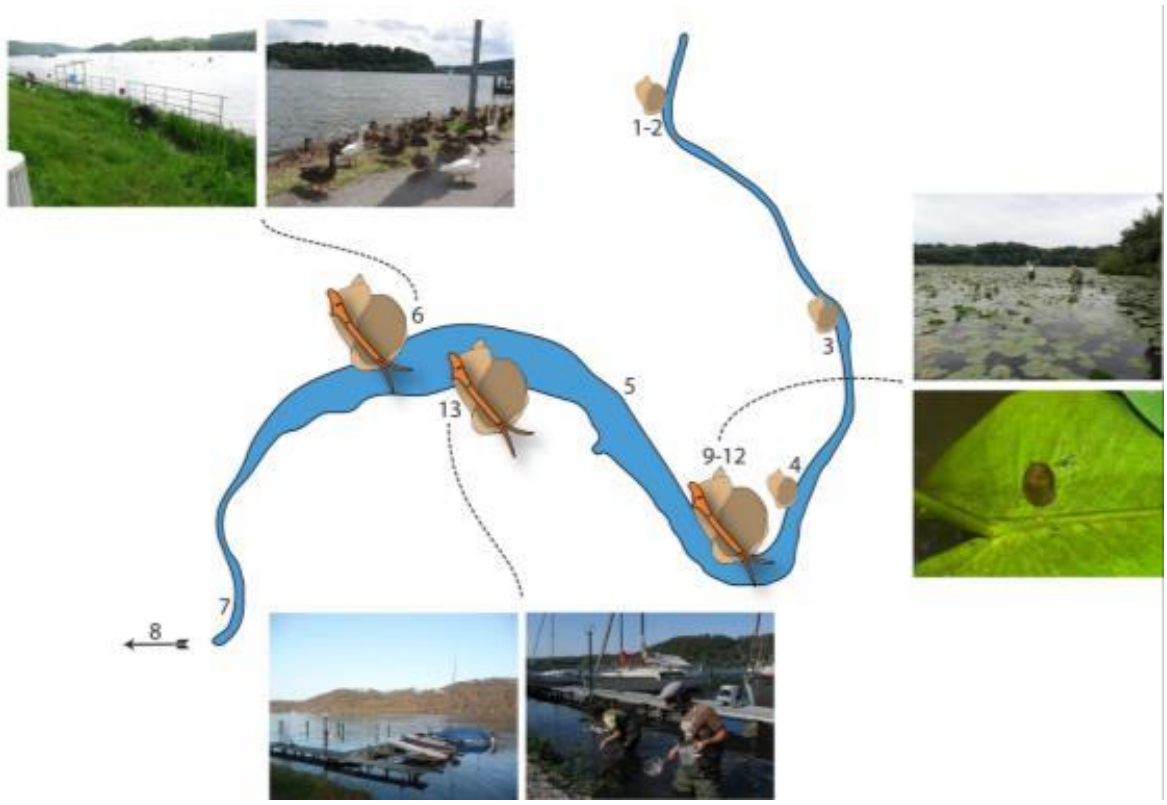


Abbildung 31: Karte des Baldeneysees. Probestellen nummeriert (Probestelle 8 weiter flussabwärts); große Schneckensymbole zeigen die Präsenz von Schlammschneckenpopulationen an, kleine Schneckensymbole vereinzelte Schneckenfunde; orangefarbene Zerkariensymbole markieren Funde von *Trichobilharzia* spp. (aus Selbach et al. 2015)

Ein Badedermatitisrisiko besteht, trotz der geringen Anzahl infizierter Schnecken, aufgrund der hohen Zerkarienproduktion der Parasiten. Eine einzige infizierte Schnecke ist in der Lage, in kurzen Zeiträumen tausende Zerkarien zu produzieren und in die Umgebung abzugeben (Zbikowska, 2004; s. Abbildung 30 B). Diese sammeln sich an der Wasseroberfläche, wo sie ein Infektionsrisiko für den Menschen darstellen.

Da die Parasiten einen komplexen Lebenszyklus aufweisen und somit von verschiedensten Umweltfaktoren abhängig sind, spielen diese bei den Überlegungen zu Risikofaktoren und Schutzmaßnahmen eine zentrale Rolle. Tabelle 13 fasst die wichtigsten Risikofaktoren und ihre Effekte auf die Wahrscheinlichkeit einer Infektion zusammen.

Die meisten Infektionen treten in den Sommermonaten auf, wenn sowohl die Produktion der Parasiten im warmen Wasser, als auch die Badeaktivitäten von Menschen ihren Höhepunkt erreichen (Lévesque et al., 2002; Valdovinos und Balboa, 2008). Neben der Jahreszeit spielt die Tageszeit eine Rolle (Lindblade, 1998; Verbrugge et al., 2004), da die meisten Zerkarien in den Morgenstunden ihren Wirt verlassen und sich an der Wasseroberfläche sammeln. Da die Zerkarien, je nach Wassertemperatur, bis zu 72 Stunden überleben können, können Wind und Strömung sie auch zu bzw. von möglichen Badestellen weg treiben (Leighton et al., 2000; Fiedler et al., 2005), so dass Infektionen nicht nur in unmittelbarer zeitlicher und räumlicher Nähe zu den Wirten erfolgen können. Temperatur und Licht spielen eine zentrale Rolle für die Entwicklung der Parasiten, so dass Sonnenstunden positiv mit dem Infektionsrisiko korrelieren. Ein weiterer zentraler Umweltfaktor für die Badedermatitis ist die Eutrophierung, d.h. die Nährstoffanreicherung in Gewässern, da durch ein erhöhtes Nährstoffangebot ideale Bedingungen für die Zwischen- und Endwirte geschaffen werden (Soldánová et al. 2013). Lokal besteht das höchste Infektionsrisiko in flachen, warmen Uferbereichen, in denen Schnecken gehäuft auftreten können. Auch die aquatische Vegetation kann das Auftreten von Schnecken begünstigen und somit zu einem höheren Infektionsrisiko beitragen. Schneckenpopulationen können allerdings auch in tieferen bzw. vegetationsfreien Regionen vorkommen, so dass diese Punkte keine verlässlichen Indikatoren darstellen (vgl. Fiedler et al., 2005).

Neben den Umweltfaktoren spielen persönliche Faktoren eine entscheidende Rolle für das Infektionsrisiko. Da die Badedermatitis infolge einer Sensibilisierung des Immunsystems auftritt, haben Vorinfektionen einen entscheidenden Einfluss auf das Auftreten und die Intensität der Infektion (Kouřilová et al., 2004; Horák et al., 2008). Einen weiteren wichtigen Risikofaktor stellt die persönliche Badeaktivität, d.h. die Art des Wasserkontaktes (Schwimmen z.B. führt zu einer höheren Exposition als Oberflächenaktivitäten, wie Wasserski) sowie die Häufigkeit und Dauer des Badens (Verbrugge et al., 2004). Das Alter spielt hingegen keine

entscheidende Rolle für das Risiko einer Infektion, jedoch sind Kinder aufgrund ihres Verhaltens (Badedauer und –häufigkeit, Spielen in flachem Wasser etc.) häufiger betroffen (Lévesque et al., 2002).

Tabelle 13: Risikofaktoren zum Auftreten der Badedermatitis (Symbole: + positiver Effekt; - negativer Effekt; o kein Effekt)

Risikofaktor		Effekt
Zeit	Tageszeit (Morgenstunden)	+
	Jahreszeit (Sommermonate)	+
Wetter	Sonnenstunden	+
	Wind & Strömung	+ / -
	Klimawandel	+
Ort	Flaches Wasser	+ / o
	Aquatische Vegetation	+ / o
Eutrophierung		+
Persönliche Faktoren	Badeaktivität (Wasserkontakt, Häufigkeit, Dauer)	+
	Vorinfektionen	+
	Alter	o

Aus dem Wissen um die Biologie der Parasiten und die Faktoren, die ihr Auftreten begünstigen, lassen sich einige persönliche Maßnahmen ableiten, die das Infektionsrisiko beim Baden verringern können (s. Soldánová et al. 2013, Horák et al., 2015). Ein Meiden der Uferbereiche (z.B. über einen Badesteg, der ins tiefere Wasser reicht) und von Stellen mit dichter aquatischer Vegetation hilft, das Risiko zu senken. Da die *Trichobilharzia*-Zerkarien jedoch auch in größeren Tiefen sowie an Stellen ohne Vegetation vorkommen können oder durch Wind und Strömung hierher verdriftet werden, kann es auch hier gelegentlich zu Infektionen kommen. Ebenso kann ein Meiden der Morgenstunden helfen die Hauptausschüttung der Zerkarien zu umgehen; diese sammeln sich jedoch an der Wasseroberfläche und bleiben einige Zeit aktiv, so dass es auch im weiteren Tagesverlauf zu Infektionen kommen kann. Spezielle Schutzcremes, die auch gegen das Nesseln von Quallen helfen, können ein Eindringen der Zerkarien in die Haut wirkungsvoll verhindern (Wulff et al., 2007), müssten allerdings vor jedem Baden großflächig aufgetragen werden.

Einen hundertprozentigen Schutz können diese Maßnahmen somit nie bieten, sondern lediglich das Infektionsrisiko senken. Da die *Trichobilharzia*-Zerkarien, ebenso wie die zahlreichen

weiteren im Baldeneysee heimischen Trematodenarten, einen festen Bestandteil dieses Ökosystems ausmachen, gehört auch die Badedermatitis zu den Risiken, die das Baden in natürlichen Gewässern mit sich bringt (s. Selbach et al. 2015). Vor diesem Hintergrund sind ein offenes Kommunizieren der möglichen Risiken und ein sachliches Informieren über die biologischen Hintergründe der Badedermatitis in einer konstruktiven Diskussion um ein Für und Wider der Nutzung des Baldeneysees als Badegewässer wichtig.

II.2.6 Untersuchungen in der Trinkwasseraufbereitung

Die Untersuchung der Eliminierung hygienisch relevanter Mikroorganismen aus dem Oberflächenwasser der Ruhr während der Trinkwasseraufbereitung erfolgte an einem Ruhrwasserwerk mit mehreren hintereinander geschalteten Reinigungsstufen. Das Rohwasser durchläuft zunächst eine Bodenpassage in Form der Langsamsandfiltration, anschließend werden eine Ozonung, eine Mehrschicht- und Aktivkohlefiltration sowie eine UV-Desinfektion vorgenommen. Zu Beginn des Untersuchungszeitraumes wurde zusätzlich Rheinuferfiltrat vor der Ozonung eingespeist. Ein Überblick über die Aufbereitungstufen und die Probennahmestellen gibt Abbildung 32. Als Zielorganismen wurden hygienisch relevante Bakterien mit Indikatorfunktion (coliforme Bakterien sowie *E. coli* im speziellen, intestinale Enterokokken, *Clostridium perfringens*), fakultativ und obligat pathogene Bakterien (*Aeromonas* spp, *Pseudomonas aeruginosa*, *Campylobacter* spp., *Salmonella enterica*), pathogene Viren (Adenovirus, Polyomavirus, Enterovirus, Norovirus GII, Rotavirus), *E. coli*-Phagen und parasitische Protozoen (*Cryptosporidium parvum, Giardia lamblia*) ausgewählt. Außerdem wurden mikrobiologische (Gesamtzellzahl, Koloniezahl bei 22 °C und 36 °C) und physikalisch-chemische Begleitparameter bestimmt.

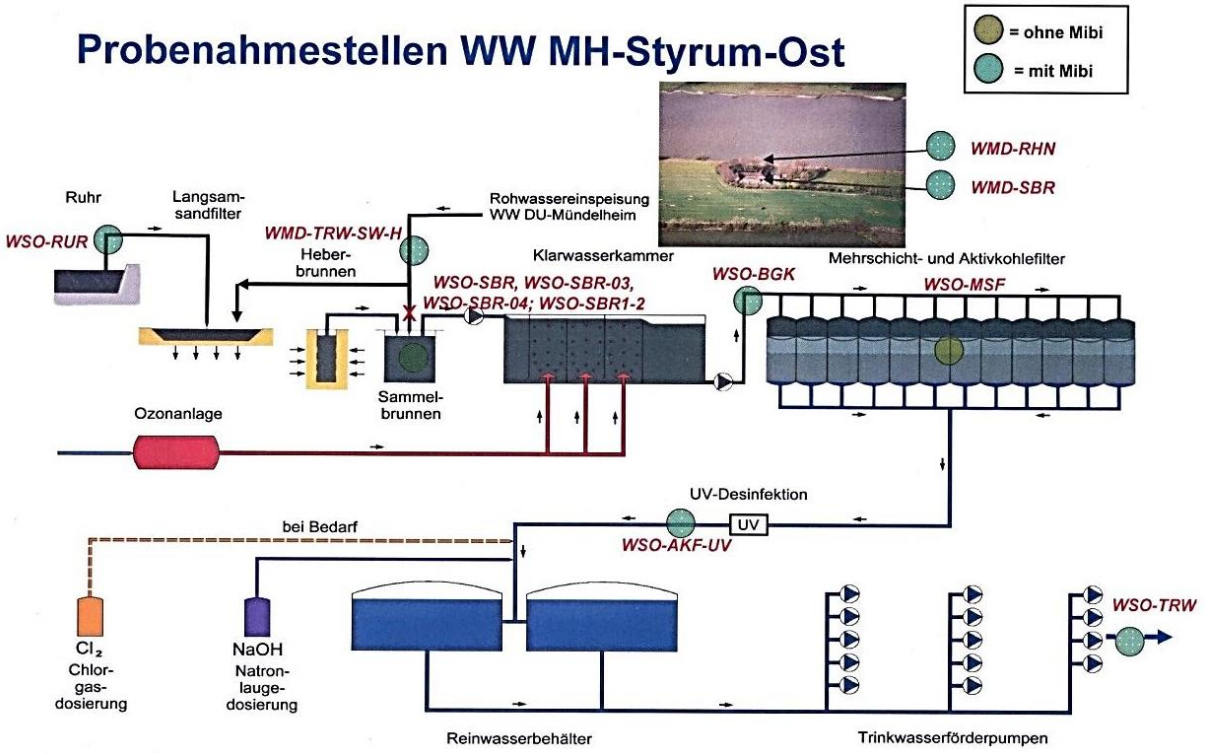


Abbildung 32: Schematische Ansicht des RWW-Wasserwerks Mülheim-Styrum/Ost. Probenahmestellen sind rot markiert: WSO-RUR, Rohwasser; WMD-TRW-SW-H, Zulauf des Rhein-Uferfiltrates; WSO-SBR 1-2, Sammelbrunnen; WSO-SBR, Gemisch aus Ruhrwasserfiltrat und Mündelheimer Uferfiltrat; WSO-BGK, nach Ozonung (Begasungskammer); WSO-MSF, nach Mehrschichtfiltration; WSO AKF: nach Aktivkohlefiltration; WSO-AKF-UV: nach UV-Desinfektion

Die Entnahme von Wasserproben konnte nur an fest installierten Dauerläufern mit konstanter Durchflussrate durchgeführt werden. Die Rahmenbedingungen ließen keine Entnahme von mehr als 500 L Gesamtwasserprobe für alle zu untersuchenden Parameter zu. Aufgrund der dadurch limitierten Untersuchungsvolumina für die einzelnen mikrobiologischen Parameter und der bereits niedrigen Konzentrationen der Zielorganismen im Rohwasser war eine Ermittlung von log-Reduktionsstufen für die einzelnen Aufbereitungsstufen, mit Ausnahme der Langsamsandfiltration, nicht zu realisieren. Insgesamt fünf Probenahmetermine waren so gewählt, dass ein gesamter Jahresverlauf verbunden mit unterschiedlichen Belastungssituationen abgebildet werden konnte.

Bei allen mikrobiologischen Parametern, die im Rohwasser bestimmbar waren, ließ sich meist bereits nach dem ersten Reinigungsschritt, der Langsamsandfiltration, eine deutliche Reduktion der Konzentration feststellen (Tabelle 14).

Tabelle 14: Eliminierung hygienisch relevanter Mikroorganismen aus der Ruhr durch Langsamsandfiltration im RWW-Wasserwerk Mülheim-Styrum/Ost.

	Log-Reduktion der Konzentration Langsamsandfiltration
Gesamtzellzahl	1
Koloniezahl 22 °C	2
Koloniezahl 36 °C	2
Escherichia coli	2,5
coliforme Bakterien	3
intestinale Enterokokken	2
Clostridium perfringens	> 2
Aeromonas spp.	3 - 4
Pseudomonas aeruginosa	> 1
Campylobacter spp.	nicht nachweisbar im Rohwasser
Salmonella enterica	nicht nachweisbar im Rohwasser
Adenovirus	keine einheitliche Eliminierung
Polyomavirus	keine einheitliche Eliminierung
Enterovirus	keine einheitliche Eliminierung
Norovirus GII	keine einheitliche Eliminierung
Rotavirus	keine einheitliche Eliminierung
E. coli-Phagen	2,5
Cryptosporidium parvum	nicht nachweisbar im Rohwasser
Giardia lamblia	> 0,5

Bei einigen Organismen war die Konzentration im Rohwasser bereits so gering, dass hier bereits eine vollständige Eliminierung erfolgte. Soweit bestimmbar entsprachen die Eliminierungsraten einigen Angaben aus der Literatur zur Entfernung von Viren und Bakterien durch Langsamsandfiltration (Hijnen et al., 2004). In Wasserproben, die aus den sich anschließenden Aufbereitungsstufen stammten, konnte im Allgemeinen kein Nachweis mehr erreicht werden. Eine Quantifizierung der pathogenen Viren mit PCR-basierten Methoden lieferte nach allen Aufbereitungsstufen positive Nachweise. Methodenbedingt kann hierbei jedoch nicht unterschieden werden, wie hoch der Anteil der noch intakten, infektiösen Viren ist. Daher wurden die Proben zusätzlich mittels zellkulturbasierter PCR untersucht, wodurch eine qualitative Aussage zur Anwesenheit infektiöser Viren gemacht werden kann. In keiner der Proben konnten infektiöse Adeno- oder Enteroviren nachgewiesen werden.

II.2.7 Auswertung des Programms „Reine Ruhr“

Als Konsequenz aus dem Nachweis von PFT in der Ruhr durch das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn startete das MUNLV-NRW im Jahr 2008 das Programm „Reine Ruhr“. Hiermit sollte eine umfassende Strategie zur Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität an der Ruhr etabliert werden. Das Programm „Reine Ruhr“ beinhaltet vielfältige Forschungsprojekte, Umstellungen des behördlichen Monitorings und der Datenaufbereitung, Öffentlichkeitsarbeit, freiwillige Vereinbarungen, etc. Im Rahmen des Programms wurden durch das LANUV in Zusammenarbeit mit einer Expertenkommission (Prof. Dr. Exner, Prof. Dr. Kümmerer, Prof. Dr. Kroiss) ein Zwischenbericht (2009) und ein Strategiepapier (2012) veröffentlicht.

Zur Auswertung der bisherigen Ergebnisse des Programms wurden aus dem Zwischenbericht und dem Strategiepapier die Ziele sowie die vorgeschlagenen Maßnahmen und Projekte ermittelt.

Des Weiteren wurden Gespräche mit Herrn Prof. Dr. Exner, und Mitarbeitern des MKULNV geführt.

Eine aktuelle Programmübersicht war zu der Zeit der Bearbeitung des AP1.7 nicht mehr zu rekonstruieren. Jedoch wurden durch das MKULNV einzelne Maßnahmen, die in Bezug zum Programm stehen, auf der im Aufbau befindlichen Homepage www.masterplan wasser.nrw.de zusammengefasst und veröffentlicht. Auf Grundlage der genannten Quellen wurden für die Zeit von 2008–2012 18 konkrete Projekte identifiziert, die im Rahmen von „Reine Ruhr“ durchgeführt wurden. Die Umsetzung technischer Maßnahmen auf Seiten kommunaler Kläranlagen und Direkteinleiter zur Eintragsminderung verschiedener Chemikalien, wie PFT und Arzneimittel, standen hier im Fokus. Vierzehn in Bearbeitung befindliche Strategieziele konnten extrahiert und deren Umsetzungsstand ermittelt werden. Inhaltlich thematisieren die Ziele die Anpassung der Abwasserverordnung, Etablierung von Normen, Verbesserung der Überwachung sowie freiwillige Selbstverpflichtungen. Das von der Expertenkommission Reine Ruhr entworfene „Bewertungskonzept für noch nicht bewertete Mikroschadstoffe“ wurde aus dem Strategiepapier extrahiert (Abbildung 33).

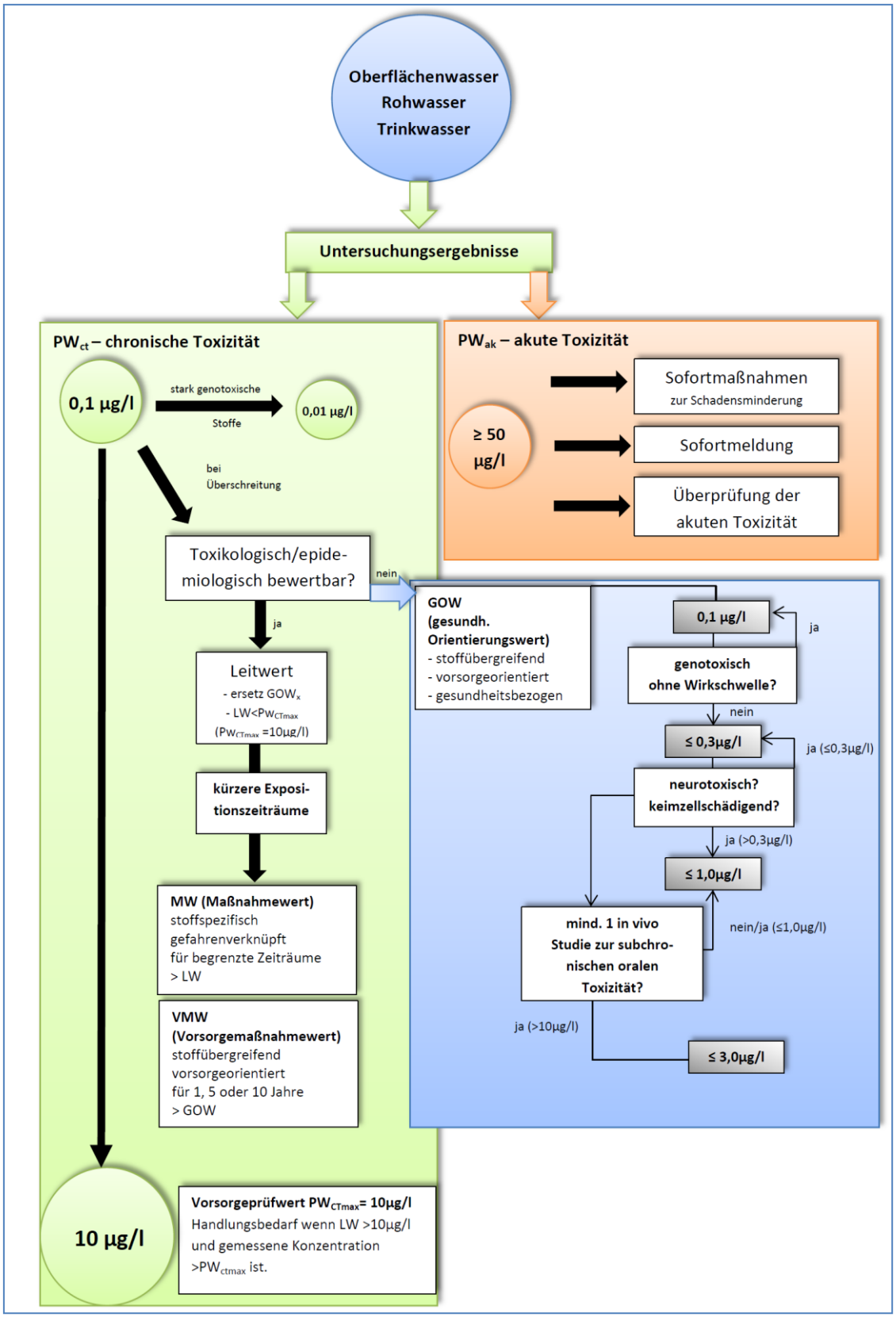


Abbildung 33: Bewertungskonzept für noch nicht bewertete Mikroschadstoffe auf Grundlage des Strategiepapiers "Reine Ruhr"

II.3 Risikobewertung – Arbeitspaket 2

In den „Guidelines for safe recreational water environment“ (WHO 2003) wird das Risiko einer Erkrankung als „Eintrittswahrscheinlichkeit × Schadensausmaß“ definiert.

Um beurteilen zu können, ob die mikrobiologische Gewässerqualität ein Baden überhaupt ermöglicht, reicht eine bloße Bestimmung der mikrobiologischen Belastung nicht aus. In einem zweiten Schritt muss das Risiko eine Erkrankung, auf der Grundlage mikrobiologischer Messwerte, erfolgen. Dies wurde in diesem Arbeitspaket mittels QMRA (*quantitative microbial risk assessment*) durchgeführt. Dazu wurden nur solche Mikroorganismen berücksichtigt, die zum einen oral aufgenommen werden und zum anderen eine Gastroenteritis auslösen. Auch wenn die durch *Pseudomonas aeruginosa* induzierte Erkrankung, *Otitis externe*, von großer Bedeutung bei Schwimmern ist, konnte er bei der Risikobewertung nicht berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse der QMRA wurden genutzt, um ergänzend das Konzept frühzeitig verlorener, gesunder Lebensjahre (Disability-Adjusted Life Years, DALY) (World-bank 1993) anzuwenden, um das Schadensausmaß der Erkrankungen zu quantifizieren und international vergleichbar zu machen.

II.3.1.1 Quantitative mikrobielle Risikobewertung (QMRA, quantitative microbial risk assessment)

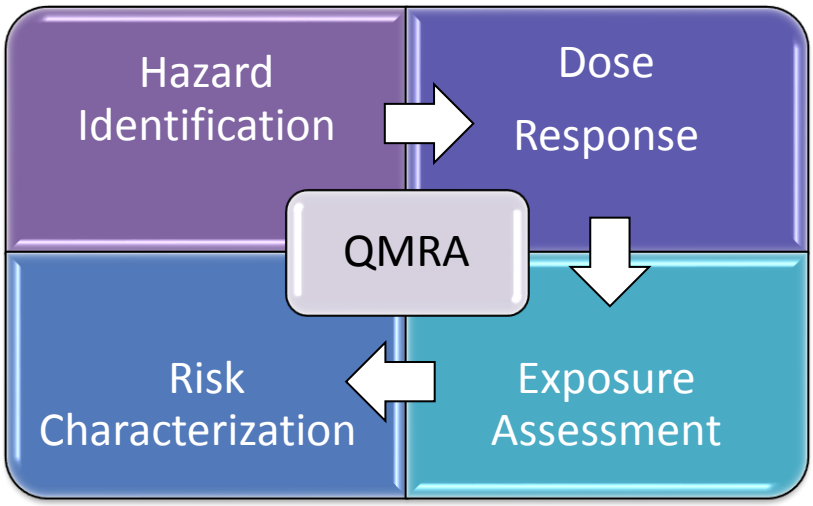


Abbildung 34: Schema der QMRA Methode (Quelle: QMRA Wiki, http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php/Quantitative_Microbial_Risk_Assessment_(QMRA)_Wiki).

Von der Bestimmung der Pathogenkonzentration (Hazard Identification) über die Ableitung der Dosis-Wirkungsbeziehung (Dose Response) kann schließlich das Infektionsrisiko (Exposure Assessment) ermittelt werden. Durch Verwendung der errechneten Dosis kann schließlich durch eine Simulation das Erkrankungsrisikos ermittelt werden (Risk Characterization).

Grundlage für die QMRA bilden die Daten der mikrobiologischen Gewässeranalytik. Wie zuvor beschrieben, konnte bei keinem der Parameter ein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen Probenahmestellen festgestellt werden. Entsprechend wurden die Daten für die QMRA gepoolt. Es wurden nur die Pathogene bei der QMRA berücksichtigt, die oral aufgenommen zu einer Gastroenteritis führen können. Dies sind im Einzelnen: Rotaviren (RoV), Norovirus GII (NoV GII), Enteroviren (EV), Giardien, Cryptosporidien, *Campylobacter* und Salmonellen. Sie werden alle oral aufgenommen und können zu einer Gastroenteritis führen. Die eigentliche Berechnung des Infektions- bzw. Erkrankungsrisikos erfolgte mittels Monte Carlo Simulation, so dass pro Pathogen 10.000 Einzelberechnungen simuliert wurden. Zunächst jedoch erfolgt die Berechnung der Dosis nach folgender Formel:

$$D = C\ x\ T\ x\ R$$

D – Dosis; C – Pathogenkonzentration; T – Dauer des Badens; R – verschluckte Wassermenge

Der eigentlichen Monte Carlo Simulation liegen mehrere Annahmen zu Grunde die in den folgenden Punkten dargestellt sind.

1. Dosis- Wirkungsbeziehung: Die Dosis- Wirkungsbeziehungen können für jedes Pathogen durch exponentielle, binomiale Formeln oder beta Poisson Verteilungen näherungsweise beschrieben werden (http://qmrawiki.canr.msu.edu).

Pathogen	**Modell**	**Formel**
RoV, EV, *Campylobacter*, Salmonellen	beta Poisson	$Pinf = 1 - \left[1 + \frac{d}{N50}\left(2\frac{1}{\alpha} - 1\right)\right]^{-\alpha}$
NoV	binomial	$Pinf = 1 - 1F1\ x\ (\propto, \propto + \beta, -d)$
Giardien, Cryptosporidien	exponentiell	$Pinf = 1 - \exp(-k\ x\ dose)$

2. Die Badedauer wurde in Anlehnung an die Arbeit von Bambic et al. (2011) zwischen 0,25 bis 2 Stunden festgelegt.

3. Mikrobiologische Daten aus Wasserproben weisen häufig eine rechtsschiefe Verteilung auf. Um dies bei der Monte-Carlo Simulation zu berücksichtigen wurde für die Daten der RoV, NoV, EV und Giardien eine „hockey-stick“ Verteilung angenommen (Bambic et al., 2011). Die bei der Simulation verwendete Formel lautet entsprechend: „RiskGeneral(minimum, maximum, X50:XP, h1:h2)“. Die Verteilung der Daten von Campylobacter,

Salmonellen und Cryptosporidien entspricht hingegen am ehesten einer Normalverteilung. Für die Monte-Carlo Simulation wurde folgende angepasste Formel verwendet: „RiskNormal(mean;standard deviation)“ (McBride et al., 2013).

4. Die Daten über die beim Baden aufgenommene Wassermenge wurde der Arbeit von Dufour et al. entnommen (Dufour et al., 2006). Die aufgenommene Wassermenge variierte bei den Kindern und Jugendlichen zwischen 0 und 154 ml pro 45 min. Erwachsene Personen verschluckten in der gleichen Zeit lediglich 0 bis 53 ml/45 min. Diese Unterschiede sind vor allem auf eine höhere Aktivität bei den Jugendlichen zurückzuführen, was auch das häufigere Untertauchen mit dem Kopf einschließt. Aufgrund einer erhöhten Hand zu Mund Aktivität nehmen Kleinkinder verhältnismäßig viel Wasser auf und sind daher einem nicht zu vernachlässigen, infektiologischen Risiko ausgesetzt . Dies muss jedoch in diesem Projekt aufgrund fehlender Daten unberücksichtigt bleiben (Nwachuku and Gerba, 2004).

5. Da die viralen Parameter, anders als die Parasiten und Bakterien, mittels molekularbiologischer Verfahren quantifiziert wurden, konnten keine Aussagen zur Konzentration der infektiösen Viren gemacht werden. Um dies bei der Risikobewertung zu berücksichtigen wurde eine Harmonisierung der Werte durchgeführt. Dabei wurden die in Tabelle 15 zusammengestellten Umrechnungsfaktoren verwendet.

Tabelle 15: Darstellung der Umrechnungsfaktoren für die Harmonisierung im Rahmen der Risikobewertung.

Virus	Konzentration infektiöser Viren	Genomkonzentration	Literatur
Rotavirus	1 focus forming unit	1900	(de Roda Husman et al., 2009; Jonsson et al., 2009; McBride et al., 2013; Payne et al., 2006; Puig et al., 1994)
Enterovirus	1 plaque forming unit	773	(Jonsson et al., 2009; McBride et al., 2013; Puig et al., 1994)
Norovirus	1 Virus	18,5	(McBride et al., 2013; Teunis et al., 2008), pers. Kommunikation

6. In einigen Studien wird die Infektionswahrscheinlichkeit als Endpunkt der QMRA Berechnungen angenommen, was häufig zu einer Überschätzung des Risikos führt. Eine Infektion ist jedoch nicht gleichzusetzen mit einer Erkrankung. Somit muss bei der Berechnung des Erkrankungsrisikos ein zusätzlicher Faktor einbezogen werden, der die prozentuale Häufigkeit einer Erkrankung nach einer Infektion angibt (Tabelle 16).

Tabelle 16: Auflistung der Faktoren zur Umrechnung von Infektions- zu Erkrankungswahrscheinlichkeit.

Pathogen	Faktor	Referenz
Rotavirus	0,5769	(Hurst)
Enterovirus	0,5	(Viau et al., 2011)
Norovirus	0,5	(Bambic et al., 2011; Teunis et al., 2008)
Giadien	0,98	(Kent et al., 1988)
Cryptosporidien	0,7	(WHO, 2011)
Campylobacter	0,22	(Black et al., 1988)
Salmonella	-	-

Die Ergebnisse der Risikoberechnungen mittels QMRA zeigen deutlich, dass das größte Risiko beim Baden von den Viren (Noro- und Rotaviren) ausgeht. Zudem ist das Risiko der < 18 jährigen etwas höher als der Erwachsenen. In der folgenden Abbildungen sind die wesentlichen Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

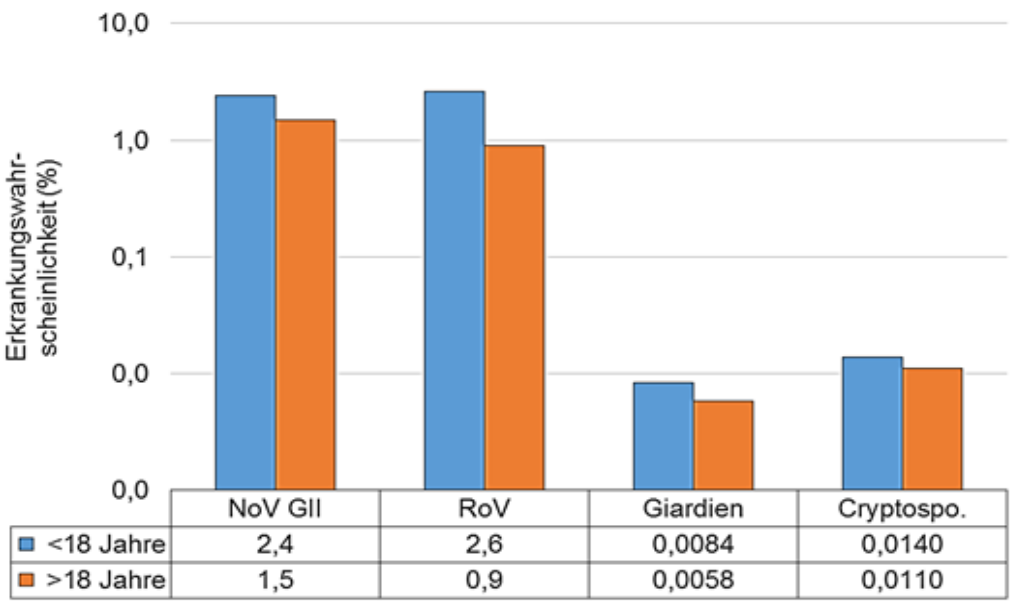


Abbildung 35: Erkrankungswahrscheinlichkeiten in Prozent der unter und über 18 jährigen Personen durch das Baden im Baldeneysee. Für die Parameter Salmonellen und Campylobacter konnte kein Erkrankungsrisiko errechnet werden und sind daher in dieser Abbildung nicht dargestellt. Legende: NoV – Norovirus, RoV – Rotavirus, Cryptospo. – Cryptosporidien.

Zur Bewertung der errechneten Risiken kann eine Forschungsarbeit von Wiedenmann et al. herangezogen werden (Wiedenmann et al., 2006). Dort wird ein akzeptiertes Risiko für eine Erkrankung durch baden in Oberflächengewässern von 3-5% errechnet. Dieses akzeptierte Risiko ist zudem die Grundlage für die Leit- und Zielwerte der EU Badegewässerrichtlinie. Die U.S. EPA geht hingegen von einem akzeptierten Risiko von 3,6% aus (U.S.EPA, 2012). Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die von der EU Badegewässerrichtlinie zu Grunde gelegten akzeptieren Risiken unterschritten werden und somit ein Baden möglich wäre.

Bei der Berechnung Risiken mittels QMRA gibt es jedoch auch Limitierungen, die die Genauigkeit der Bewertung reduzieren:

1. Die Dosis- Wirkungsbeziehungen werden fast ausschließlich durch junge, gesunde Männer und Frauen gewonnen. Unberücksichtigt bleiben jedoch Kinder, ältere oder kranke Menschen, die *per se* ein erhöhtes Infektionsrisiko haben.
2. Für Noroviren gibt es keine Möglichkeit die Anzahl der infektiösen Viren zu bestimmen, so dass der Faktor für die Harmonisierung der Konzentration nur abgeschätzt werden kann.
3. Noroviren neigen in natürlichen Oberflächengewässern zur Aggregation. Allen Berechnungen zu Grunde liegt jedoch die Annahme, dass die Viren einzeln aufgenommen werden (Teunis et al., 2008). Dies ist auch der Grund für die Verwendung einer binomialen Funktion zur Beschreibung der Dosis- Wirkungsbeziehungen.

II.3.1.2 Disability-Adjusted Life Years (DALY)

Zur weiteren Charakterisierung des gesundheitlichen Risikos wurde das Schadensausmaß auf Grundlage der Erkrankungswahrscheinlichkeiten ermittelt. Die dafür durchgeführte DALY-Modellierung berechnet auf Grundlage dieser Wahrscheinlichkeiten sowie Erkrankungsdauer, -schwere, altersspezifischer Letalität und Lebenserwartung der badenden Bevölkerung sogenannte „verlorene gesunden Lebensjahre“

DALY = YLL + YLD

YLL (Years of Life Lost) = Erkrankungswahrscheinlichkeit x Letalität x verbliebene mittlere Lebenserwartung zum Zeitpunkt des Todes

YLD (Years lived with disability,) = Erkrankungswahrscheinlichkeit x Schwere der Behinderung x Erkrankungsdauer

Mit Hilfe des DALY-Calculators, einer graphische Benutzeroberfläche für das Softwarepaket „R“, wurde auf Grundlage der ermittelten Eingangsparameter eine Monte-Carlo Simulation durchgeführt (Devleesschauwer et al. 2014a, 2014b).

Auf Basis einer telefonischen Befragung durch das Karlsruher Institut für Technologie (Börner und Wiedemann 2014) konnte ein demographisches Profil der potentiell badenden Bevölkerung im Ruhrgebiet erstellt, auf 1000 Personen hochgerechnet und bei der Berechnung der DALYs berücksichtigt werden (s. Abbildung 36). So flossen alters- und geschlechtsspezifische Lebenserwartungen, Letalitäten und Erkrankungswahrscheinlichkeiten dieser angenommenen Population in die Berechnung mit dem DALY-Calculator ein.

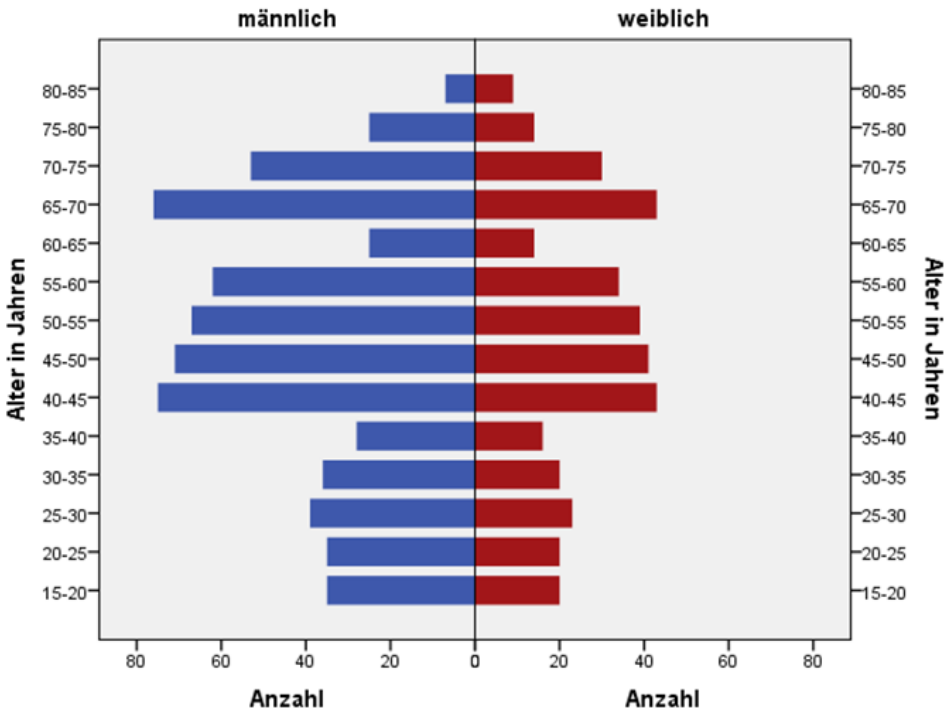


Abbildung 36: demographisches Profil potentiell Badender in der Ruhr, Datengrundlage: Börner & Wiedemann 2014

Für die Berechnung der Todesfälle (N) wurden die Letalitäten für die jeweiligen Pathogene ermittelt und mit der Erkrankungswahrscheinlichkeit (Ergebnisse aus der QMRA, s.o.) multipliziert.

N = Letalität (spez. Pathogen) x Erkrankungswahrscheinlichkeit beim Baden in der Ruhr

Zur Ermittlung der Letalitäten wurden die bundesweiten Todesfälle über den Zeitraum 2001-2011 mit den bundesweiten Werten für die Inzidenz über den gleichen Zeitraum ins Verhält-

nis gesetzt. Für die Berechnung wurden Altersklassen im Abstand von fünf Jahren berücksichtigt. Die Daten zu Todesfällen wurden von der Gesundheitsberichterstattung des Bundes (GBE Bund) und die Daten der Inzidenzen vom Robert Koch-Institut (RKI) über eine SurvStat® Abfrage erhalten. Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden die DALY-Werte nur für die Pathogene bestimmt, deren Fall- und Todeszahlen einheitlich aus den oben genannten Quellen (GBE Bund und RKI) abgerufen werden konnten, sowie für die Ergebnisse aus der QMRA vorlagen. Die verbliebenen Lebenserwartungen im Sterbealter wurden geschlechtsspezifisch und in Fünfjahres-Altersklassen von GBE Bund abgerufen. Auf Basis der Erkrankungswahrscheinlichkeiten aus der QMRA wurde die Anzahl der Fälle (I) abgeleitet. Um die Schwere der Behinderung (DW) zu definieren, wurde aus der „global burden of disease study 2010“ (Salomon et al., 2012) ein Wert zwischen 0,061 (leichte Durchfallerkrankung) und 0,281 (schwere Durchfallerkrankung) ermittelt und als niedrigste und höchste Werte in der Simulation berücksichtigt. Die durchschnittliche Erkrankungsdauer (L) wurde den Erregersteckbriefen des Centers for Disease Control and Prevention (CDC) entnommen und ebenfalls in den Berechnungen für jedes Pathogen einzeln berücksichtigt. Auf diese Weise konnten DALYs für die Rotavirus Enteritis, Norovirus Enteritis, Cryptosporidiose, Giardiasis für einmaliges Baden in der Ruhr bestimmt werden. Anschließend wurden diese für ein Jahr hochgerechnet, wobei die Grundannahmen zu Badehäufigkeiten/Jahr aus den Ergebnissen der Befragung durch das Karlsruher Institut für Technologie (Börner und Wiedemann 2014) abgeleitet wurden (Abbildung 37, Abbildung 38, Abbildung 39 und Abbildung 40). Aufgrund des nicht vorhandenen Erkrankungsrisikos durch Salmonellen wurden hier keine DALY-Werte berechnet. Durch die berechneten DALY-Werte ist es möglich, das Gesundheitsrisiko durch das Baden in der Ruhr mit anderen Risiken des täglichen Lebens zu vergleichen und neben einer reinen Erkrankungswahrscheinlichkeit auch das Schadensausmaß zu quantifizieren.

So wurden in einem folgenden Arbeitsschritt exemplarisch DALY Werte für Deutschland pro 1000 Einwohner pro Jahr vom Institute for Health Metric and Evaluation (IHME, http://www.healthdata.org/) abgerufen und in den direkten Vergleich zu den DALYs durch das Ruhrbaden gesetzt. Zusätzlich wurde als weiterer Referenzwert der tolerierbare DALY Wert aus den WHO Guidelines for drinkng water quality 2011 herangezogen und in den Risikovergleich einbezogen. (s. Abbildung 41). Hier zeigt sich, dass das Noroviren bedingte Risiko, als eines der höchsten berechneten Risiken zu bewerten ist. Der Verlust der gesunden Lebensjahre bei der Ruhrbadenden Bevölkerung ist durch die Norvirus bedingenten Gastro intestenalen Infektionen in der gleichen Größenordnung wie die gesamte DALY Last für Durchfallerkrankungen in Deutschland/1000 Einwohner /Jahr und der DALY Last durch das Ertrinken in Deutschland/ 1000 Einwohner /Jahr einzuordnen. Die Viren bedingten DA-

LYs überschreiten deutlich die Anforderungen der WHO Guidelines for drinking-water Quality 2011.

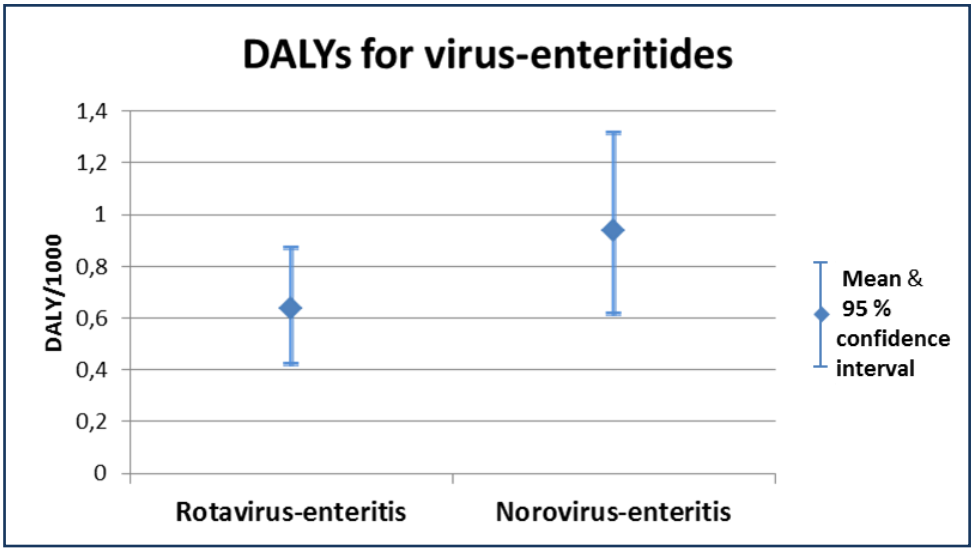


Abbildung 37: DALY-Werte für Viren

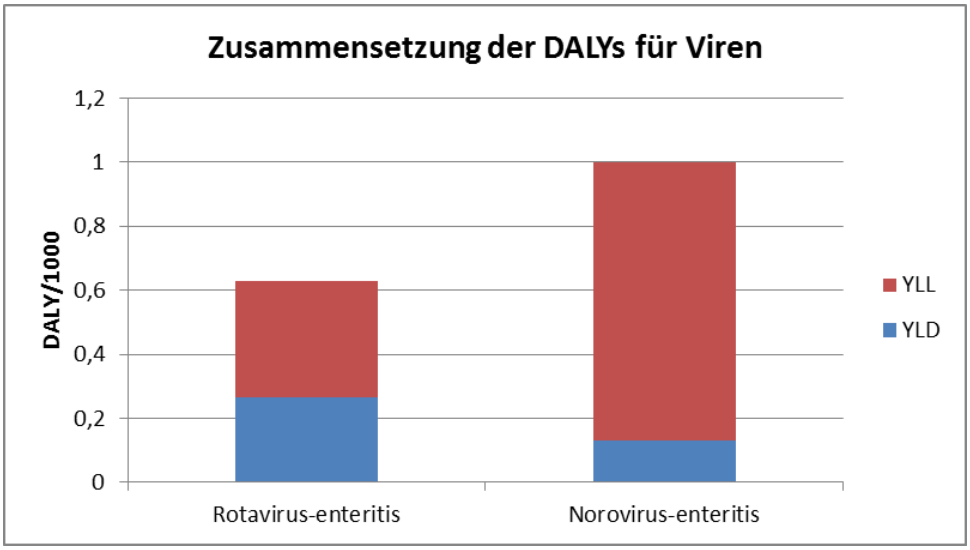


Abbildung 38: Zusammensetzung der DALYs für Viren

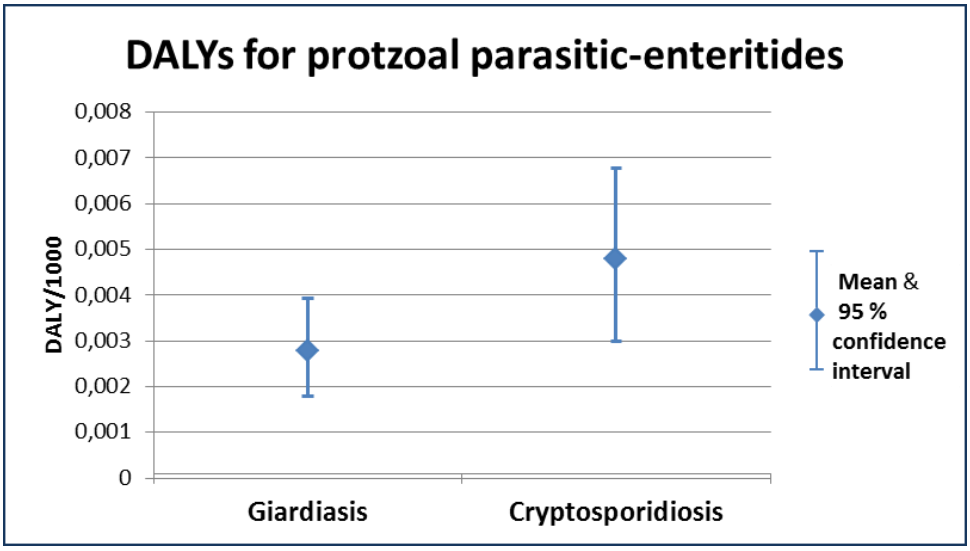


Abbildung 39: DALY Werte protozoische Parasiten

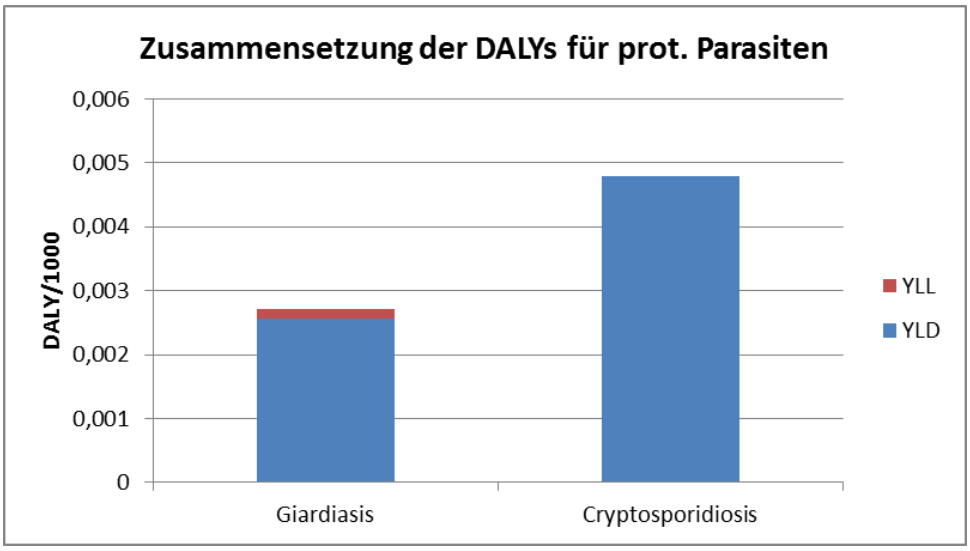


Abbildung 40: Zusammensetzung der DALYs für protozoische Parasiten

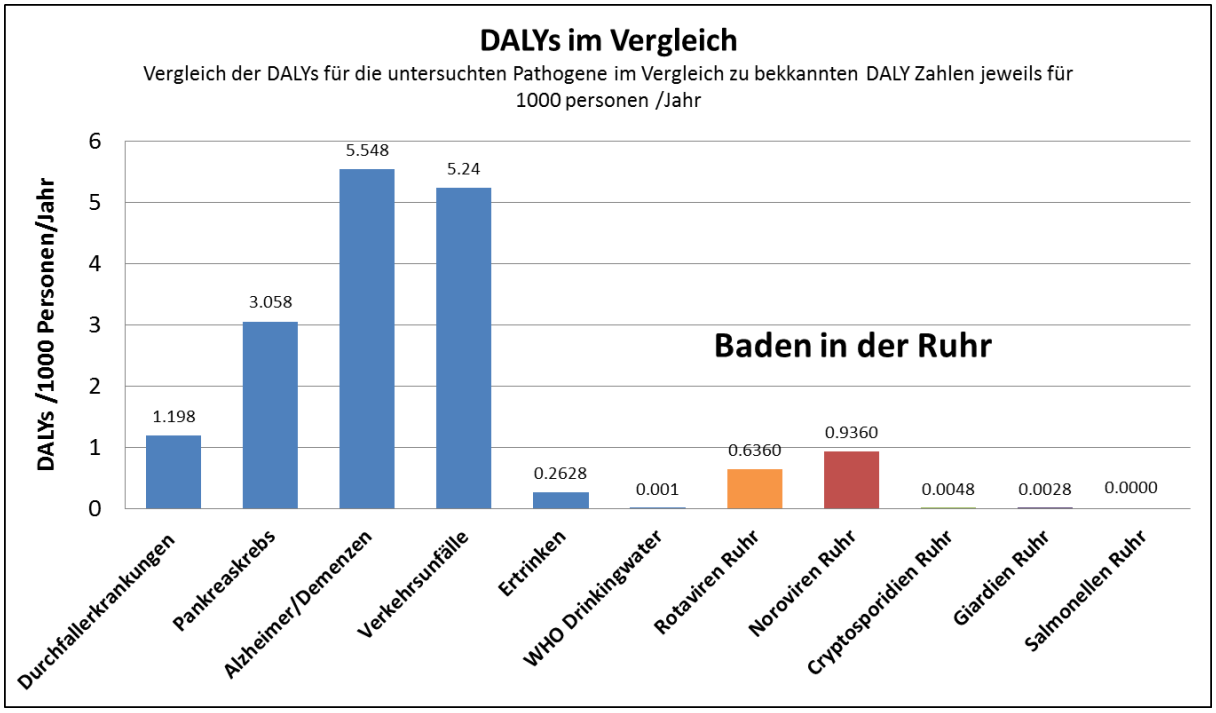


Abbildung 41: Vergleich der DALYs für die untersuchten Pathogene zu bekannten DALY Werten

II.3.2 Risikobewertung Spurenstoffe

Basierend auf der Auswertung des Reine Ruhr Projektes wurde folgende Liste humantoxikologisch relevanter, chemischer Parameter zusammengestellt:

- Komplexbildner: EDTA, NTA, DTPA, PDTA
- Röntgenkontrastmittel: Amidotrizoesäure (Iomeprol) und (Iopamidol)
- Arzneistoffe: Diclofenac, Ibuprofen, Carbamazepin, Metoprolol, Sotalol, Sulfamethoxazol
- Antibiotika: Clarithromycin, Erythromycin
- Antidepressiva: Venlafaxin, Citalopram
- Didesmethylvenlafaxin, Desmethylcitalopram
- Flammschutzmittel: Stoff Tris-(2-chlorethyl-)phosphat, Phosphorsäuretris(2-chlorisopropyl)ester
- Sonstige Chemikalien: Chlorkohlenwasserstoffe CKW (z.B. 1,1,1 -Trichlorethan, Tetrachlorethen), Benzinzusatzstoffe (MTBE, ETBE)
- wasserlösliche anthropogen eingetragene Stoffe und Industriechemikalien: 1,1,1,2-Tetrachlorethan, 2,4,7,9-Tetramethyl-5-decin-4,7-diol (TMDD; Trivialname: „Surfynol 104"): Triphenylphosphinoxid, Diglyme, Triglyme, Tetraglyme, Coffein
- PFT
- UV-Filtersubstanzen
- Parabene
- Bisphenol
- Phthalate

Ziel der weiteren Bearbeitung war eine humantoxikologische Bewertung der Stoffe oder Stoffklassen nach den gängigen, vom Umweltbundesamt oder im Reine Ruhr beschriebenen Verfahren, vorzunehmen. Dazu wurden die Daten der Stoffkonzentrationen in der Ruhr der letzten 10 Jahre vom Ruhrverband und vom IWW zur Verfügung gestellt. Um in Anlehnung an das Reine Ruhr Projekt die Bewertung der Spurenstoffe vornehmen zu können, wurden die in dem Projekt beschriebenen Verfahren grafisch zusammengefasst (Abbildung 42).

Allerdings wurde bereits kurz nach Beginn des sichere Ruhr Projektes eine Liste mit trinkwasserspezifischen Bewertungskriterien vom Reine Ruhr Projekt veröffentlicht (http://bit.ly/1iBw8HO). Des Weiteren wurde 2014 ein ausführlicher Bericht, ebenfalls zum Reine Ruhr Projekt, veröffentlicht. Dort wurden die chemischen Wasserbelastungen einer ökotoxikologischen Bewertung und parallel einer humantoxikologischen Bewertung unterzogen. Die Belastungen wurden mit Hilfe von Leitwerten, gesundheitlichen Orientierungswerten

und Prüfwerten bewertet. Der komplette Bericht ist unter folgendem Link im Internet abrufbar: http://bit.ly/1ERBA3r.

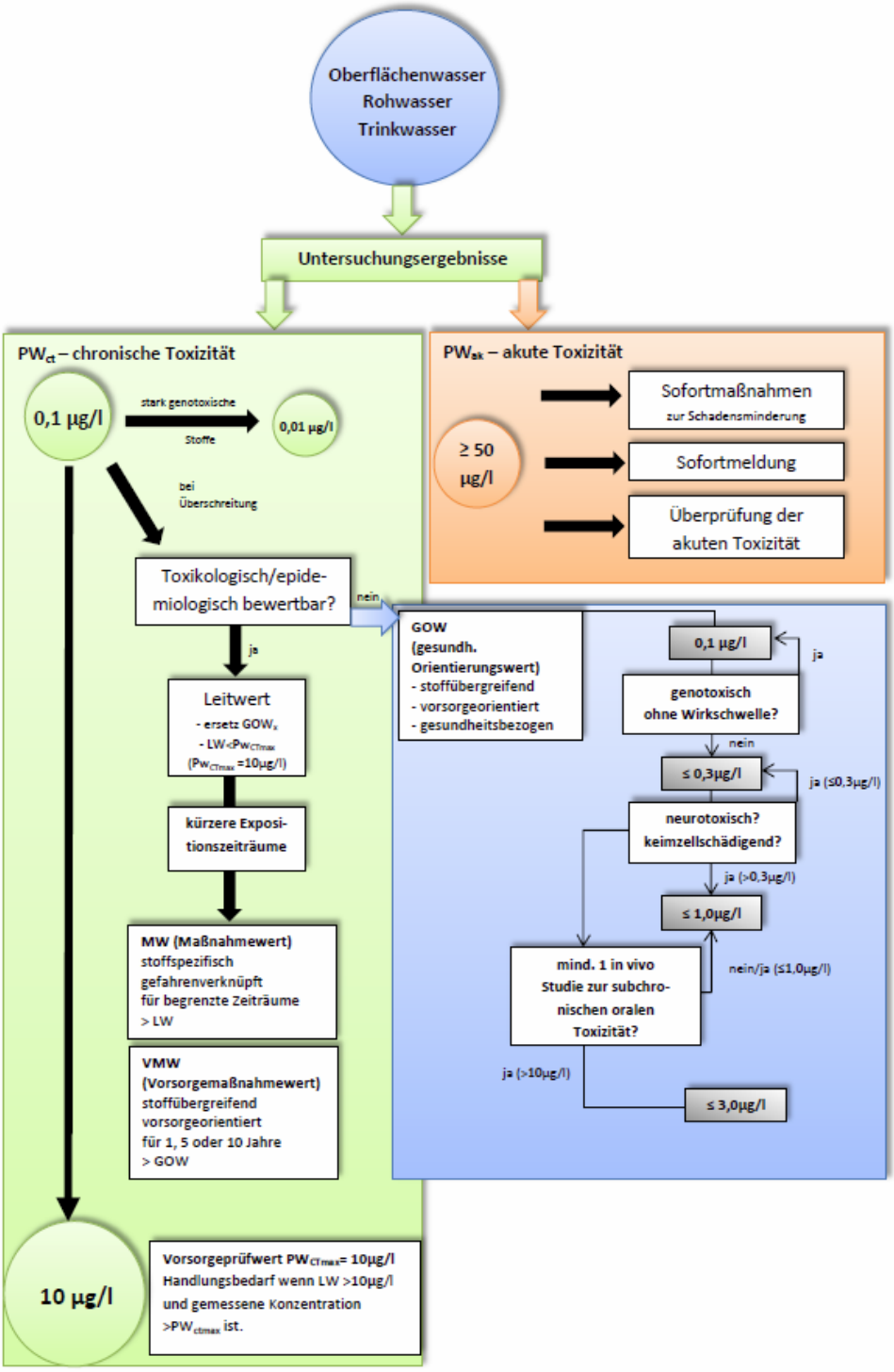


Abbildung 42: Schema zur Bewertung von Stoffkonzentrationen für die Trinkwassergewinnung aus der Ruhr, abgeleitet aus dem Programm Reine Ruhr.

II.3.3 Identifizierung relevanter Eintragspfade und Bewertung des Einflusses der Eintragspfade auf die Gewässerqualität der unteren Ruhr

Im betrachteten Gebiet werden durchschnittlich ca. 5,5 Mio. m³/a (Mittelwert 2010 – 2013) gereinigtes Abwasser aus Kläranlagen in die Ruhr eingeleitet. Für die Frachtbilanzierung wurde, abweichend vom Projektgebiet, die Ruhr von Hattingen bis Mülheim-Styrum aufgrund der hydrologischen Einzugsgebiete der Kläranlagen als Bilanzraum gewählt. In diesem Gebiet wurden die Einträge aus Kläranlagen, Mischwassereinleitungen und aus Oberflächenabschwemmungen betrachtet. Aufgrund des in diesem Projektgebiet vergleichsweise geringen Eintrags, werden Emissionen aus Regenwassereinleitungen im Trennsystem sowie Einträge aus Kleinkläranlagen und Schiffen im Folgenden nicht berücksichtigt.

Unterteilung in Trockenwetter- und Regenwettertage

Für die Bilanzierung der Eintragspfade hygienisch relevanter Frachten wurde zunächst eine Unterscheidung zwischen Trockenwetter und Regenwetter vorgenommen.

Definition Regenwetter (RW): Die Niederschlagshöhe ist ≥ 1 mm am eigentlichen Kalendertag und/oder ≥ 1 mm an einem der beiden vorhergegangenen Kalendertage.

Definition Trockenwetter (TW): Die Niederschlagshöhe ist < 1 mm am eigentlichen Kalendertag und < 1 mm an beiden vorhergehenden Kalendertagen.

Durch diese Einteilung wurden sechs der innerhalb des Projekts durchgeführten Probennahmen der Kategorie Trockenwetter (TW) sowie siebzehn Proben der Kategorie Regenwetter (RW) zugeordnet.

Die in diesem Abschnitt erfolgten Eintragspfadauswertungen und das in Abschnitt II.7.4 entwickelte Kostenszenario beziehen sich auf den Indikatorparameter *E. coli* („Basisszenario“).

Die Auswertung der gemessenen *E. coli*-Konzentrationen aus der Bestandsaufnahme in AP 1 ist Abbildung 43 zu entnehmen. Bei TW lagen die *E. coli*-Konzentrationen im Median zwischen etwa 30 und 110 MPN/100 ml (Maximum 980 MPN/100 ml). Dabei wurde auf Basis der 90-Perzentil-Bererechnung gemäß EU-Badegewässerrichtlinie für keine Messstelle 900 MPN/100 ml überschritten (Berechnung erfolgte mit 6 bzw. 13 Werten). Bei RW konnten deutlich höhere und breit gestreutere Konzentrationen im Median zwischen 210 bis 560 MPN/100 ml (Maximum 35.000 MPN/100 ml) beobachtet werden. Dabei wurde der Grenzwert von 900 MPN/100 ml auf Basis der 90-Perzentilberechnung stets überschritten. Dies deutet darauf hin, dass ein bedeutender Anteil der in die Ruhr eingetragenen mikrobiel-

len Belastung aus Mischwasserentlastungen und diffusen Quellen resultiert (vgl. auch entsprechende Ergebnisse von Auerbach et al. (2009) und Gasse (2009) für andere Oberflächengewässer).

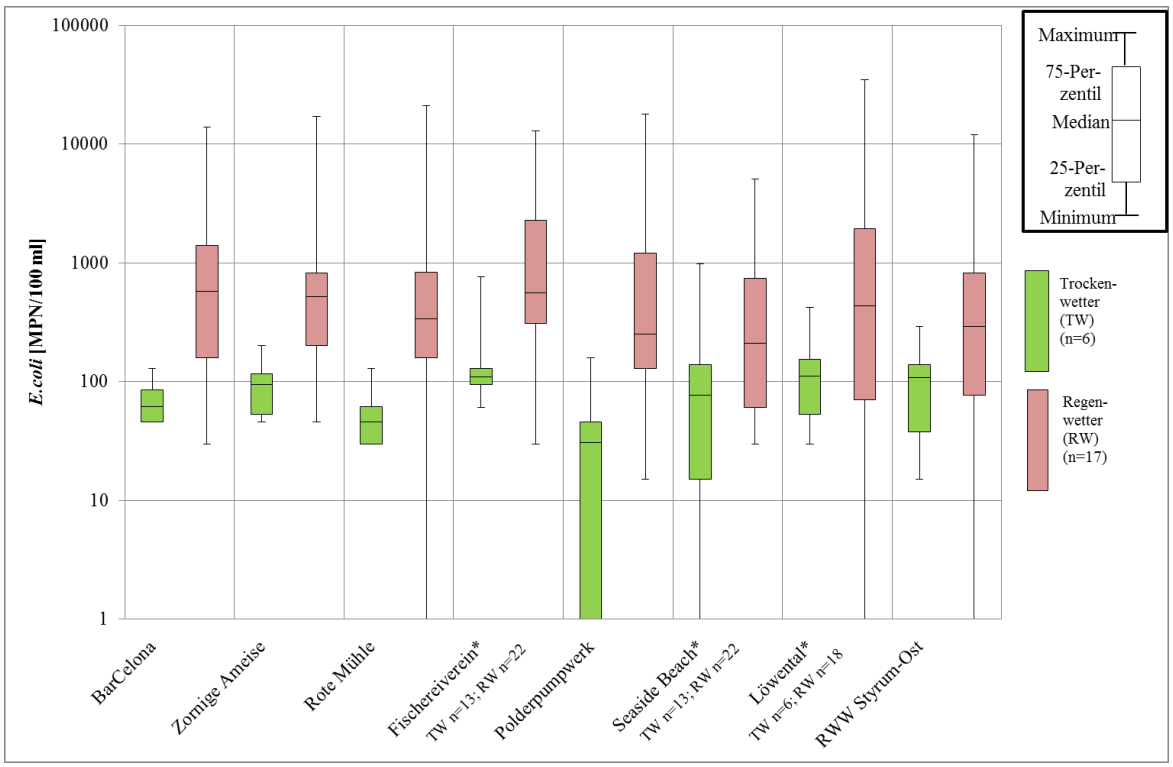


Abbildung 43: *E. coli*-Konzentrationen in der Ruhr in Abhängigkeit von Niederschlagsereignissen

Einträge durch Seitenarme

Im Bilanzraum liefern der Hesperbach und der Deilbach die mengenmäßig größten Einleitungen von allen Seitenarmen. Ein Durchschnittswert für den Durchfluss und in TW bzw. RW unterteilte Messwerte für die hygienische Belastung wurde dem Ruhr-Hygienebericht des Ruhrverbands aus dem Jahr 2007 entnommen, da für diese Seitenarme innerhalb des Projekts Sichere Ruhr keine Messungen vorgenommen wurden. Die im Mittel resultierenden Konzentrationen für den Deilbach und den Hesperbach sind in Tabelle 17 angegeben.

Einträge durch Kläranlagen

Die gemessenen Einleitungen der Kläranlagen Kettwig, Essen-Süd, Burgaltendorf und Kupferdreh für die Jahre 2010 bis 2012 (Daten des Ruhrverbandes) wurden in TW und RW aufgeteilt und die Abflussvolumenströme bei TW aufsummiert. Die Differenz zum gesamten

Abflussvolumen ergibt die eingetragene Menge aus Kläranlagen bei RW. Die Fracht aus der Kläranlage Velbert-Hespertal ist nicht gesondert berechnet, da diese bereits durch die Messungen im Hesperbach in der Bilanz berücksichtigt wird.

Einträge durch Mischwasserentlastungen

Um die Summe der Frachten aus Mischwasserentlastungen zu ermitteln, wurde zunächst mittels Differenzbildung des Zulaufs an RW und TW bestimmt, wieviel Niederschlagswasser in den Kläranlagen mitbehandelt wird. Zur Ermittlung des entlasteten Mischwasservolumenstroms wurde zusätzlich der abflusswirksame Niederschlag quantifiziert. Aus der Differenz des abflusswirksamen Niederschlags und des auf den Kläranlagen behandelten Niederschlagswassers ergibt sich der Volumenstrom des entlasteten Mischwassers. Die angesetzte Konzentration zur Berechnung der Fracht ist in Tabelle 17 angegeben.

Einträge durch diffuse Oberflächenabflüsse

Es wurde angenommen, dass der Oberflächenabfluss kanalisierter Flächen abgeleitet wird und keinen Beitrag zum diffusen Abfluss leistet. Für eine Bilanzierung der Einträge aus unversiegelten Flächen wurde nur der Oberflächenabfluss herangezogen. Wie Kistemann et al. (2007) zeigten, muss grundsätzlich auch mit Einträgen von Krankheitserregern aus dem Interflow und dem Basisabfluss gerechnet werden. Außerdem unterschieden sich die Einträge pro Hektar über den Zeitraum eines Jahres gesehen . Da für das hier betrachtete Projekteinzugsgebiet keine geeigneten Modelle vorlagen, wurden diese Einflüsse vernachlässigt. Der von der nicht kanalisierten Fläche der Ruhr zufließende Abfluss ergibt sich mithilfe des Niederschlagsabflusses von den nicht kanalisierten Flächen.

Mithilfe der im Rahmen des Projekts zur Verfügung stehenden Daten und der Landnutzungsangaben lassen sich diffuse Verschmutzungen von Oberflächenabflüssen in erster Näherung quantifizieren. Als potenziell größte Frachteintragsflächen konnten auf Basis der Daten der Landwirtschaftskammer NRW und des Geobasisdatendienstes des Landes Acker, Wald und Dauergrünland identifiziert werden.

Eine weitere Quelle für diffuse Verschmutzungen können dichte Populationen von Wildtieren, (z.B. durch ein Vogelschutzgebiet) sein, die zu einer hohen Menge an Tierkot führen. Wasservögel können insbesondere dann zu einer Erhöhung der Verschmutzung von Fließgewässern führen, wenn die Anzahl der Wasservögel im Verhältnis zum Wasservolumen hoch ist (Zaglauer, 2003). Da diese jedoch innerhalb des Projekts nicht quantifizierbar waren und auch kein Einfluss des bestehenden Vogelschutzgebiets festgestellt werden konnte, wurden diese hier nicht berücksichtigt.

Zusammenfassung aller Einträge

Eine tabellarische Zusammenstellung der Konzentrationen und Volumenströme aller betrachteten Eintragspfade ist in Tabelle 17 aufgeführt.

Abbildung 44 und Abbildung 45 zeigen im Ergebnis dieser Bilanzierung die Verteilung der Frachteinträge in den einzelnen Monaten der Badesaison (Mai bis September) bei TW und RW für den Parameter *E. coli*. Hierbei zeigt sich, dass bei Trockenwetterverhältnissen die Kläranlagenabläufe den höchsten Anteil der hygienisch relevanten Einträge in die Ruhr ausmachen. Im Regenwetterfall ist der Eintrag durch die Mischwasserentlastungen maßgebend.

Auf Basis der gewählten Definition für Regenwetter und Trockenwetter wurden die Niederschlagsdaten im Bilanzraum der Jahre 2000 bis 2012 ausgewertet. Es ergeben sich 104 Regenwettertage innerhalb der Badesaison von insgesamt 153 Tagen (Mai bis September).

Auch wenn von einem vorwiegenden Badebetrieb an Trockenwettertagen ausgegangen wird, ist der Eintrag hygienisch relevanter Frachten bei Regenwetter von Bedeutung, da die resultierenden Gewässerbelastung bis zu zwei Tage andauern kann, bevor die Grenzwerte der Badegewässerverordnung wieder unterschritten werden, wie in Abbildung 43 gezeigt.

Tabelle 17: Konzentrationen von *E. coli* aus den verschiedenen Eintragsquellen

	***Escherichia coli* [MPN/100ml] Einleitkonzentrationen**		**Volumenströme Mai - September [m^3/Badesaison]**	
	TW	RW	TW	RW
PN-Stelle BarCelona[1)]	73 (n=6)	1.537 (n=17)	$2{,}6 \cdot 10^8$	$2{,}2 \cdot 10^8$
PN-Stelle Styrum[1)]	121 (n=6)	1.228 (n=17)	$2{,}7 \cdot 10^8$	$2{,}2 \cdot 10^8$
Kläranlagen[2)]	42.000	42.000	$2{,}9 \cdot 10^6$	$1{,}1 \cdot 10^7$
Mischwasserentlastungen[3)]	-	930.000	-	$2{,}5 \cdot 10^6$
Deilbach[4)]	520 (n=1)	8.386 (n=6)	$6{,}4 \cdot 10^6$	$7{,}0 \cdot 10^7$
Hesperbach[4)]	1.700 (n=1)	41.095 (n=6)		
Diffuse Quellen[5)]			$1{,}7 \cdot 10^6$	$2{,}2 \cdot 10^7$
Wald	220	220		
Ackerflächen	43.000	43.000		
Dauerkultur	930	930		
Verluste durch Sedimentation/ Abbau/Bilanz Unsicherheiten	-636.364	-83.000	$2{,}2 \cdot 10^5$	$4{,}1 \cdot 10^7$

1) Mittelwerte der Probenahmestellen; Zufluss am Pegel Hattingen (BarCelona) bzw. Abfluss am Pegel Mülheim-Styrum
2) Daten vom Ruhrverband aus den Jahren 2006 und 2007 (n=24) sowie eigene Messungen am Ablauf der Kläranlage Essen-Süd (n=7)
3) Median aus Literaturdaten (Kistemann et al., 2004; Waldhoff, 2008; Merkel und Schaule, 2010; Mertens et al., 2012; Orb, 2013; Pinnekamp et al., 2013) sowie Messungen aus Sichere Ruhr
4) Daten bereitgestellt vom Ruhrverband aus dem Jahr 2007
5) Konzentrationen für verschiedene Landnutzungen aus Schreiber et al. (2015)

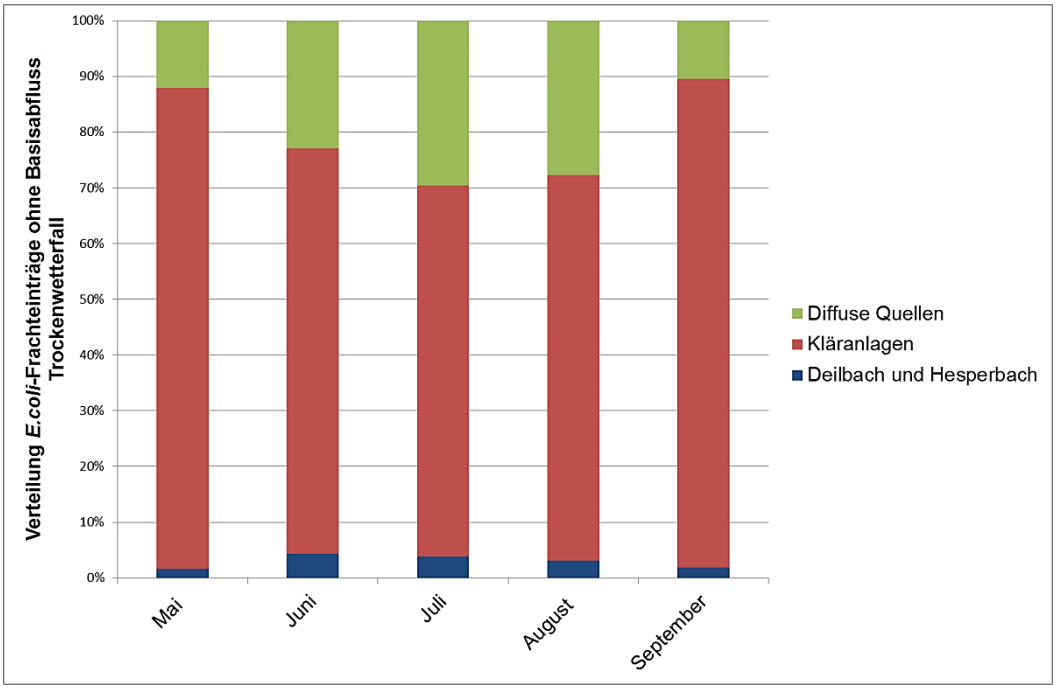


Abbildung 44: Prozentuale Verteilung der *E. coli*-Frachteinträge ohne Basisabfluss der Ruhr bei Trockenwetter (Basisszenario)

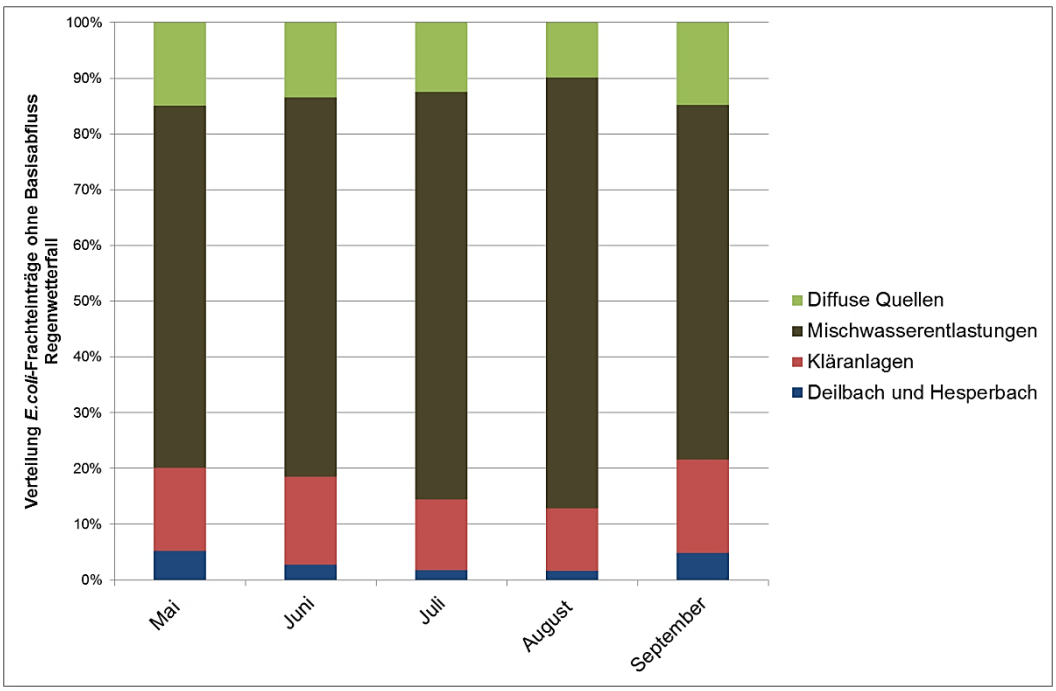


Abbildung 45: Prozentuale Verteilung der *E. coli*-Frachteinträge ohne Basisabfluss der Ruhr bei Regenwetter (Basisszenario)

Die der Verteilung zugrunde liegenden Annahmen bieten gewisse Fehlerquellen, wie z.B. der stark saisonal und jährlich schwankende Niederschlagsabfluss. Die angesetzte mikrobiologische Konzentration für die Einzelereignisse kann daher von dem tatsächlichen Eintrag abweichen.

Das hier gerechnete Basisszenario stellt eine mögliche Verteilung dar. Um abzuschätzen, welche Änderungen des Szenarios den stärksten Einfluss auf die Verteilungen bei Regenwetter und Trockenwetter haben, wurden für jeden Eintragspfad einzeln die Wassermengen um jeweils ±50% sowie die *E. coli*-Konzentration in einzelnen Szenario-Betrachtungen um jeweils eine Größenordnung variiert. Für den Fall, dass sich die Konzentrationen des Kläranlagenablaufs um eine Log-Stufe verringern und die Belastungen durch die diffusen Quellen in der angenommenen Höhe eingetragen werden, wäre der Haupteintragspfad bei Trockenwetter durch die diffusen Quellen zu erwarten. Bei Regenwetter wären die Einträge aus Kläranlagen dann dominierend, wenn die Konzentrationen der Mischwasserentlastungen eine Log-Stufe geringer ausfallen als im Basisszenario angenommen. Für alle anderen Fälle bleiben als dominierender Eintragspfad die Kläranlagen bei TW und die Mischwasserentlastungen bei RW.

II.3.4 Entwicklung eines Maßnahmenkatalogs zur Sicherung einer unbedenklichen Badegewässernutzung

Die Darstellung dieser Arbeiten wurde in den Abschnitt II.7.4 integriert.

II.3.5 Definition von Eingreiffeldern zur Sicherung der Trinkwassergewinnung

Die Ergebnisse der Trinkwasseruntersuchungen in TA 1-8 haben gezeigt, dass bereits nach der Sandfiltration die Belastung des Wassers mit Mikroorganismen deutlich reduziert wurde, und dass nach der 3. Aufbereitungsstufe keine Viren, Bakterien oder Parasiten nachweisbar waren. Eine weitere Verbesserung z. B. gemäß Water Safety Plan-Konzept kann nicht realisiert werden. Daher bestand kein Bedarf, konkrete Eingreiffelder zu definieren.

Die Untersuchung der Eliminierung hygienisch relevanter Mikroorganismen aus dem Oberflächenwasser der Ruhr während der Trinkwasseraufbereitung nach dem sogenannten Mülheimer Verfahren erfolgte an einem Ruhrwasserwerk mit mehreren hintereinander geschalteten Reinigungsstufen (Langsamsandfiltration, Ozonung, Mehrschichtfiltration, Aktivekohlead-

sorption) und einer UV-Desinfektion. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass bereits nach der ersten Stufe der Langsamsandfiltration die Belastung des Wassers mit Mikroorganismen deutlich reduziert wurde, meist bis unter die Nachweisgrenze, und dass nach der dritten Aufbereitungsstufe in der Regel die hygienisch relevanten Bakterien oder protozoische Parasiten nicht mehr nachweisbar waren. Mit PCR-basierten Methoden, die nicht zwischen infektiösen und nicht-infektiösen Viren unterscheiden lassen, wurden enterale Viren nach allen Aufbereitungsstufen nachgewiesen, allerdings wurden mittels zellkulturbasierter PCR infektiöse Adeno- und Enteroviren in keiner der Proben nachgewiesen. Eine Limitierung der Studie zur Untersuchung der Eliminierungsraten während des gesamten Aufbereitungsprozesses bestand darin, dass einerseits die meisten Zielorganismen bereits im Rohwasser in relativ geringen Konzentrationen vorlagen und andererseits im Wasserwerk aus technischen und organisatorischen Gründen erhöhte Wasservolumina nicht beprobt werden konnten. Dennoch unterstützen die Befunde des vorliegenden Projekts die Ergebnisse einer Risikobewertung, die im Rahmen des Forschungsprojekts *dynaklim* zur Untersuchung der Auswirkungen unterschiedlicher Klimaszenarien auf Basis von historischen Ruhrwasserdaten zu Zeiten außergewöhnlicher Situationen (z. B. Trockenperioden, Hochwasser) an diesem Wasserwerk durchgeführt wurden (Donner et al., 2012). Es wurde dabei festgestellt, dass die Trinkwasserqualität weder beeinträchtigt wurde noch eine entsprechende Gefährdung bestand. Das Mülheimer Verfahren erwies sich als so robust, dass nachteilige Veränderungen der Rohwasserqualität durch die mehrstufige Aufbereitung ausgeglichen wurden (Donner et al., 2012).

II.3.6 Risikobewertung Legionellen (Aufstockung)

Da Legionellen nur über eine inhalative Aufnahme eine Legionellose verursachen können, ist eine Anwendung der oben beschriebenen Methoden zur Risikobewertung nur bedingt möglich. Ein Modell zur Dosis-Wirkungsbeziehung, wie es für eine QMRA erforderlich ist, kann aus der Literatur (Fitzgeorge et al. 1983; Breiman 1987; Armstrong und Haas 2007; Man et al. 2014) zwar abgeleitet werden, dennoch fehlen verlässliche Daten zur Exposition gegenüber legionellenhaltigem Wasser oder Aerosolen beim Baden in Oberflächengewässern (Sales-Ortells und Medema 2014). Expositionsabschätzungen, die in Studien zu Whirlpools oder watersplash parks vorgenommen wurden (Man et al. 2014; Bouwknegt et al. 2013), lassen ebenfalls keinen Vergleich mit dem Baden in Oberflächen Gewässern zu, da die Aerosolbildung durch das Baden sehr gering ist. Folglich ist die Berechnung einer potentiell aufgenommenen Dosis nach jetzigem Kenntnisstand nicht möglich. Fachgespräche mit Experten des IHPH (Prof. Dr. Marin Exner, Dr. Stefan Pleischl) lassen ebenfalls ein sehr gerin-

ges Risiko von Legionellosen durch Oberflächengewässer ableiten. Die im Rahmen des Aufstockungsantrages zu Sichere Ruhr zusätzlich durchgeführten Beprobungen auf Legionellen im Untersuchungsgebiet an der Ruhr gaben keine kulturellen Nachweise von Legionellen. Auf Grundlage der zusammengetragenen Informationen aus Literatur, Expertengesprächen und Ruhrbeprobung kann davon ausgegangen werden, dass das Risiko, durch das Baden in der Ruhr an einer Legionellose zu erkranken, vernachlässigt werden kann.

II.4 Risikowahrnehmung – Arbeitspaket 3a

II.4.1 Aufgabenstellung des Teilprojektes

In dem von ITAS bearbeitetet Teilvorhaben sollte die Sozialdimension des RiSKWa Verbundprojekts „Sichere Ruhr Badegewässer und Trinkwasser für das Ruhrgebiet“ in den Mittelpunkt gestellt und somit ein Beitrag für der Abstimmung der natur-und ingenieurwissenschaftlichen Aspekte mit den sozialwissenschaftlichen Fragen geleistet werden.

Ziel war es, den Kommunikationsaktivitäten des Sichere Ruhr-Vorhabens eine empirische Grundlage zu geben, so dass evidenzbasierte Strategien für die Kommunikation mit der Öffentlichkeit entwickelt werden können. Denn in dem gegenwärtigen gesellschaftlichen Umfeld, das durch Misstrauen gegenüber Wissenschaft und Technik sowie durch Proteste gegenüber Infrastruktur-Vorhaben gekennzeichnet ist, wird die Kenntnis der Haltungen und Einstellungen der Bevölkerung sowie ein entsprechend sensibler Umgang damit ein entscheidender Faktor für den Erfolg von Infrastruktur-Projekte.

In dem Vorhaben ging es neben dem Nutzungsverhalten in Bezug auf Trinkwasser sowie Flussbaden, um die Risikowahrnehmung sowie die subjektive Sicht auf Grundprinzipien der wissenschaftlichen Risikobewertung. Darüber hinaus wurden Überzeugungen zu Grenzwerten und Vertrauenseinschätzungen in die Qualitätskontrolle von Trinkwasser und Badegewässern erfasst. Zusätzlich wurde auch das Informationsverhalten untersucht.

II.4.2 Voraussetzungen

Die Arbeitsergebnisse von ITAS dienten vor allem der Orientierung und Unterstützung der Risikokommunikation im Projekt Sichere Ruhr. Das Arbeitspaket sollte zu einer sozial robusten Umsetzung der übergeordneten Projektziele beitragen. Darüber hinaus wurde angestrebt, Impulse und Hilfestellungen zu geben, die aufzeigen, wie Befunde zur gesellschaftlichen Risikowahrnehmung in das Risikomanagement integriert werden können. Damit wurden Überlegungen der Risikokommission (Risikokommission 2006) weitergeführt und konkretisiert sowie für künftige Vorhaben nutzbar gemacht.

II.4.3 Planung und Ablauf

Die Arbeiten von ITAS wurden im Zeitraum vom 1.1.2012 bis zu 31.3.2015 erbracht. Folgende Arbeitsschritte waren vorgesehen und wurden in dieser Reihenfolge auch erbracht:

Tabelle 18: Darstellung des Teilvorhabens AP3a

Arbeitspakete	Leistung
Risikowahrnehmung	
TA3a-1	Konstruktion und Vorab-Tests eines psychometrischen Fragenbogens zur Erfassung der Risikowahrnehmung von Bade- und Trinkwasser, von Grenzwerten, Nutzungsverhalten und Informationsverhalten
TA3a-2	Durchführung der Untersuchung anhand einer repräsentativen Stichprobe im Ruhrgebiet und deutschlandweit
TA3a-3	Auswertung und Umsetzung der Studienbefunde für die Risikokommunikation
Realisierungskonzept Ruhr	
TA5-4	Zuarbeit zum Umsetzungsszenario „Baden im Baldeneysee“

Zusätzlich wurde ein RISKWA-übergreifender Workshop zur Krisen- und Risikokommunikation Ende Januar 2014 organisiert und durchgeführt. Schwerpunkte waren: (1) Risikokommunikation in Forschung und der wasserwirtschaftlichen Praxis, (3) Interne behördliche Kommunikation im Krisenfall (4) Kommunikation mit den Medien (5) Kommunikation mit der Öffentlichkeit und ihre Beteiligung im Krisenfall, (6) Vorbereitung auf den Krisenfall: Präventive Risikokommunikation.

II.4.4 Methodik der Studie

In der Studie wurde neben dem Nutzungsverhalten der Bevölkerung, die Risikowahrnehmung sowie die subjektive Sicht auf Grundprinzipien der wissenschaftlichen Risikobewertung, Überzeugungen zu Grenzwerten und Vertrauenseinschätzungen in die Qualitätskontrolle von Trinkwasser und Badegewässern erfasst. Zusätzlich wurde auch das Informationsverhalten untersucht. Damit wurde eine umfangreiche Datenbasis erfasst, die differenzierte und praxisrelevante Aussagen ermöglicht.

Die Teilstudie wurde als repräsentativer Survey (1) im Ruhrgebiet sowie (2) deutschlandweit durchgeführt. Laborexperimente oder qualitative Studien wären nicht zielführend gewesen, da sie keine Möglichkeit bieten, die Verteilung von Einstellungen, Überzeugungen und Risikowahrnehmungen in der Bevölkerung zu erkunden. Das lässt sich nur durch eine Umfrage ermitteln, die auf einer Zufallsauswahl aus der jeweils betrachteten Population beruht.

Im Herbst 2012 wurden – basierend auf dem ADM-Design4 – Telefoninterviews in Deutschland durchgeführt. Die Interviewpartner wurden über das Festnetz kontaktiert. Die Untersuchung richtete sich an die deutschsprachige, in Privathaushalten lebende Wohnbevölkerung ab 16 Jahre. Die folgende Tabelle 19 gibt einen Überblick über das Untersuchungsdesign.

Tabelle 19: Untersuchungsdesign

Erhebungsmethode:	Telefonische Befragung (CATI)
Erhebungszeitraum:	September bis November 2012
Zu realisierende Fälle:	n=1.500 Interviews
Durchschnittliche Interviewlänge:	20 Minuten
Zielpersonen:	In Privathaushalten lebende Wohnbevölkerung im Alter ab 16 Jahren
Auswahlverfahren:	Telefonstichprobe nach dem ADM-Design
Vorstudie & Feldkontrolle:	Pretest vor Feldbeginn, kontinuierliche Ausschöpfungskontrolle, persönliche Interviewschulung und geeignete Supervision
Datenaufbereitung:	Repräsentativitätsprüfung, Gewichtung und Datenaufbereitung

Für die Auswertung wurden die gewichteten Daten genutzt, welche zum einen dem Ausgleich der unterschiedlichen Auswahlwahrscheinlichkeiten von Personen aufgrund differierender Haushaltsgrößen (Transformation) dienen und zum anderen der Verbesserung der Anpassung der Stichprobendaten an die Populationscharakteristika. Die deutschlandweite Umfrage hatte eine Kooperationsrate von 19 Prozent. Damit liefert die vorliegende Studie brauchbare Daten, gemessen an den üblicherweise bei Telefonumfragen erreichten Quoten.

II.4.5 Entscheidende Ergebnisse der Studie

Die Studie zeigt interessante und für die wasserwirtschaftliche Kommunikation wesentliche Zusammenhänge auf, die einen evidenzbasierten Risikodialog mit Verbraucherinnen und Verbrauchern ermöglichen.

[4] ADM-Arbeitskreis Deutscher Meinungsforschungsinstitute e.V.

So zeigt sich deutschlandweit, dass knapp die Hälfte der Befragten (42%) regelmäßig Leitungswasser trinkt. Mehr als zwei Drittel der Befragungsteilnehmer und -innen geben gute bis sehr gute Qualitätseinschätzungen für ihr Leitungswasser ab.

Flussbadestellen in Deutschland werden aktuell nur von einer kleinen Minderheit (16%) regelmäßig genutzt. Etwas über 46 Prozent aller Befragten lehnen das Baden in Flüssen oder Flussstauseen prinzipiell ab. Etwa 60% der Nutzer bewerten ihre Badestellen positiv (mit „gut“ bis „sehr gut“). Allerdings sind rund ein Drittel der Flussbadenden eher reserviert in Bezug auf die Qualität ihrer Badestelle (Einschätzung „weder noch“).

Die Qualitätsbewertung von Trinkwasser und von Badegewässern ist wesentlich durch sensorische Merkmale beeinflusst. Für Trinkwasser sind das vor allem der Geschmack und der Geruch.

Die Befunde zur intuitiven Toxikologie lassen auch das toxikologische Grundwissen der Bevölkerung sowie diesbezügliche Wissensdefizite erkennen. Fast 70 Prozent der Befragten stimmen völlig oder überwiegend der Aussage zu, dass ein Erkrankungsrisiko durch Schadstoffe im Wasser von der Menge der Schadstoffe abhängt und nicht, ob der Stoff vorkommt oder nicht. Die Dosis-Wirkungs-Beziehung (Die Dosis macht das Gift!) wird damit von der Mehrheit der Befragten anerkannt. Ein Vorkommen von Schwermetallen, chemischen Rückständen aus Pflanzenschutz- Wasch- und Reinigungsmitteln sowie Viren, Bakterien und Parasiten sowohl im Trinkwasser als auch in Flüssen wird von mehr als einem Drittel der Befragten jeweils als lebensbedrohlich eingeschätzt.

Diese Befunde zeigen sehr deutlich, wie sensibel die Bevölkerung auf eine mögliche Verunreinigung in Form von Spurenstoffen im Wasser reagiert, obwohl die Dosis-Abhängigkeit des Risikos im Prinzip anerkannt wird. Über die Hälfte der Befragten stimmt der Aussage zu, dass Menschen wegen kleiner Mengen von Schadstoffen im Wasser unnötig stark verängstigt seien. Nur ein kleiner Teil der Befragten (4%) macht sich über Schadstoffe im Leitungswasser gar keine Gedanken. Zugleich wird nicht nur die Einhaltung der Grenzwerte gefordert. Ungefähr 44 Prozent sind der Auffassung, dass überhaupt keine Schadstoffe im Leitungswasser vorhanden sein dürfen. Für Badegewässer fordern das immerhin 25 Prozent der Befragten. Trotzdem ist das Vertrauen in die Kontrolle von Sicherheit und Qualität des Trinkwassers wie auch der Badegewässern sehr hoch. Über 80 Prozent vertrauen den Kontrollen seitens der Behörden völlig oder überwiegend. In Bezug auf Badegewässer sind es zirka 76 Prozent der Befragten.

Die aktive Informationsnachfrage in Sachen Trinkwasser ist beträchtlich. Etwa 60 Prozent der Befragten haben sich schon einmal über die Qualität ihres Leitungswassers informiert.

Dabei richten sich die Anfragen vor allem an Wasserversorgungsunternehmen. Die aktive Nachfrage nach Informationen zu Badegewässern ist dagegen weniger entwickelt. Nur 32 Prozent der Untersuchungsteilnehmer geben diesbezügliche Nachfragen an. Hierbei sind lokale Medien (Lokalzeitung und Lokalradio) die am häufigsten genannten Quellen.

II.4.6 Schlussfolgerungen für die Risikokommunikation

Gute Risikokommunikation erfordert eine Orientierung an fünf Kriterien (siehe Tabelle 20). Eine notwendige Voraussetzung für gute Risikokommunikation ist die Korrektheit der Risikoinformationen. Informationen müssen wissensbasiert und argumentativ abgesichert sein. Erforderlich ist aber auch die Verfügbarkeit dieser Informationen: Haben die Adressaten zu den Risikoinformationen Zugang? Die Verständlichkeit der Information ist eine weitere wichtige Voraussetzung. Dazu kommt die Glaubwürdigkeit der Risikoinformation, die für deren Verarbeitung von hoher Bedeutung ist. Keine Glaubwürdigkeit – keine kognitive Nutzung! Schließlich kommt es auf die Nützlichkeit der Information an. Was kann daraus für das eigene Tun und Lassen abgeleitet werden?

In Bezug auf Trinkwasser sind vor allem Spurenstoffe ein Problem, über die immer wieder in den Medien berichtet wird. Um die entsprechenden Gefahrenpotenziale angemessen vermitteln zu können und um unnötige Aufregungen zu vermeiden, wäre eine standardisierte und vereinfachte Vermittlung der wesentlichen Fakten bei der Information über Spurenstoffe ratsam, wie in Tabelle 21 dargestellt.

Es wäre weiterhin sinnvoll, Kommunikations-Hilfen zu entwickeln, die sich intensiv mit der Frage der Gefährlichkeit von verschiedenen Spurenstoffen im Trink- als auch in den Badegewässern auseinandersetzen. Dazu wurde im Vorhaben ein Vorschlag entwickelt, der allerdings noch der Evaluation bedarf.

Im Falle möglicher Risikolagen sollte immer auch verdeutlicht werden, was getan werden kann, um diese Risiken vorsorglich zu vermeiden oder zu minimieren. Die Herausforderung liegt dabei darin, dass manch gut gemeinter Ratschlag oder Hinweis darauf, paradoxe Effekte bewirken kann. Es sollte deshalb darauf Wert gelegt werden, Risikomanagement-Botschaften entweder vorab auf solche unerwünschten Effekte zu testen oder aber Inkonsistenzen, die Misstrauen schüren können, zu vermeiden.

Die hier dargestellten allgemeinen Grundsätze haben natürlich auch Geltung in Bezug auf Trinkwasser sowie für Badegewässer. Die vorliegende Befragung weist jedoch auf einige Fallstricke hin, die bei der Umsetzung guter Risikokommunikation zu beachten sind.

Tabelle 20: Kriterien guter Risikokommunikation

5 Kriterien guter Risikokommunikation
• Korrektheit • Verfügbarkeit • Verständlichkeit • Glaubwürdigkeit • Nützlichkeit

Korrektheit

Die Korrektheit von Risikoinformationen ist eine Frage der guten wissenschaftlichen Praxis und ist die wesentlichste Voraussetzung guter Risikokommunikation. Da Laien in der Regel nicht bewerten können, ob eine Risikoinformation korrekt ist oder nicht, liegt hier die Bringschuld bei der Wissenschaft.

Allerdings sind bei der Risikokommunikation zwei miteinander verknüpfte Probleme zu lösen. Zum einen ist es der Negativitäts-Bias (das ist die Tendenz, einer Risikoinformation eher Glauben zu schenken als einer Sicherheitsinformation) und zum anderen geht es um die Darstellung von Risiko-Information, die die Risikowahrnehmung beeinflusst.

So verstärken relative Risikoangaben - wie z.B. die Information über einen 30 Prozent Risikoanstieg - die Risikowahrnehmung zuweilen über das nötige Maß hinaus. Deshalb ist es ratsam, mit absoluten Risiko-Angaben zu arbeiten. Statt auf einen 30 Prozent Risikoanstieg hinzuweisen, wäre z.B. zu verdeutlichen, dass das Risiko von 1 auf 100.000 Personen jetzt auf 1,3 auf 100.000 Personen anstiegen ist. Es ist also immer wichtig zu verdeutlichen, auf was sich die relativen Risikoangaben beziehen.

Korrektheit impliziert eben auch, verständliche Darstellungs-Formate zu nutzen. Dazu siehe im Weiteren die nachstehenden Ausführungen in Tabelle 21.

Verfügbarkeit

Die Informationsnachfrage zu Trinkwasser ist hoch. Etwa 60 Prozent der Befragten haben sich schon einmal über die Qualität ihres Leitungswassers informiert. Dabei richten sich die Anfragen vor allem an Wasserversorgungsunternehmen. Die aktive Nachfrage nach Informationen zu Badegewässern ist dagegen nicht so hoch. Nur 32 Prozent der Untersuchungsteilnehmer geben diesbezügliche Aktivitäten an.

Dieses Interesse an Information ist zu berücksichtigen. Behörden sollten mit der Bereitstellung von Informationen zur Wasserqualität oder zur Badetauglichkeit von lokalen Flussbadestellen die lokalen Medien unterstützen und darüber hinaus auch als Ansprechpartner der Öffentlichkeit zur Verfügung stehen. Nur so können Behörden in der öffentlichen Wahrnehmung als zuverlässige seriöse und fachlich kompetente Quelle für Risiko-und Sicherheits-Information bestehen.

Für eine effektivere Informationspolitik von Seiten der verantwortlichen Behörden wäre eine Informationsplattform, die aktuelle Informationen über die Qualität von Trinkwasser und Badegewässern von den verschiedenen Behörden bündelt und bereithält, hilfreich. Die vorliegenden Daten weisen darauf hin, dass die Wasserwerke in Bezug auf Trinkwasser Informationen in einem hohen Maße verfügbar gemacht haben. Gleiches gilt jedoch für Badegewässer nicht. Hier ist die Öffentlichkeit im Wesentlichen auf die Medien angewiesen. Offenbar muss noch geklärt werden, wer hier in der Informationspflicht ist.

Verständlichkeit

Experten aus Wissenschaft und Wasserwirtschaft sollten gemeinsam überlegen, ob es nicht Möglichkeiten gibt, laienverständliche Kriterien zur Bewertung der Wasserqualität von Flussbadestellen unter Einbindung sensorischer Merkmale zu entwickeln. Für eine effektive Kommunikation von Risikolagen ist es auch wichtig, Badespaß und Sicherheit in Einklang zu bringen. Von besonderer Bedeutung ist es dabei, auf die Volatilität von möglichen Risikolagen hinzuweisen, was heute sicher ist, kann morgen schon riskant sein und vice versa.

Wie bereits oben genannt, sind in Bezug auf Trinkwasser vor allem Spurenstoffe ein Problem, über das immer wieder in den Medien berichtet wird. Denn die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass faste die Hälfte der Befragten die Position vertritt, dass es überhaupt keine Schadstoffe im Leitungswasser geben sollte. Und etwa ein Viertel der Befragten glauben, dass auch kleinste Mengen von Schadstoffen ein berechtigter Anlass für Sorgen und Ängsten sind. Um die entsprechenden Gefahrenpotenziale angemessen vermitteln zu können und um gegebenenfalls unnötige Aufregungen zu vermeiden, wäre eine standardisierte und vereinfachte Vermittlung der wesentlichen Fakten bei der Information über Spurenstoffe ratsam, wie in Tabelle 21 dargestellt.

Tabelle 21: Risiko-Informations-Profil für Spurenstoffe*)

Spurenstoff	Kurze Charakterisierung des Stoffes: z.B. xxx ist ein Schwermetall, Vorkommen in xxx				
Mögliche Wirkung auf die Gesundheit	Wohl-befinden	Akute Erkran-kung	Chronische Erkrankun-gen	Erhöhung eines Erkran-kungs-Risikos	
Abhängigkeit der Wirkung von der Menge des aufge-nommen Stoffes	Kurze Charakterisierung der notwendigen Expositionsbedin-gungen: z.B. das Risiko erhöht sich von 1 Krebsfall auf 100.000 Personen auf 2 Krebsfälle auf 100.000, wenn täglich X Liter des belasteten Leitungswassers über 70 Jahre lang getrunken werden.				
Aufnahme in den Körper durch	Essen	Trinken	Atmung	Haut	...
Wissenschaftlicher Kenntnisstand über Auswirkung auf die Gesundheit	Sehr unsicher	unsicher	weitgehend sicher	Sicher	
Betroffene	Alle	Spezielle Bevölkerungsgruppe (Kinder u.a.)			
Schutzmaßnahmen	Nicht erfor-derlich	Nicht möglich	Was man tun kann und tun sollte		

*) Dieses Profil basiert auf Anregungen seitens des BfR, siehe http://www.bfr.bund.de/de/bfr_risikoprofil-133347.html

II.5 Risikokommunikation – Arbeitspaket 3b

Die Arbeiten im AP 3b haben einen Beitrag zum Gesamtziel des Projekts Sichere Ruhr geleistet. Der Fokus der Maßnahmen im AP 3b lag dabei stets auf der Darstellung des Projekts und dessen Inhalten in der Öffentlichkeit – dies betrifft sowohl die Forschungsinhalte der Projektpartner als auch Inhalte der Risikokommunikation zum Baden in natürlichen Gewässern. Damit stand hinter allen Arbeiten im AP 3b der Gedanke, mit der Öffentlichkeit zu interagieren und in einem Austausch zu stehen.

Diese kommunikativen Maßnahmen in der Öffentlichkeit waren aus diversen Gründen notwendig für das Gelingen des Projekts und für die Erreichung des übergeordneten Projektziels: Zum einen dienten sie der Akzeptanzschaffung in der Bevölkerung – diese war wiederrum von hoher Bedeutung für das Gelingen des gesamten Projekts, da das Projekt auf gesellschaftlicher Ebene agiert. Weiterhin waren die Maßnahmen im AP 3b notwendig, um Vertrauen und Glaubwürdigkeit herzustellen und um die Öffentlichkeit regelmäßig über den Fortgang des Projekts zu informieren.

II.5.1 Mediendiskursanalyse „Badegewässerqualität Obere Isar“ und „Spree 2011“

Die Mediendiskursanalyse zu den Projekten „Badegewässerqualität Obere Isar“ und „Spree 2011“ wurde im zweiten Berichtsjahr des Projekts Sichere Ruhr zum Abschluss gebracht und liefert wesentliche Ergebnisse für die weiteren Arbeiten in den AP 3b und AP 3c.

Zunächst wurde die Datenerhebung für die Analyse vorgenommen, hierbei wurden für das Projekt „Badegewässerqualität Obere Isar“ 119 Zeitungsartikel aus sieben verschiedenen Zeitungen und Magazinen recherchiert; für das Projekt „SPREE 2011“ wurden 105 Zeitungsartikel aus 50 verschiedenen Zeitungen und Magazinen erhoben. Der Datenkorpus stelle eine Vollerhebung aller für den Mediendiskurs relevanten Artikel aus den vergangenen zehn Jahren dar. Im Anschluss an die Datenerhebung ist eine Auswertung der Daten mittels Inhaltsanalyse vorgenommen worden. Im Rahmen der Auswertung wurden sämtliche Zeitungsartikel nach einem strikten Kategoriensystem codiert und anschießend hermeneutisch ausgedeutet. Schließlich wurden die Ergebnisse dokumentiert und in einem Abschlussbericht zusammengefasst. Anhand der Analyse konnten Erfolgsfaktoren für die Risikokommunikation zu den Themen „Baden in natürlichen Gewässern“ und „Hygienische Wasserqualität“ identifiziert werden, die wesentliche Erkenntnisse für das Kommunikationskonzept lieferten. Die folgende Grafik veranschaulicht den Forschungsprozess, der in der Mediendiskursanalyse durchgeführt wurde visuell:

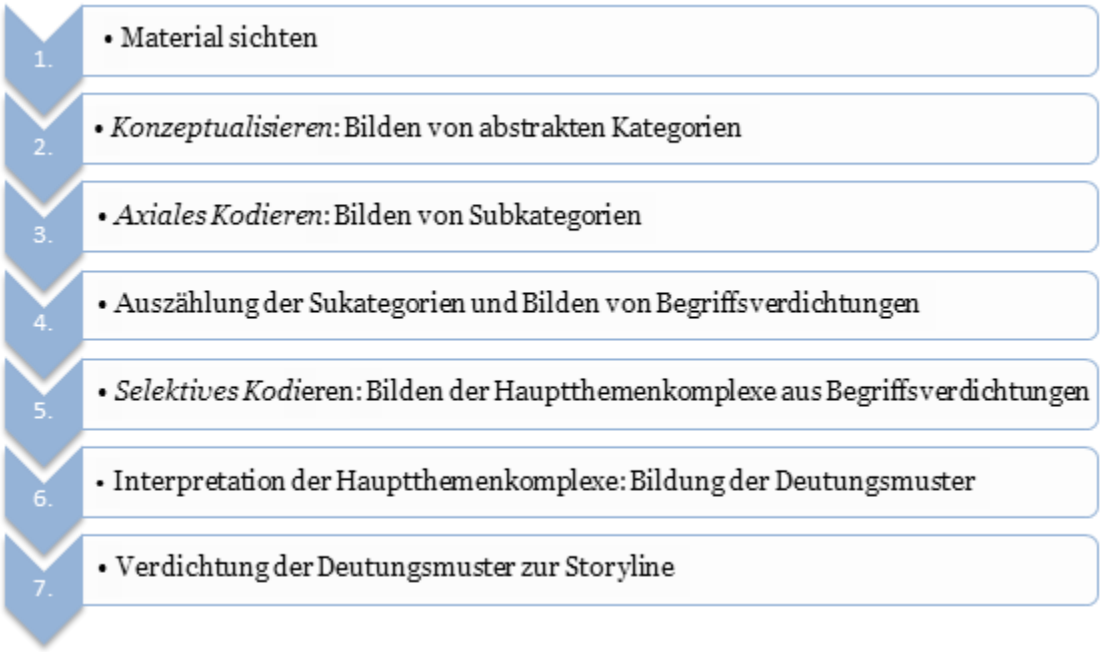


Abbildung 46: Darstellung des Forschungsprozesses der Mediendiskursanalysen „Isar“ & „Spree“

Zunächst wurden anhand von Kategorien alle relevanten Schlüsselbegriffe im Diskurs identifiziert. In einem folgenden Schritt wurden daraus die wesentlichen Hauptthemenkomplexe gebildet. Bei einer Analyse der konkreten Aussagen zur Risikokommunikation zum Baden in der Isar wurde erfasst, inwiefern konkrete Handlungsanweisungen, Gefahren, Risiken, Hinweise zur grundlegenden Sensibilisierung der Bevölkerung oder konkrete Warnungen eine Rolle in der medialen Berichterstattung spielten. Es zeigte sich, dass alle vier Aussagetypen wesentlich für den Diskurs zum Baden in der Isar waren.

Aus den Untersuchungen der Schlüsselbegriffe und der damit verbundenen Hauptthemenkomplexe kristallisieren sich für das Projekt „Badegewässerqualität Obere Isar“ die folgenden zentralen Deutungsmuster heraus, die einen wichtigen Beitrag zur Identifizierung der Erfolgsfaktoren für die Risikokommunikation darstellen:

- Positionierung als einzige Metropole in Europa mit der Möglichkeit des naturnahen Badens inmitten der Stadt.
- Sicherung der Vorreiterrolle durch technologischen Fortschritt.
- Betrachtung der geplanten Technik als erstrebenswerte, bessere Technik der Zukunft.

- Sicherung einer innovativen und zukunftsweisenden Rolle durch Modernisierung.
- Naturbeherrschung und Überlegenheit des Menschen.
- Gelebter Umweltschutz in Form von Gewässerschutz.
- Traditionelle Naturnähe und der damit verbundene Einklang von Stadt und Natur.
- Beherrschbarkeit der vorhandenen Restrisiken durch Aufklärung und Handlungsanweisungen.
- Desinfizierung des Wassers, da Krankheitserreger per se schlecht sind.
- Nutzung der gegebenen Möglichkeiten zur Erreichung von Reinheit.

Auch für den Diskurs zum Baden in der Isar wurden anhand von Kategorien alle relevanten Schlüsselbegriffe im Diskurs identifiziert. Im folgenden Schritt sind auch hier die wichtigsten Hauptthemenkomplexe gebildet worden. Ebenso wurde anhand einer Analyse der konkreten Aussagen zur Risikokommunikation zum Baden in der Spree erfasst, inwiefern konkrete Handlungsanweisungen, Gefahren, Risiken, Hinweise zur grundlegenden Sensibilisierung der Bevölkerung oder konkrete Warnungen eine Rolle in der medialen Berichterstattung spielten. Für den Diskurs an der Spree zeigte sich, dass zwar alle Aussagetypen im Diskurs vorkommen, Warnungen jedoch eine zu vernachlässigende Rolle spielen.

Aus den vorgenommenen Untersuchungen und deren Ergebnissen kristallisieren sich für das Projekt „Spree 2011“ die folgenden zentralen Deutungsmuster heraus, die einen wichtigen Beitrag zur Identifizierung der Erfolgsfaktoren für die Risikokommunikation darstellen:

- Traditionsbewusstsein und Nostalgie aufgrund der langen Badetradition in Berlin.
- Mehrwert durch bessere Lebensqualität und erhöhten Freizeitwert.
- Sicherung der Vorreiterrolle durch innovative Technologie.
- Erweiterung des städtischen Lebensraums auf dem Wasser.
- Beherrschbarkeit der Risiken durch einfache Technologie.
- David vs. Goliath bzw. Kampf für eine gemeinnützige Sache.
- Gesicherte Finanzierung auf Basis von internationalem Interesse an der Technologie.
- Handlungsbedarf im Bereich Modernisierung durch Wissensvorsprung.
- Handlungsbedarf um Freiheiten der Vergangenheit wieder zu ermöglichen.

- Entkeimung des Wassers da Keime per se schlecht sind.
- Vereinbarkeit von Stadt und Natur.
- Kostengünstige Umsetzung von Gewässerschutz.

Die Erfolgsfaktoren für die Risikokommunikation zu den Themen „Baden in natürlichen Gewässern“ und „Hygienische Wasserqualität“, die das zentrales Ergebnis der Mediendiskursanalyse darstellen, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Ganzheitliche Risikokommunikation**,** die sämtliche vorhandenen Risiken und Gefahren berücksichtigt.
- Glaubwürdigkeit des Absenders der die Botschaften übermittelt.
- Zentrale Organisation der Kommunikation und Installation eines Projektsprechers, der ein konsistentes Bild zeichnet, Widersprüche vermeidet und der Anonymität durch Personalisierung entgegenwirkt.
- Appell an Vernunft und Eigenverantwortung der Bürger, um sie für den komplexen Sachverhalt des Flussbadens zu sensibilisieren.
- Kommunikation des Naturbezugs bzw. des Natur-Images, um bei den Rezipienten ein Verständnis für Risiken unterschiedlicher Art zu schaffen.
- Realistische Einschätzung der Zielerreichung in Bezug auf die zeitliche und die inhaltliche Zielkomponente.
- Sachliche und neutrale Art der Berichterstattung mit Fokus auf der Darstellung der Fakten, die weder dramatisiert noch verharmlost.
- Vermittlung von solidem Handlungswissen und konkreten Verhaltensanweisungen.
- Die Sensibilisierung für das Gewässer als schützenswertes, gesellschaftliches Gut, die über die reine Vermittlung von Verhaltensanweisungen hinausgeht.

Im Anschluss an die Identifizierung der Erfolgsfaktoren für die Risikokommunikation zum den Themen „Baden in natürlichen Gewässern“ und „Hygienische Wasserqualität“ wurde eine Übertragung der gewonnenen Erkenntnisse auf andere Bereiche der Risikokommunikation vorgenommen, um einen Nutzen für andere Anwender zu untersuchen. Hierbei wurde diskutiert inwiefern eine Übertragbarkeit der bisher vorgestellten Ergebnisse auf andere Bereiche und Branchen der Risikokommunikation gegeben ist. In diesem Rahmen wurden weitere

Erfolgsfaktoren identifiziert, die in erster Linie aus der Projekterfahrung heraus, jedoch auch unter Berücksichtigung der aktuellen Literatur zur Risikokommunikation, entwickelt wurden. Die bereits im Mediendiskurs erarbeiteten Erfolgsfaktoren wurden dabei in diesem Schritt um die folgenden Faktoren ergänzt:

- Aktive Pressearbeit unter Einbindung der intermediären Institutionen.
- Lieferung der Interpretation und das Aufzeigen von Relationen zu alltagsweltlichen Risiken.
- Einbindung der Stakeholder in den Prozess der Risikokommunikation.
- Aufbau von Vertrauen zum Absender der übermittelten Botschaften.

II.5.2 Inhaltsanalyse zum medienvermittelten Wissen zum Thema „Baden in der Ruhr“

Neben der Analyse der medialen Diskurse der Projekte „Badegewässerqualität Obere Isar“ und „SPREE 2011“ wurde zusätzlich eine Inhaltsanalyse des medialen Diskurses zum Thema „Baden in der Ruhr“ durchgeführt. Dafür wurde die Berichterstattung in den auflagenstärksten lokalen, regionalen und überregionalen Printmedien untersucht. Das Ziel der Untersuchung war, die Kenntnis des Wissenstandes der Bevölkerung rund um die Risiken und Gefahren beim Baden in der Ruhr als Basis für die Formulierung des Kommunikationskonzepts zu untersuchen.

Das methodische Vorgehen ist in Anlehnung an die Erhebungsmethode der Mediendiskursanalyse „Isar“ und „Spree“ entworfen worden. Der Forschungsprozess lässt sich demnach wie folgt abbilden:

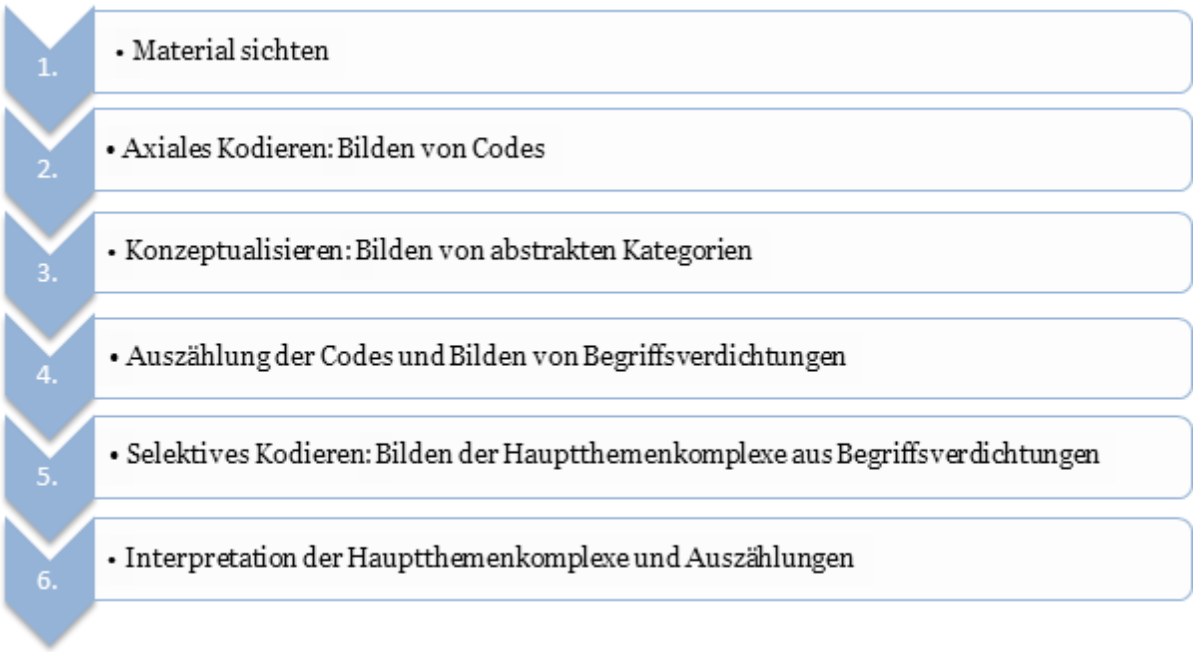


Abbildung 47: Darstellung des Forschungsprozesses der Inhaltsanalyse „Ruhr“

Zunächst wurden im Rahmen der Untersuchung alle relevanten Schlüsselbegriffe im Diskurs identifiziert. In einem folgenden Schritt wurden daraus die wesentlichen Hauptthemenkomplexe gebildet. Die mediale Berichterstattung zum Thema Baden in der Ruhr ist inhaltlich durch acht verschiedene Themenkomplexe gekennzeichnet.

Bei der sich anschließenden Analyse der Aussagen zur Risikokommunikation zum Baden in natürlichen Gewässern wurde erfasst, inwiefern konkrete Handlungsanweisungen, Gefahren, Risiken, Hinweise zur grundlegenden Sensibilisierung der Bevölkerung oder konkrete Warnungen eine Rolle in der medialen Berichterstattung spielten. Es zeigte sich, dass zwar alle Aussagetypen im Diskurs vorkommen, Warnungen jedoch eine zu vernachlässigende Rolle spielen.

Basierend auf den dargestellten Untersuchungsergebnissen und der Auswertung der Inhalte, wurde das medial angebotene und damit der Bevölkerung zur Verfügung gestellte Wissen zum Thema Baden in der Ruhr erfasst. Die Medien bieten der Bevölkerung zum Thema Baden in der Ruhr in erster Linie folgende neun Informationen an:

1. Baden in der Ruhr ist verboten
2. Es gab bereits tödliche Badeunfälle
3. Baden in der Ruhr birgt Gefahren und Risiken
4. Grund dafür sind Verunreinigungen und Belastungen des Wassers
5. Das Ruhrwasser ist durch verschiedene Einträge belastet

6. Die Wasserqualität wird kontrolliert und politisch reguliert
7. Das Ruhrwasser wird vielseitig genutzt
8. Nach Starkregen gibt es erhöhte Belastungen
9. Natürliche Strömungen stellen eine Gefahr dar

Ebenso konnten Wissenslücken zum Thema Baden in der Ruhr identifiziert werden. Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass eine umfassendere und differenziertere – sprich ganzheitliche – Risikoaufklärung betrieben werden muss. Hierzu muss künftig über eine Reihe weiterer Risiken aufgeklärt werden, hierzu zählen insbesondere natürliche Gefahren sowie Gefahren, die von Wasserbauwerken ausgehen – bei beiden Risiko-Typen gilt es eine Vielzahl unterschiedlicher konkreter Risiken zu kommunizieren. Die im medialen Diskurs identifizierten Wissenslücken bestehen primär aus sechs Informationsdefiziten:

1. Industrielle Nutzung des Flusses birgt Gefahren
2. Von Wasserbauwerken gehen Gefahren aus
3. In der Ruhr lauern natürliche Gefahren (Pflanzen, Tiere, Trübung, etc.)
4. Beim Baden in natürlichen Gewässern sind besondere Regeln zu beachten
5. Gefahren für Nichtschwimmer sind besonders hoch
6. Erhöhte Gefährdung für Menschen mit schwachem Immunsystem

Abschließend ist festzuhalten, dass die mediale Berichterstattung die Bürger schon in vielen Bereichen aufklärt und einige wichtige Punkte aufgreift, dennoch liegen zu viele Wissenslücken vor, um von einer ganzheitlichen Risikokommunikation sprechen zu können. Diese Tatsache gilt es bei der Formulierung von Empfehlungen für die zukünftige Risikokommunikation zum Baden in der Ruhr zu berücksichtigen.

II.5.3 Risikokommunikationskonzept

Das Kommunikationskonzept wurde gegen Ende des Projekts konzipiert und verfolgt das Ziel, die Öffentlichkeit über Gefahren und Risiken beim Baden in der Ruhr zu informieren. Es stützt sich auf Informationen aus allen für die Kommunikation relevanten empirischen Untersuchungen, die innerhalb des Projekts Sichere Ruhr entstanden sind. Empirische interdisziplinäre Grundlagen werden dabei z.B. aus der Befragung des Instituts für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS), aus der Stakeholderanalyse und der Medieninhaltsanalysen der medialen Diskurse des Instituts für Kommunikationswissenschaft sowie aus der Analyse zu Eintragsquellen des Instituts für Siedlungs- und Abwasserwirtschaft (ISA) ent-

nommen. Darüberhinaus werden die Erkenntnisse zur Gefährdungsanalyse der Ruhrwasserqualität aus dem AP 1 im Projekt Sichere Ruhr aufgenommen.

Es gibt eine Vielzahl von Risiken, die mit dem Baden in natürlichen Fließgewässern verbunden sind. Da ein Fluss vielen verschiedenen Einflüssen ausgesetzt ist, ergibt sich eine große Zahl unterschiedlicher Risiken und Gefahren. Diese Risiken und Gefahren werden im Kommunikationskonzept ihrer Ursache nach differenziert und in die vier Kategorien natürliche Risiken, anthropogene Risiken, hygienische Risiken und persönliche Risiken unterteilt werden.

Das Konzept verfolgt verschiedene Ziele, die je nach gegebenen Ressourcen und Rahmenbedingungen mit den vorgeschlagenen Maßnahmen erreicht werden sollen.

Die folgende Auflistung zeigt alle zentralen Ziele, die dem Kommunikationskonzept zufolge durch Risikokommunikation zum Baden in der Ruhr erreicht werden sollen:

1. Information und Aufklärung zu Risiken und Gefahren
2. Übernahme von Eigenverantwortung durch die Bürger
3. Aneignung von adäquater Risikoeinschätzung
4. Warnung vor konkreten Risiken vor Ort
5. Internalisierung von nachhaltigen Verhaltensweisen
6. Übernahme von Verantwortung für Wasserqualität
7. Generierung von Aufmerksamkeit
8. Verbesserung der Wasserqualität
9. Schaffung von Akzeptanz

Auf einer zweiten Ebene gibt es übergeordnete Ziele, die für das vorliegende Kommunikations-konzept an sich gelten:

1. Umsetzbarkeit des Konzepts
2. Praktische Anwendung der Projektergebnisse
3. Eindämmen von Wissenslücken
4. Stärkung und Erweiterung von Wissensständen

Die erfolgreiche Erreichung der formulierten Ziele im Kommunikationskonzept hängt von einer Reihe von Faktoren ab, die im Folgenden aufgeführt werden:

- Organisatorische Erfolgsfaktoren
    - zentralisierte Kommunikationsstelle für das gesamte Fließgewässer

- Bereitstellung finanzieller Ressourcen
- Bereitstellung personeller Ressourcen
- Etablierung eines Sprechers
- Einsatz von fachlich qualifiziertem Personal
- Aufbau von Glaubwürdigkeit
- Aufbau von Vertrauen
- aktive Pressearbeit
- Einbindung der Intermediären Institutionen
- Einbindung der Share- und Stakeholder
- Reflektion und Evaluation des Prozesses
- Einrichtung einer zentralen Website für das gesamte Fließgewässer
- Klärung der rechtlichen Situation

➢ Technische Erfolgsfaktoren

- Messung der Wasserqualität
- Frühwarnsystem

➢ Inhaltlichen Erfolgsfaktoren

- Ganzheitliche Risikokommunikation
- Glaubwürdige und vertrauensvolle Botschaften kommunizieren
- Sachliche und neutrale Ansprache der Rezipienten
- Interaktion und dialogische Kommunikation
- Appell an Vernunft und Eigenverantwortung
- Inhaltliche Einbindung der Stakeholder
- Kommunikation von solidem Handlungswissen und konkreten Verhaltensweisen
- Sensibilisierung für das Gewässer als schützenswertes gesellschaftliches Gut
- Kommunikation des Naturbezugs
- Relation zu alltagsweltlichen Risiken herstellen

Die Risikokommunikation soll an verschiedene Zielgruppen gerichtet sein. Von der jeweiligen Zielgruppe hängt sowohl der Inhalt als auch der Kanal der Botschaften ab. Die vier verschiedenen Zielgruppen werden im Folgenden kurz vorgestellt:

Eine erste übergeordnete Zielgruppe sind alle Share- und Stakeholder, die faktisch von einer Badeerlaubnis betroffen sind und für die durch die Einrichtung von Badestellen Nutzungs- oder Interessenkonflikte entstehen können. Diese Zielgruppe ist besonders vor dem Hintergrund der Akzeptanzschaffung zu berücksichtigen und wird unabhängig davon, ob bei den jeweiligen Personen ein Badeinteresse besteht oder nicht, betrachtet.

Die Zielgruppen der konkreten Risikokommunikation beim Baden in natürlichen Gewässern lassen sich in drei weitere Gruppen unterteilen. Zunächst geht es um das konkrete Badeinteresse: die zweite Zielgruppe besteht aus allen Bürgern ohne Badeinteresse, die dritte Zielgruppe beinhaltet alle Bürger mit Badeinteresse. Die Verursacher von Einleitungen bilden schließlich die vierte Zielgruppe. Auch die Einleiter werden in dieser Gruppe unabhängig von ihrem Badeinteresse als auch von ihrer Rolle als Share- und Stakeholder betrachtet.

Die Kommunikationskanäle stellen die Wege der Risikokommunikation dar und beantworten die Frage danach, wie die Botschaften die Rezipienten erreichen. Die kommunikativen Botschaften sind das Kernstück jeder Kommunikationsmaßnahme. Eine Entwicklung der konkreten Botschaften kann erst vorgenommen werden, wenn klar ist, welche Maßnahmen umgesetzt werden und welche Inhalte kommuniziert werden müssen.

Schließlich wurden verschiedene Maßnahmen zur Risikokommunikation entwickelt. Die folgende Auflistung beschreibt die Reihenfolge der Maßnahmen, in der sie aus kommunikationswissenschaftlicher Sicht bei geringen Ressourcen umgesetzt werden sollten. Die Maßnahmen die an erster Stelle stehen haben dabei höchste Priorität, während die Relevanz nach unten hin abnimmt:

1. Beschilderung vor Ort
2. Website und Pressearbeit
3. Informationsbroschüre für Bürger mit Badeinteresse
4. Informationsbroschüre für Einleiter
5. Informationsbroschüre für Bürger ohne Badeinteresse
6. Partizipative Veranstaltungen
7. Interpersonale face-to-face Kommunikation
8. (Marketing-)Kooperation
9. App für Smartphones
10. Virale Risikokommunikation

II.5.4 Wesentliche Schlussfolgerungen

Die wesentlichen Schlussfolgerungen des AP 3b werden auf zwei Ebenen angesiedelt. Zum einen gibt es Schlussfolgerungen, die aus den konkreten Forschungsarbeiten resultieren und zum anderen sollen an dieser Stelle auf einer Metaebene auch Schlussfolgerungen für das Projekt aus sozialwissenschaftlicher Sicht dargestellt werden.

Zu den Forschungsarbeiten kann festgehalten werden, dass in den Analysen der medialen Diskurse zum Thema Baden in der Ruhr herausgefunden wurde, dass Risikokommunikation nicht ganzheitlich in der medialen Berichterstattung beleuchtet wurde. Ein weiterer Befund ist, dass die Berichterstattung keinesfalls allumfassend ist und somit diverse Lücken im medial angebotenen Wissen bestehen. Daraus ist der Schluss abzuleiten, dass die kommunikativen Maßnahmen zur Risikokommunikation einen inhaltlichen Fokus auf diese vernachlässigende Botschaften legen müssen, um die fehlenden Informationen auszugleichen.

Auf einer Metaebene werden für das Projekt Sichere Ruhr weiterhin folgende vier Schlussfolgerungen gezogen:

Erstens ist der, hier durch die Einbeziehung von Sozialwissenschaftlern praktizierte, interdisziplinäre Ansatz des Projekts als sehr sinnvoll zu bewerten. Die Einbindung von Kommunikationswissenschaftlern in naturwissenschaftliche Projekte ist notwendig, da durch diese die professionelle externe und interne Kommunikation gewährleistet werden kann. Das ist besonders wichtig, um einen Rücklauf an die Bürger sicherzustellen und diese darüber zu informieren, wofür öffentliche Forschungsgelder eingesetzt werden. Des Weiteren ist die Erweiterung von naturwissenschaftlicher Forschung um sozialwissenschaftliche Aspekte besonders bedeutend, weil erst durch diese ein gesellschaftlicher Blickwinkel erreicht wird; als Beispiel ist hier die Unterstützung bei der Entwicklung des Fragebogens zur Kosten-Nutzen Analyse durch UDE-SOZ zu nennen. Verschiedene Disziplinen zusammenzubringen ist sinnvoll, da verschiedene Sichtweisen auf ein komplexes Problem den Projektprozess in vielerlei Hinsicht bereichern. Die Disziplinen hinterfragen sich gegenseitig, setzen unterschiedliche Schwerpunkte und verfügen jeweils über eigene Stärken und Schwächen.

Die Interdisziplinarität ist weiterhin wichtig, um ganzheitliche Konzepte zu entwickeln, wie zum Beispiel den Handlungsleitfaden, der in AP 5 entstanden ist oder das Kommunikationskonzept, welches in AP 3c entwickelt wurde. In diese Konzepte sind die Handreichungen und Ergebnisse der anderen Arbeitspakete eingeflossen. So ist zum Beispiel eine hygienische Einschätzung der Risiken für die Identifizierung von Maßnahmen zur Risikokommunikation essentiell.

Zweitens ist die sozialwissenschaftliche Begleitung der internen Projektnetzwerkarbeit wesentlich. Das Projekt Sichere Ruhr besteht aus einem Forschungskonsortium von 13 Partnern und benötigt demnach ein hohes Maß an Koordination. Durch halbjährliche Projekttreffen mit allen Partnern und Clustertreffen innerhalb der Arbeitspakete konnte ein stetiger Austausch zwischen den Projektpartnern entstehen. Außerdem hat UDE-KOM zu Anfang des Projekts einen Kommunikationsbeirat ins Leben gerufen, der als Instanz zur Abstimmung und Entscheidung von projektinternen Informationen, die als mediale Botschaften an die Öffentlichkeit getragen werden, fungiert. Durch die Einrichtung dieses Gremiums, welches aus ausgewählten AP Leitern besteht, sollte gewährleistet sein, dass das Projekt mit einer Stimme spricht, einheitlich kommuniziert und nur abgestimmte Ergebnisse an die Öffentlichkeit gelangen. Des Weiteren wurde zu Beginn versucht ein einheitliches Risikoverständnis unter den Partnern zu etablieren, welches zum einen naturwissenschaftliche und zum anderen sozialwissenschaftliche Perspektiven berücksichtigt.

Eine dritte Schlussfolgerung besteht darin, dass es von zentraler Bedeutung ist, die Bürger von Beginn an in den Prozess des Projekts einzubinden. Ein Beleg dafür ist der Erfolg der Partizipationsworkshops, welche in regelmäßigen Abständen stattgefunden haben, um die Bürger zu integrieren und ihren Ansichten und Fragen Wertschätzung entgegen zu bringen. Die Wirkung dieser Workshops zeigt sich in der Gründung der „Interessegemeinschaft Baden in der Ruhr“, in der sich interessierte Bürger und andere Stakeholder zusammengeschlossen haben, um das Thema Baden in der Ruhr auch über die Projektlaufzeit hinaus zu begleiten.

II.6 Partizipation – Arbeitspaket 3c

Die im AP 3c geleisteten Arbeiten wurden bereits im Verbundantrag als zielführend erachtet und wurden aus diesem Grund weitestgehend durchgeführt. Dabei haben die Arbeiten im AP 3c einen Beitrag zum Gesamtziel des Projekts Sichere Ruhr geleistet. Der Fokus der Maßnahmen im AP 3c lag dabei stets auf der Darstellung des Projekts und dessen Inhalten in der Öffentlichkeit – dies betrifft sowohl die Forschungsinhalte der Projektpartner als auch Inhalte der Risikokommunikation zum Baden in natürlichen Gewässern. Damit stand hinter allen Arbeiten im AP 3c der Gedanke, mit der Öffentlichkeit zu interagieren und in einem Austausch zu stehen.

Diese kommunikativen Maßnahmen in der Öffentlichkeit waren aus diversen Gründen notwendig für das Gelingen des Projekts und für die Erreichung des übergeordneten Projektziels: Zum einen dienten sie der Akzeptanzschaffung in der Bevölkerung – diese war wiederrum von hoher Bedeutung für das Gelingen des gesamten Projekts, da das Projekt auf gesellschaftlicher Ebene agiert. Weiterhin waren die Maßnahmen im AP 3c notwendig, um Vertrauen und Glaubwürdigkeit herzustellen und um die Öffentlichkeit regelmäßig über den Fortgang des Projekts zu informieren.

II.6.1 Stakeholderanalyse

Die Stakeholderanalyse diente als Grundlage für die in AP3 und AP5 durchgeführten Stakeholderworkshops. Im Rahmen der Analyse wurden alle für das Projekt relevanten Share- und Stakeholder auf Basis einer Aufstellung von fünf Hauptbezugsgruppen identifiziert. Im Anschluss wurde die Relevanz der einzelnen Share- und Stakeholdergruppierungen in einer Relevanzanalyse anhand der Kriterien ‚Power', ‚Legitimacy' und ‚Urgency' nach Friedman/Miles bestimmt. Die Ergebnisse wurden schließlich genutzt, um die Ziel- und Problemdefinitionen der einzelnen Bezugsgruppen für das Baden in der Ruhr zu eruieren.

Die Shareholder bilden die erste der fünf Hauptbezugsgruppen der Analyse. Sie zeichnen sich dadurch aus, dass sie insbesondere im AP5 in das Projekt Sichere Ruhr einbezogen wurden, und setzen sich im Wesentlichen aus Verwaltungsorganen der Städte Essen und Mülheim an der Ruhr zusammen. Hinzu kamen Institutionen, die auch über die Stadtgrenzen hinaus in der Wasserwirtschaft agieren. Als Shareholder für das Projekt Sichere Ruhr wurden daher in Absprache mit den Projektpartnern die folgenden Institutionen definiert:

- Grün und Gruga Essen
- MKULNV-NRW (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen)
- Ruhrverband
- RWW (Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH)
- Stadt Essen – Umweltamt
- Stadt Essen – Untere Wasserbehörde
- Stadt Essen – Gesundheitsamt
- Stadt Mülheim – Amt für Umweltschutz
- Stadt Mülheim – Untere Wasserbehörde
- Stadt Mülheim – Gesundheitsamt

Auch die Stakeholder wurden im Rahmen der Analyse anhand verschiedener Leitfragen identifiziert und in weitere vier Hauptbezugsgruppen unterteilt. Zu jeder der einzelnen Gruppen wurden die zugehörigen Akteure und Institutionen für das Projektgebiet recherchiert, ihre Kontaktdaten wurden im Anschluss in Listen zusammengetragen und der Stakeholderanalyse als Anhang beigefügt. Diese Gruppen gestalten sich wie folgt:

1. Experten aus Wissenschaft und Politik
2. Intermediäre Institutionen
3. Institutionen aus Wirtschaft und Freizeitsektor
4. Breite Öffentlichkeit

Anschließend wurde ein Beziehungsgeflecht der für das Projekt Sichere Ruhr relevanten Share- und Stakeholder unter Berücksichtigung ihrer Relevanz für das Projekt erstellt. Die folgende Grafik stellt das Beziehungsgeflecht abschließend grafisch dar. Die räumliche Distanz der einzelnen Gruppen zum zentral positionierten Projekt zeigt dabei die Relevanz der Stakeholder für das Projekt an. Die Größe der Kreise, welche die verschiedenen Anspruchsgruppen repräsentieren, steht für die Größe der jeweiligen Teilgruppe (Abbildung 48).

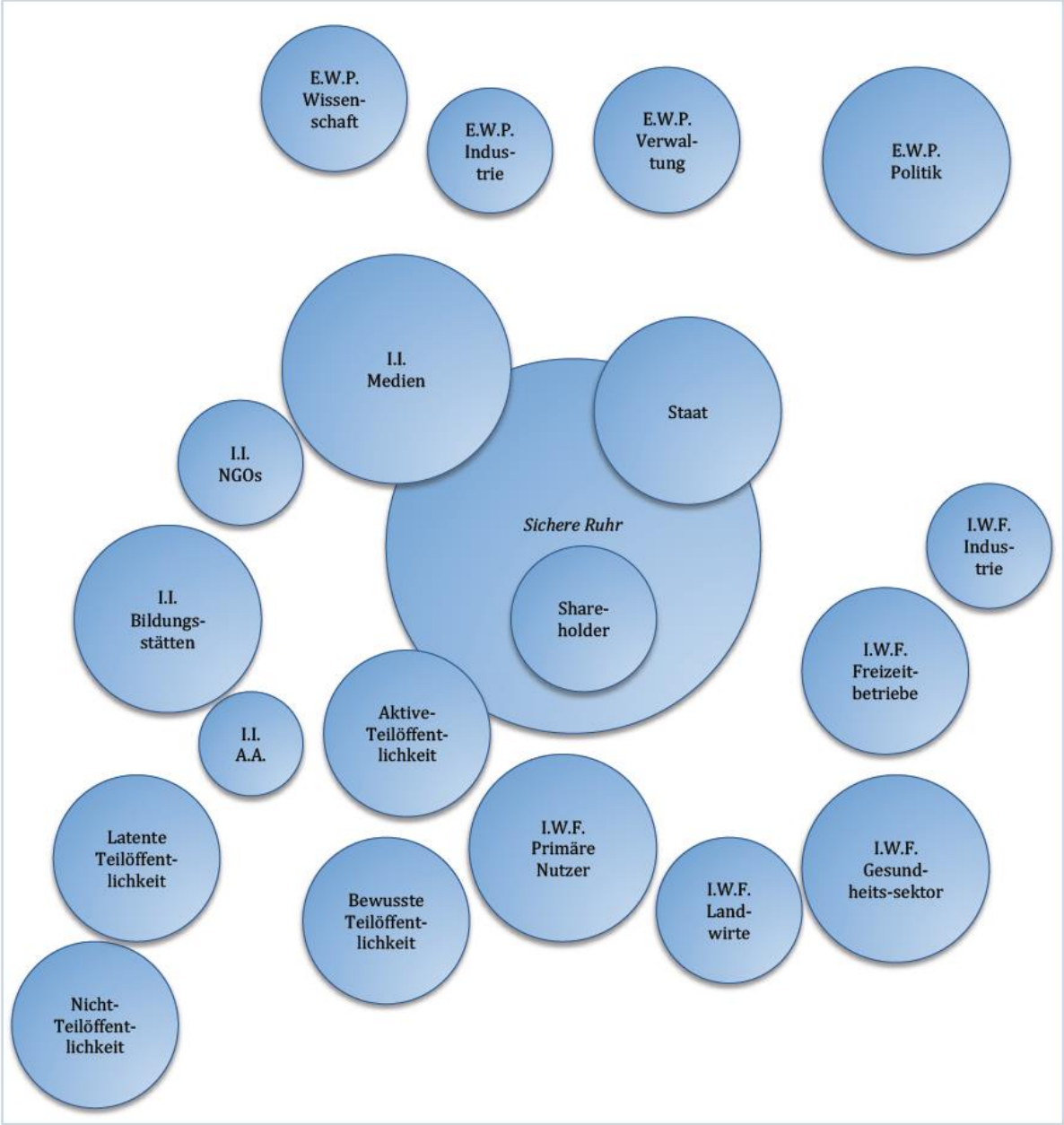


Abbildung 48: Bildliche Darstellung des Beziehungsgepflechtes der Stakeholderanalyse E.W.P. = Experten aus Wissenschaft und Politik, I.I. = Intermediäre Institutionen, I.W.F. = Institutionen aus Wirtschaft und Freizeitsektor, A.A. = Anonyme Akteure, B.Ö. = Breite Öffentlichkeit.

II.6.2 Wesentliche Schlussfolgerungen

Die wesentlichen Schlussfolgerungen des AP 3c werden auf zwei Ebenen angesiedelt. Zum einen gibt es Schlussfolgerungen, die aus den konkreten Forschungsarbeiten resultieren und zum anderen sollen an dieser Stelle auf einer Metaebene auch Schlussfolgerungen für das gesamte Projekt aus sozialwissenschaftlicher Sicht dargestellt werden.

Zu den Forschungsarbeiten kann festgehalten werden, dass in den Analysen der medialen Diskurse zum Thema Baden in der Ruhr herausgefunden wurde, dass Risikokommunikation nicht ganzheitlich in der medialen Berichterstattung beleuchtet wurde. Ein weiterer Befund ist, dass die Berichterstattung keinesfalls allumfassend ist und somit diverse Lücken im medial angebotenen Wissen bestehen. Daraus ist der Schluss abzuleiten, dass die entwickelten kommunikativen Maßnahmen zur Risikokommunikation einen inhaltlichen Fokus auf diese vernachlässigende Botschaften legen müssen, um die fehlenden Informationen auszugleichen.

Auf einer Metaebene werden für das Projekt Sichere Ruhr zudem folgende vier Schlussfolgerungen gezogen:

Erstens ist der, hier durch die Einbeziehung von Sozialwissenschaftlern praktizierte, interdisziplinäre Ansatz des Projekts als sehr sinnvoll zu bewerten. Die Einbindung von Kommunikationswissenschaftlern in naturwissenschaftliche Projekte ist notwendig, da durch diese die professionelle externe und interne Kommunikation gewährleistet werden kann. Das ist besonders wichtig, um einen Rücklauf an die Bürger sicherzustellen und diese darüber zu informieren, wofür öffentliche Forschungsgelder eingesetzt werden. Des Weiteren ist die Erweiterung von naturwissenschaftlicher Forschung um sozialwissenschaftliche Aspekte besonders bedeutend, weil erst durch diese ein gesellschaftlicher Blickwinkel erreicht wird; als Beispiel ist hier die Unterstützung bei der Entwicklung des Fragebogens zur Kosten-Nutzen Analyse durch UDE-SOZ zu nennen. Verschiedene Disziplinen zusammenzubringen ist immer dann sinnvoll, da verschiedene Sichtweisen auf ein komplexes Problem den Projektprozess in vielerlei Hinsicht bereichern. Die Disziplinen hinterfragen sich gegenseitig, setzen unterschiedliche Schwerpunkte und verfügen über jeweils über eigene Stärken und Schwächen.

Die Interdisziplinarität ist weiterhin wichtig, um ganzheitliche Konzepte zu entwickeln, wie zum Beispiel den Handlungsleitfaden, der in AP 5 entstanden ist oder das Kommunikationskonzept, welches in AP 3c entwickelt wurde. In diese Konzepte sind die Handreichungen und Ergebnisse der anderen Arbeitspakete eingeflossen. So ist zum Beispiel eine hygienische Einschätzung der Risiken für die Identifizierung von Maßnahmen zur Risikokommunikation essentiell.

Zweitens ist die sozialwissenschaftliche Begleitung der internen Projektnetzwerkarbeit wesentlich. Das Projekt Sichere Ruhr besteht aus einem Forschungskonsortium von 13 Partnern und benötigt demnach ein hohes Maß an Koordination. Durch halbjährliche Projekttreffen mit allen Partnern und Clustertreffen innerhalb der Arbeitspakete konnte ein stetiger Austausch zwischen den Projektpartnern entstehen. Außerdem hat UDE-KOM zu Anfang

des Projekts einen Kommunikationsbeirat ins Leben gerufen, der als Instanz zur Abstimmung und Entscheidung von projektinternen Informationen, die als mediale Botschaften an die Öffentlichkeit getragen werden, fungiert. Durch die Einrichtung dieses Gremiums, welches aus ausgewählten AP Leitern besteht, sollte gewährleistet sein, dass das Projekt mit einer Stimme spricht, einheitlich kommuniziert und nur abgestimmte Ergebnisse an die Öffentlichkeit gelangen. Des weiteren wurde zu Beginn versucht ein einheitliches Risikoverständnis unter den Partnern zu etablieren, welches zum einen naturwissenschaftliche und zum anderen sozialwissenschaftliche Perspektiven berücksichtigt.

Eine dritte Schlussfolgerung besteht darin, dass es von zentraler Bedeutung ist, die Bürger von Beginn an in den Prozess des Projekts einzubinden. Ein Beleg dafür ist der Erfolg des Blogs auf der Website www.sichere-ruhr.de Der Blog hat einen Dialog zwischen interessierten Bürgern und dem Projekt hervorgerufen. Über die Kommentarfunktion werden Bürger in den Prozess des Projekts integriert, sie können Fragen stellen und Anregungen äußern.

II.7 Maßnahmen zur Eintragsminderung – Arbeitspaket 4a

II.7.1 Maßnahmen zur Reduzierung von mikrobiellen Einträgen

Die Verringerung der mikrobiellen Einträge in die Gewässer kann durch eine Reduktion der Konzentrationen der Zielsubstanzen und/oder das eingetragene Volumen der belasteten Abwässer erfolgen.

II.7.1.1 Behandlungsverfahren an punktuellen Eintragsquellen

Innerhalb dieses Projekts wurde die UV-Bestrahlung als etabliertes Verfahren sowie die Ozonung und der Einsatz von Persäuren als innovative Verfahren zur Desinfektion von Abwasser und Mischwasser untersucht. Des Weiteren wurde die Behandlung von Mischwasser durch Retentionsbodenfilter und mit Lamellenklärern im entwickelten Lösungsvorschlag integriert.

II.7.1.1.1 UV-Bestrahlung

Die UV-Bestrahlung ist das in Europa am häufigsten eingesetzte Desinfektionsverfahren für Kläranlagenabläufe. Entsprechend dem DWA-M 205 wird eine Bestrahlungsdosis von mindestens 30 – 45 mJ/cm² für die Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser empfohlen. Die in der Literatur angegebenen Versuchseinstellungen variieren von 5 bis 150 mJ/cm² (z.B. Hassen et al., 2000; Guo et al., 2000).

Der Erfolg der UV-Bestrahlung hängt wesentlich von der Bestrahlungsdosis, der Konzentration der Mikroorganismen sowie der Wasserqualität ab (Hassen et al., 2000). Im Abwasser vorkommende Feststoffpartikel bewirken, dass Mikroorganismen durch Abschattung oder Einlagerung, auch Shielding genannt, nicht von der UV-Bestrahlung erreicht werden. Die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) im Zulauf einer UV-Anlage sollte daher möglichst gering (< 20 mg/l) sein (DWA-M 205). Entsprechend Wojtenko et al. (2001a) nimmt die Leistung UV-Desinfektion ab einer AFS-Konzentration von 150 mg/l stark ab. Im Falle des Einsatzes zur Mischwasserbehandlung kann daher eine voran gestellte Reinigungsstufe zu einer Verbesserung der Desinfektionsleistung führen (Wojtenko et al 2001a; Perdek et al 2003).

Generell lassen sich Bakterien, in Abhängigkeit der eingesetzten Bestrahlungsdosis und der behandelten Abwässer, durch die UV-Bestrahlung um bis zu vier log-Stufen reduzieren (Hassen et al., 2000; Caretti und Lubello, 2003; Huber und Popp, 2005; Guo et al., 2009; Francy et al., 2012; Campos et al., 2013). Die Konzentration an *C. perfringens* kann durch

die UV-Bestrahlung nur mäßig, max. um ein bis 1,5 log-Stufen, verringert werden (Huber und Popp, 2005; Gehr et al., 2003). Viren und Parasiten werden durch die UV-Bestrahlung von Abwasser ebenfalls weniger als eine log-Stufe reduziert (Liberti et al., 2002; Huber und Popp, 2005; Francy et al., 2012; Campos et al., 2013). Eine Ausnahme bilden hierbei die somatischen Coliphagen, für die log-Reduktionen von bis zu 3,6 angegeben werden (Nieuwstad, 1991; Dizer et al., 1993). Trotz der verminderten Abwasserqualität ist auch bei der Behandlung von Mischwasser eine Verringerung der Bakterienkonzentration um ein bis vier log-Stufen möglich (Wojtenko et al., 2001a). Großtechnische Umsetzungen von UV-Bestrahlungsanlagen zur Desinfektion von Mischwasser werden u.a. in den USA sowie in England betrieben (Wojtenko et al., 2001a; Muller und Lem, 2011).

II.7.1.1.2 Ozonung

Ozon ist mit einem Oxidationspotenzial von 2,07 V das stärkste in der Wasseraufbereitung eingesetzte elementare Oxidationsmittel. In den letzten Jahren ist die Ozonung vermehrt als Verfahren zur Spurenstoffelimination in den Fokus der Abwasserreinigung gerückt, wobei die Desinfektion dabei eine untergeordnete Rolle spielte (Kreuzinger und Schaar, 2011; ARGE, 2014). Der notwendige einzusetzende spezifische Ozoneintrag für die Spurenstoffelimination, bei dem bereits deutliche Verringerungen der Bakterienkonzentrationen von bis zu 3 log-Stufen zu verzeichnen sind, wird mit 0,3 - 0,7 gO_3/g_{DOC}, bzw. die Ozondosis mit ca. 3 - 6 mg/l, angegeben (Xu et al., 2002; Bahr et al., 2007; Kreuzinger und Schaar, 2011; Abegglen et al., 2012; ARGE, 2014). Eine Erhöhung des spezifischen Ozoneintrags führt im Allgemeinen zu besseren Eliminationsleistungen der Mikroorganismen und auch der Spurenstoffe (Paraskeva und Graham, 2002; Xu et al., 2002; Bahr et al., 2007; Abegglen et al., 2012). *C. perfringens* wird dagegen erst bei sehr hohen Ozondosen von 30 bis 60 mg/l um bis zu 2 log-Stufen eliminiert (Xu et al., 2002; Gehr et al., 2003). Die Angaben zur Reduktion der Virenkonzentration schwanken stark von -1,5 (=Zunahme der gemessenen Virenkonzentration) bis vier log-Stufen (Xu et al., 2002; ARGE, 2014). Parasiten werden mit den üblichen Ozondosen dagegen kaum eliminiert (Liberti et al., 1999; Gnirss et al., 2015).

Ausschließlich mechanisch vorgereinigte Abwässer enthalten oftmals einen hohen Anteil organischer Substanzen, in Folge dessen sehr große Mengen an Ozon dem Abwasser zudosiert werden müssen (Paraskeva und Graham, 2002). Dennoch können hohe Reduktionen von Bakterien, wie *E. coli,* Enterokokken und Gesamtcoliforme im Mischwasser mit Ozondosen von 15 bis 50 mg/l erreicht werden (Wojtenko et al., 2001b).

II.7.1.1.3 Persäure-Applikation

Die Behandlung von Abwasser mit organischen Persäuren ist wenig verbreitet. Zu den eingesetzten Säuren gehören die Peressig- und die Perameisensäure (PAS). PAS ist ein aus der Medizin und Lebensmittelindustrie bekanntes Desinfektionsmittel. Die Desinfektionswirkung beruht auf den stark oxidierenden Eigenschaften der Säure, wodurch die Struktur der Zellwand und der DNA der Mikroorganismen zerstört wird. Für eine weitgehende Reduktion von Bakterien und Coliphagen reichen PAS-Konzentrationen von 5 bis 6 mg/l und Reaktionszeiten von 5 bis maximal 45 Minuten aus (Gehr et al., 2009; Maya et al., 2012). Großtechnische Untersuchungen auf der Kläranlage Ruhleben in Berlin erzielten eine Reduktion von Bakterien um drei log-Stufen nach einer Reaktionszeit von 6 bis 10 Minuten und einer PAS-Applikation von 15 bis 20 ppm (Gnirss et al., 2015). *Cryptosporidium* und *Giardia*, *F+-Bakteriophagen* und *C. perfringens* sind dagegen deutlich resistenter und nur schwer bis nicht zu eliminieren (Maya et al., 2012; Gnirss et al., 2015).

Zum Einsatz von Perameisensäure zur Reduktion von Mikroorganismen in Mischwasserüberläufen sind bislang nur zwei Untersuchungen von Chhetri et al. (2014) und (2015) bekannt. Die Autoren testeten die Wirkung im Labormaßstab und später an einer Mischwassereinleitung ins Meer. Sie erreichten eine Reduktion von mehr als vier Log-Stufen für E. coli. Dabei wurden keine ökotoxikologischen Effekte festgestellt. Zudem testeten Gehr et al. (2009) die Reaktion von Abwasser nach physiko-chemischer Vorbehandlung mit einer Reduktion von zwei bis drei log-Stufen Fäkalcoliforme.

II.7.1.1.4 Retentionsbodenfilter

Retentionsbodenfilter (RBF) werden in Deutschland vorwiegend zur weitergehenden Reinigung von Mischwasserentlastungen eingesetzt. Ursprünglich zum Rückhalt von Feststoffen konzipiert, entfernen RBF auch mikrobielle und weitere chemische Verunreinigungen. Indikatorbakterien wie *E. coli* und intestinale Enterokokken können im Mittel um ca. ein bis zwei log-Stufen reduziert werden (Waldhoff, 2008; Merkel und Schaule, 2010; Pinnekamp et al., 2013). Für somatische Coliphagen werden Reduktionen der Konzentrationen von 0,6 bis 3,3 log-Stufen angegeben (Pinnekamp et al., 2013; Christoffels et al., 2014). Darüber hinaus werden auch für die Protozoen *Giardia*, welche bei den meisten Desinfektionsverfahren als besonders resistent einzustufen sind, Reduktionen von 2,1 log-Stufen festgestellt (Christoffels et al., 2014). Ein entscheidender Nachteil von RBF ist deren Platzbedarf, der sich aus den Dimensionierungsvorgaben je nach Einzugsgebiet und Entlastungshäufigkeit ergibt (DWA-M 178, 2005).

II.7.1.1.5 Lamellenklärer

Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Abwasserqualität von Mischwasserentlastungen ist die Ertüchtigung von Regenüberlaufbecken (RÜB) mit Lamellenklärern, welche gegebenenfalls mit anschließender UV-Bestrahlung eingesetzt werden können. Der Einsatz von Lamellenklärern resultiert in einer Erhöhung des Feststoffrückhalts im RÜB um ca. 50 % (Dohmann et al., 2003; Fuchs et al, 2014). Feinpartikel werden weniger stark beeinflusst, weshalb davon auszugehen ist, dass Bakterien und Viren nur gering zurückgehalten werden (Fuchs et al., 2014). Gezielte Untersuchungen zur Desinfektionsleistung von Lamellenklärern fehlen derzeit.

II.7.1.2 Mengenmäßige Reduktion der eingetragenen Frachten und Behandlung diffuser Quellen

Eine Reduktion des Eintrags von Mischwasser in die Gewässer kann durch eine Kanalnetzoptimierung und integrierte Kanalnetzsteuerung erreicht werden. Da bei diffusen Quellen weder Netzmanagement noch zentrale Behandlungen eingesetzt werden können, müssen Maßnahmen ergriffen werden, die an den potentiellen Eintragsquellen großflächig die Freisetzung von Krankheitserregern in die Umwelt verhindern. Im Falle von Kläranlagen kann die Fremdwasserreduktion die emittierte Fracht verringern. Auf den letzten Aspekt wird hier jedoch nicht weiter eingegangen.

II.7.1.2.1 Netzoptimierung und integrierte Kanalnetzsteuerung

Kanalnetzoptimierung und -steuerung zielen auf die bessere Ausnutzung der Kanalkapazität und daraus folgend auf ein geringeres Volumen an gering behandeltem Mischwasser (Kheli et al., 1994; Kaul und Werker, 1999; Weyand et al., 2000; Scheer, 2008). Eine Hilfestellung zur Ermittlung der Steuerungswürdigkeit eines Netzes und zur Implementierung von Kanalnetzsteuerung bietet das Merkblatt DWA-M 180 (2005). Die Kanalnetzsteuerung kann dabei mehrere Ausprägungen umfassen, da die Auswahl der gesteuerten Becken ebenso variabel ist wie der Wirkungsbereich von Steuerungstypen (lokal, integriert, im Verbund) und die Untersuchungsmethoden (von manuellen Abschätzungen bis zu Detailsimulationen) (Scheer, 2008). Das Potenzial der Verringerung des abgeschlagenen Volumens ist standortabhängig.

II.7.1.2.2 Reduzierung der mikrobiellen Einträge aus diffusen Quellen

Zur Reduzierung oberflächiger diffuser Einträge sind organisatorische Maßnahmen sinnvoll, die an der Quelle der Verunreinigungen greifen. Für das Projekteinzugsgebiet sind hier insbesondere die Landwirtschaft sowie größere Vogelpopulationen in den Baderegionen als solche Quellen zu betrachten. Unmittelbar am Gewässer kann die Reduzierung der Einträge

durch Vogelkot beispielsweise durch das Erlassen von Fütterungsverboten erreicht werden. Hierdurch kann eine Akkumulation der Vögel im Bereich von Badestellen und damit verbunden ein erhöhter Vogelkoteintrag verhindert werden.

Ein zentraler Aspekt im Projektgebiet ist die Minimierung der Einträge aus der Landwirtschaft, welche in Bezug auf eingetragene Fracht von Krankheitserregern in Oberflächengewässer als kritisch zu bewerten ist. Die Fracht durch in der Landwirtschaft aufgebrachte Wirtschaftsdünger[5] kann durch Berücksichtigung von Mindestlagerungsdauern sowie der Verringerung der Erosionsneigung durch breitere Gewässerrandstreifen deutlich minimiert werden. Güde (2002) konnte nachweisen, dass eine Lagerung von frischem Wirtschaftsdünger eine Reduktion von Krankheitserregern zur Folge hat. Eine weitere einfache, aber effektive Methode, um das Ausschwemmen von Krankheitserregern zu verhindern, ist eine Düngeranwendung zu vermeiden, wenn starke Niederschläge zu erwarten sind (Weiß und Popp, 2004). Dies führt ebenfalls zu einem effektiveren Einsatz des Wirtschaftsdüngers, da der abgeschwemmte Anteil im Zuge von Niederschlagsereignissen reduziert wird. Sogenannte „Kooperationsberater“ können dazu freiwillige Vereinbarungen mit den Landwirten initiieren und sie über existierende Fördermaßen informieren, wie zum Beispiel zur Ausweitung von Gewässerrandstreifen gemäß EG 1698 (2005).

Neben dem direkten Eintrag durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern sind Hofflächen mit Gülletanks, Misthaufen sowie Futter- und Melkständen eine weitere Quelle für fäkale Verunreinigungen. Daher sollte hier der richtige Anschluss der Tanks sowie die Lagerung überprüft werden. Das Risiko einer fäkalen Verunreinigung von Gewässern steigt dabei, je näher Gewässer und Hoffläche beieinander liegen (Grottker, 2008).

II.7.2 Experimentelle Untersuchungen

Im Projekt wurden die Desinfektion von Kläranlagenabläufen sowie Methoden zur weitergehenden Mischwasserbehandlung experimentell untersucht. Bei allen Versuchsreihen wurden Proben vom Zulauf und Ablauf der Versuchsanlage genommen und auf die im Projektverbund festgelegten physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Parameter untersucht.

Für die Ermittlung dieser Werte wurde der Median aller Zulaufproben und der Median aller Ablaufproben für jeden Mikroorganismus gebildet und die log-Reduktion errechnet. Parameter, die nicht oder maximal zweimal im Zulauf der Versuchsanlage gemessen wurden, wurden nicht ausgewertet und fehlen entsprechend. Die Errechnung der log-Reduktion aus den

[5] Tierische Ausscheidungen, Gülle, Jauche, Stallmist, Stroh sowie ähnliche Nebenerzeugnisse aus der landwirtschaftlichen Produktion (Düngemittelgesetz §1 (2))

Medianen der Zu- und der Ablaufkonzentrationen reduziert den Einfluss von Ausreißern auf den Wirkungsgrad der Desinfektion. Es werden ebenfalls die log-Reduktionen berechnet, die sich aus den einzelnen Versuchstagen ergeben. Die in den Diagrammen angegebenen Antennen („Whisker“) geben die höchste bzw. die niedrigste an einem Versuchstag gemessene log-Reduktion an.

II.7.2.1 Versuchsaufbau zur Desinfektion von Kläranlagenabläufen

Die Versuche zur Abwasserdesinfektion mittels UV-Bestrahlung wurden auf der Kläranlage Essen-Süd und zur Ozonung auf der Kläranlage Schwerte durchgeführt, da dort bereits eine großtechnische Ozonanlage besteht.

Die Kläranlage Essen-Süd ist die größte Kläranlage im Projektgebiet (Trockenwetterzufluss 675 l/s; Mischwasserzufluss max. 1.500 l/s). In Abbildung 49 ist ein vereinfachtes Schema der Kläranlage sowie die Einbindung der UV-Versuchsanlage dargestellt.

Die Kläranlage Schwerte wurde als Versuchsstandort zur Ozonung von Abwasser gewählt (Verfahrensschema in Abbildung 50). Im Gegensatz zur Kläranlage Essen-Süd liegt die Anlage nicht im Projektgebiet.

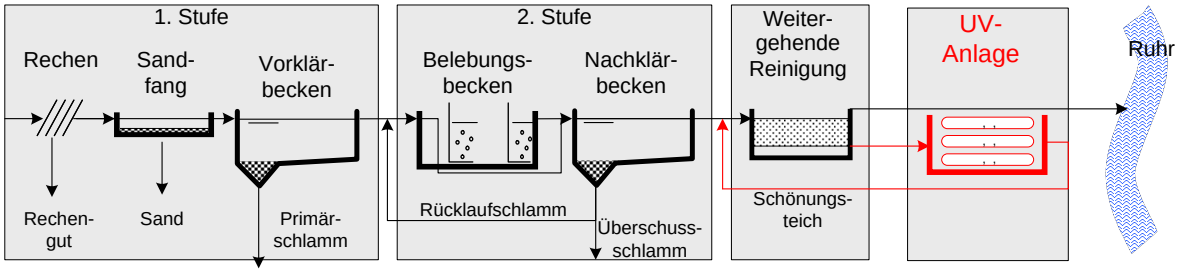


Abbildung 49: Vereinfachtes Verfahrensschema der Kläranlage Essen-Süd (135.000 E) mit UV-Versuchsanlage

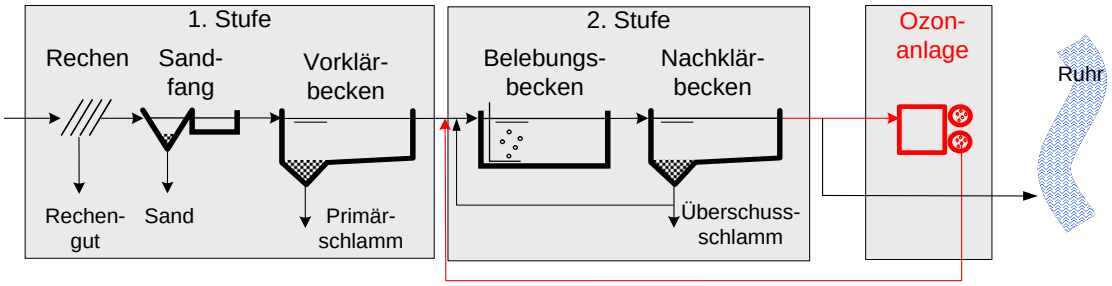


Abbildung 50: Vereinfachtes Verfahrensschema der Kläranlage Schwerte (50.000 E) mit nachgeschalteter Ozonanlage

II.7.2.2 Ergebnisse der UV-Bestrahlung von Kläranlagenabläufen

Das UV-System bestand aus 2 UV-Modulen mit jeweils 4 LPHO Niederdruckstrahlern ((ELR 30, Leistung je Strahler 285 W bzw. 150 W bei 254 nm). Die UV-Module konnten einzeln zu- und abgeschaltet werden. Die Bestrahlungsintensität wurde entsprechend dem zufließenden Volumenstrom geregelt. Die gewählten Versuchseinstellungen wurden in Vorversuchen ermittelt. Mit den Probenahmen wurde begonnen, nachdem die Strahler mindestens 30 Minuten im Betrieb waren. Die Probenahmestellen lagen im Zu- sowie Ablauf des UV-Systems.

Insgesamt wurden an sieben Tagen Proben genommen und ausgewertet. Durch die UV-Bestrahlung konnte in den Versuchen generell eine Reduktion aller Bakterien erreicht werden. Die Protozoen *Giardia lamblia* nahmen während der Bestrahlung zu. Für die Viren wurden an den einzelnen Versuchstagen teilweise sehr widersprüchliche Reduktionen ermittelt (vgl. Abbildung 51).

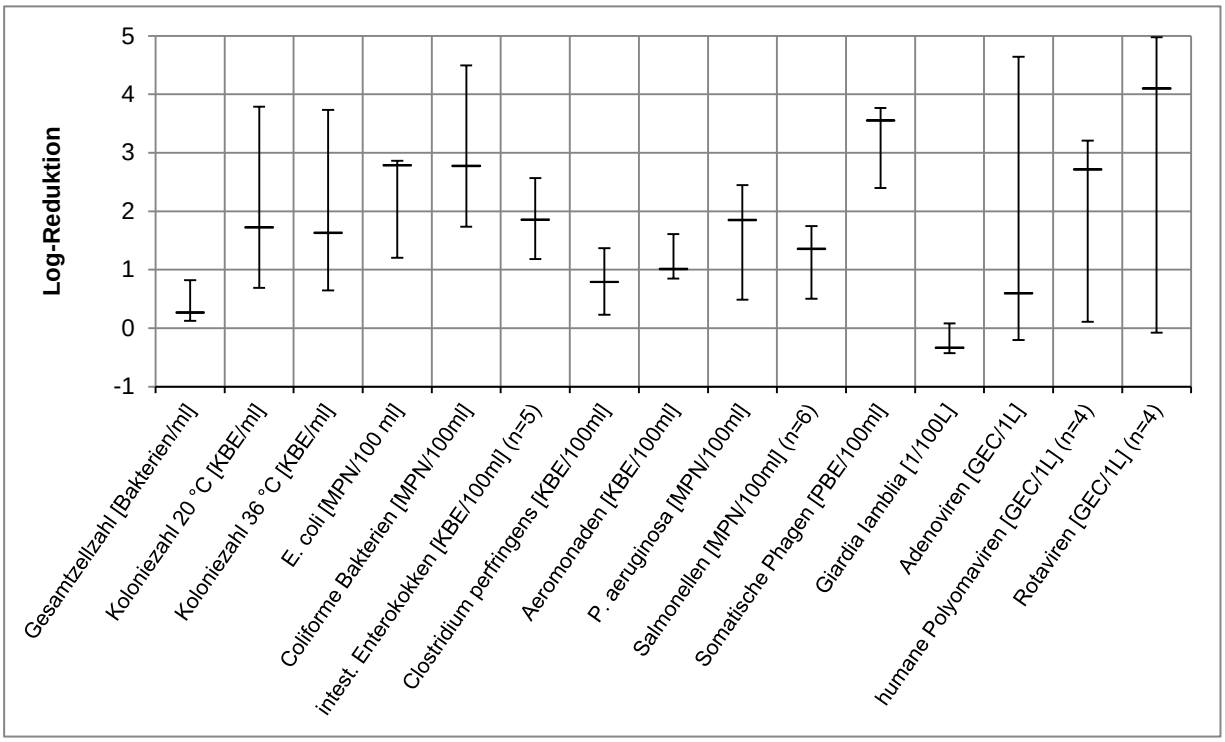


Abbildung 51: Reduktion mikrobieller Belastung durch UV-Bestrahlung vom Ablauf der KA Essen-Süd (Median mit Maximal- und Minimalreduktionen; n = 7, wenn nicht anders angegeben)

Die Desinfektionsleistung der UV-Bestrahlung stimmt im Allgemeinen mit den Angaben aus der Literatur überein. (Nieuwstad et al., 1990; Caretti und Lubello, 2003; Gehr et al., 2003; Koivunen et al., 2003; Huber und Popp; 2005; Guo et al., 2009; Orth und Schmidtlein, 2010;

Francy et al., 2012). Die Gesamtzellenzahl konnte nur geringfügig verringert werden. Dieser Parameter eignet sich somit nicht als Ersatzparameter zur allgemeinen Überprüfung der Desinfektion.

Grundsätzliches Problem bei der Bewertung des Effektes von Desinfektionsverfahren auf Parasitendauerstadien ist, dass die Parasitendauerstadien per Immunfluoreszenz direkt als Partikel nachgewiesen werden, unabhängig davon, ob sie lebendig oder tot sind. Durch die UV-Behandlung wird die Anzahl der mittels Immunfluoreszenz detektierbaren Zysten nicht verändert. Aus diesen Ergebnissen kann daher kein allgemeiner Nachweis einer Desinfektion von Giardien durch UV-Bestrahlung abgeleitet werden.

Für Adenoviren wurde bis auf einen Ausreißer nur eine geringe Reduktion (-0,2 bis 0,5 log-Stufen) berechnet. Humane Polyomaviren und Rotaviren traten lediglich an vier Tagen im Zulauf der UV-Anlage auf. An zwei der Tage konnte eine sehr gute Reduktion der Konzentration um ca. 3 - 5 log-Stufen erreicht werden. An den anderen beiden Tagen wurde jedoch keine Veränderung der Konzentration durch die UV-Bestrahlung festgestellt. Enteroviren (in Abbildung nicht dargestellt) wurden nur an zwei Tagen im Zulauf zur Versuchsanlage im Abwasser gefunden werden und um 4,5 log-Stufen bzw. am zweiten Tag um 0,2 log-Stufen reduziert werden. Es konnte kein Zusammenhang bei der erreichten Eliminationsleistung zwischen den einzelnen Viren gefunden werden.

II.7.2.3 Ergebnisse der Ozonung von Kläranlagenabläufen

Die Anlage zur Abwasserozonung wurde im Rahmen des Forschungsprojekts „Elimination Die Anlage zur Abwasserozonung wurde im Rahmen des Forschungsprojekts „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“ (ARGE, 2014) errichtet. Für die Versuche zur Desinfektion wurde ein kontinuierlicher Volumenstrom von 150 l/s im Zulauf der Ozonreaktoren eingestellt. In zwei Reaktoren wurde eine feste Ozondosis von insgesamt 8 mg/l eingetragen, entsprechend einem spezifischen Ozoneintrag von 1,5 – 2 g_{O3}/g_{DOC}. Die übrigen vier Reaktoren wurden zur Reaktion von Ozon und den Abwasserinhaltsstoffen genutzt, ohne weiteres Ozon zuzuführen. Daraus ergaben sich eine Aufenthaltszeit des Abwassers in den mit Ozon begasten Reaktoren von 7 Minuten und eine Gesamtaufenthaltsdauer in der Ozonungsstufe von 21 Minuten. Für die Versuche wurde für 5 bis 7 Stunden Ozon in das Abwasser eingeblasen.

Die Ozonung führte bei den untersuchten Mikroorganismen an den vier Versuchstagen im Allgemeinen zu einer Reduktion der Konzentration im Abwasser. Die Mediane der Reduktionen sind in Abbildung 52 dargestellt.

Die Desinfektionswirkung von Ozon entsprach generell den Angaben in der Literatur. (z.B. Abegglen et al., 2009; ARGE, 2014; Kreuzinger und Schaar, 2011; Tyrrell et al., 1995; Xu et al., 2002; Gehr et al., 2003). Die erreichten Reduktionen für *Giardia lamblia* betrugen mehr als 1,5 log-Stufen und waren damit deutlich höher als für die UV-Bestrahlung. Die ermittelte Reduktionsleistung von Adenoviren lag an drei Tagen bei ca. einer log-Stufe. Am vierten Versuchstag lag der Wert der Adenoviren im Ablauf der Ozonung um eine log-Stufe höher als im Zulauf. Ähnlich unbeständige Ergebnisse wurden auch von ARGE (2014) beschrieben. Die Reduktion weiterer Viren, der Enteroviren, humanen Polyomaviren und Rotaviren, konnte nicht untersucht werden, da diese bereits im Zulauf zur Ozonung nicht nachweisbar waren.

Während der Ozonung wird im Abwasser vorhandenes Bromid zu Bromat oxidiert, welches toxisch ist (von Gunten, 2003) und in der Trinkwasserverordnung mit einem Grenzwert von 10 µg/l angegeben wird. Im Zulauf der Ozonanlage konnte an allen Versuchstagen Bromid-Konzentrationen von 50 bis 70 µg/l nachgewiesen werden. Die Bromat-Konzentration im ozonierten Abwasser lag zwischen < 1 und 8 µg/l und damit auch für die vergleichsmäßig hohen eingesetzten Dosen unter dem Grenzwert von < 10 µg/l. Der Restgehalt an Ozon im Ablauf der Versuchsanlage lag bei < 0,01 bis 0,26 mg/l und ist somit sehr gering.

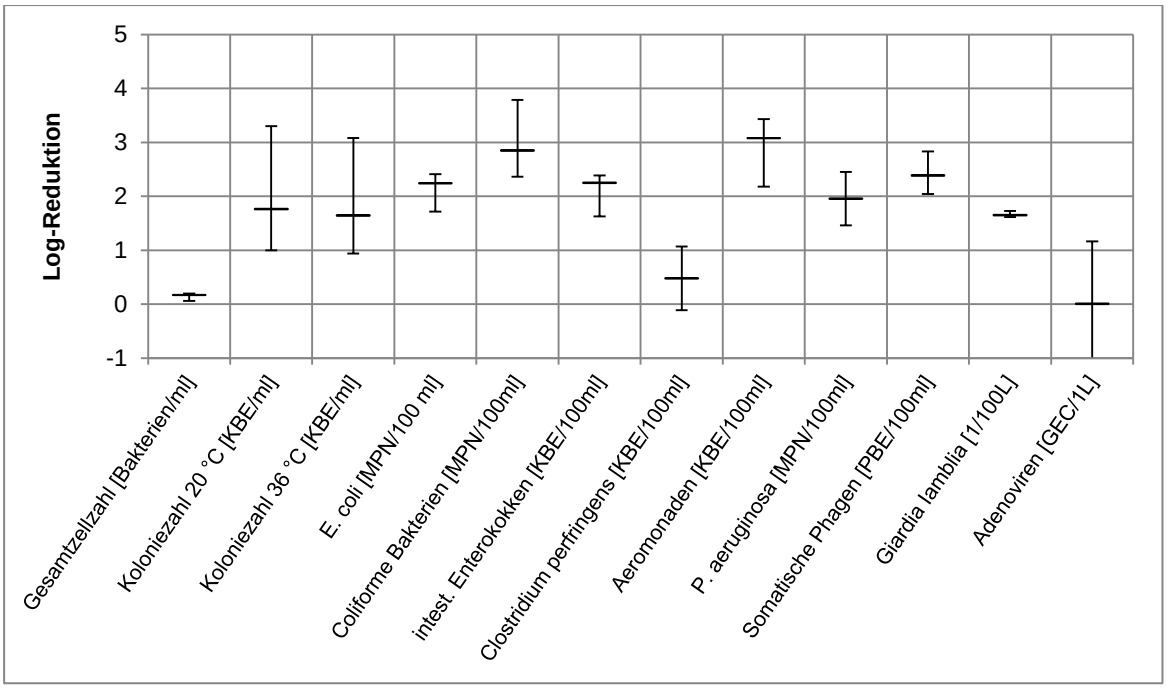


Abbildung 52: Reduktion mikrobieller Belastung durch Ozonung im Ablauf der Kläranlage Schwerte (Median mit Maximal- und Minimalreduktionen; n = 4)

II.7.2.4 Vergleich der Verfahren

Die Konzentration der untersuchten Bakterien im Abwasser wurde durch die beiden geteste-ten Desinfektionsverfahren reduziert. Geringe Reduktionsleistungen wurden für beide Verfahren für *C. perfringens* beobachtet. Insbesondere für die Aeromonaden konnte mit der Ozonung 1 bis 2 log-Stufen höhere Reduktionen als mit der UV-Bestrahlung erreicht werden. Ebenso wurden die Parasiten *Giardia lamblia* deutlich besser durch die Ozonung als durch die UV-Bestrahlung reduziert. Hierbei sei jedoch auf die Schwierigkeiten bei der Bestimmung der inaktivierten *Giardia lamblia* im Abwasser verwiesen. Die somatischen Coliphagen konnten dagegen erfolgreicher durch die UV-Bestrahlung als durch Ozonung reduziert werden.

Ein direkter Vergleich der beiden Verfahren kann nicht ausschließlich über die Reduktionsleistungen erfolgen. Neben der Log-Reduktion spielt auch die erreichte Endkonzentration der Mikroorganismen im Abwasser eine Rolle. Daher sind in Abbildung 53 und Abbildung 54 die in den Versuchen gemessenen Ablaufkonzentrationen dargestellt. Es ist jedoch zu beachten, dass für die beiden Verfahren unterschiedliche Abwässer untersucht wurden und somit auch diese Größe nur einen Orientierungswert liefert.

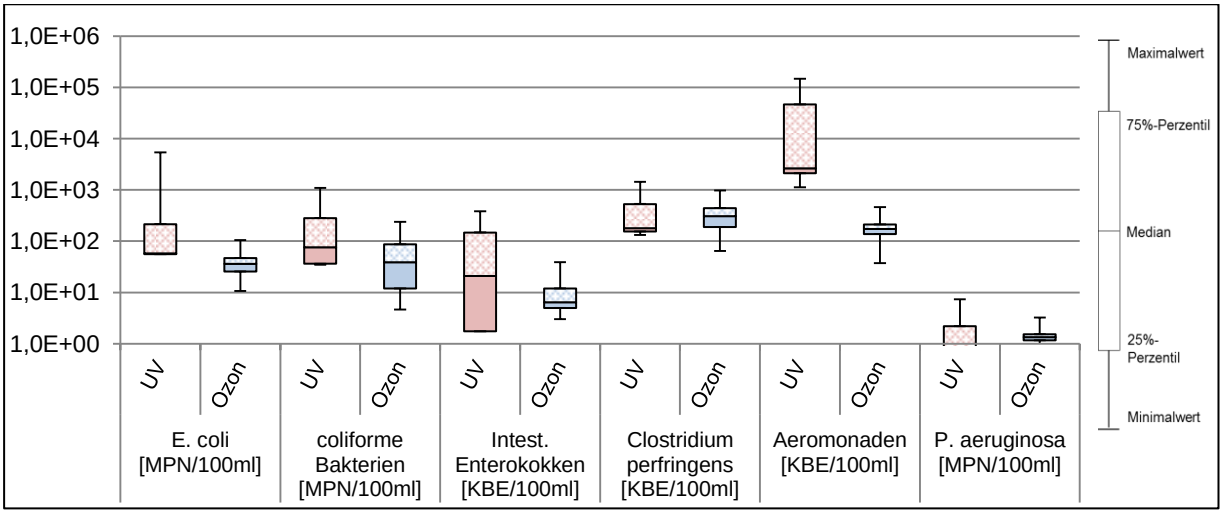


Abbildung 53: Ablaufkonzentrationen der Bakterien nach UV-Bestrahlung und Ozonung

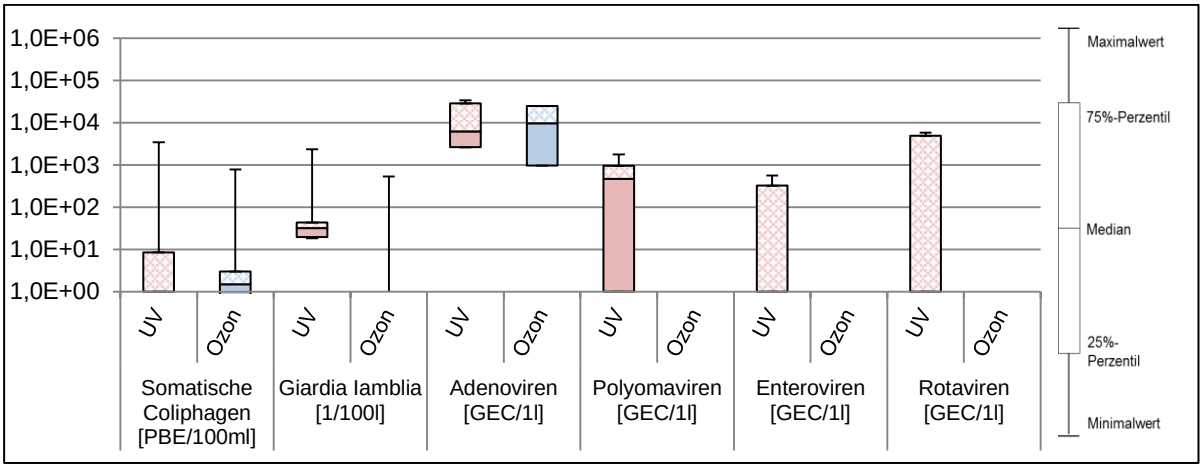


Abbildung 54: Ablaufkonzentrationen der Viren und Protozoen nach UV-Bestrahlung und Ozonung

Die Gesamtzellenzahl und Koloniezahlen bei 20°C und 36° C zeigten nach beiden Desinfektionsverfahren und für beide Abwässer ähnliche Ablaufkonzentrationen. Für *E. coli* wurde die Nachweisgrenze im mit Ozon behandelten Abwasser immer unterschritten. Im Anschluss an die UV-Bestrahlung wurde diese dagegen nur an drei der sieben Versuchstage unterschritten. Die Konzentration der Aeromonaden lag im Anschluss an die Ozonung in einem geringeren Konzentrationsbereich als bei der UV-Bestrahlung.

Viren wurden hauptsächlich im Ablauf der Kläranlage Essen-Süd vorgefunden und nicht im Ablauf der KA Schwerte, weshalb ein Vergleich nicht stattfinden kann. Nur Adenoviren wurden in hoher Konzentration im Ablauf beider Desinfektionsverfahren gefunden.

Eine eindeutige Aussage über die bessere Leistungsfähigkeit eines der beiden Verfahren kann nicht getroffen werden, da diese von den Einstellungen und der Beschaffenheit des Abwassers abhängen. Für die Wahl eines der beiden Verfahren sollten diese ebenfalls monetär und energetisch verglichen werden.

II.7.3 Behandlung von Mischwasser durch UV-Bestrahlung bzw. Ozonung

II.7.3.1 Versuchsaufbau und -durchführung

Die Aufstellung erfolgte am Regenüberlaufbecken der Kläranlage Essen-Süd (Rückhaltevolumen 2.350 m³). Die Versuchsreihen zur Ozonung und UV-Bestrahlung wurden parallel durchgeführt. Eine schematische Darstellung des Versuchsaufbaus kann Abbildung 55 entnommen werden.

Der UV-Reaktor (Wedeco TAK 55) umfasste drei Bänke mit je zwölf UV-Strahlern (Strahlertyp und -leistung s. Abschnitt II.7.2.2). Damit wurde bei gleicher voreingestellter Strahlerleistung abwechselnd ein Volumenstrom von 20 bzw. 40 m³/h Mischwasser behandelt, woraus sich die beiden UV-Dosierzungen UV1 und UV2 ergaben. Vor der Probenahme wurden die UV-Strahler unabhängig voneinander für mindestens 30 Minuten betrieben (Aufwärmen). Die Probenahmestelle im Zulauf lag 0,3 m vor den UV-Bänken, die Ablaufproben wurden 0,75 m hinter den UV-Bänken genommen.

Der Ozon-Reaktor (Wedeco OCS-GSO10) bestand aus zwei Säulen mit einem Durchmesser von 200 mm und einer Höhe von je 4 m. In diesen Reaktoren konnten bis zu 2 m³/h Mischwasser behandelt werden. Der Ozongaseintrag erfolgte über jeweils einem Diffusor je Säule. Die Ozondosis wurde auf 10 bzw. 15 mg/l eingestellt.

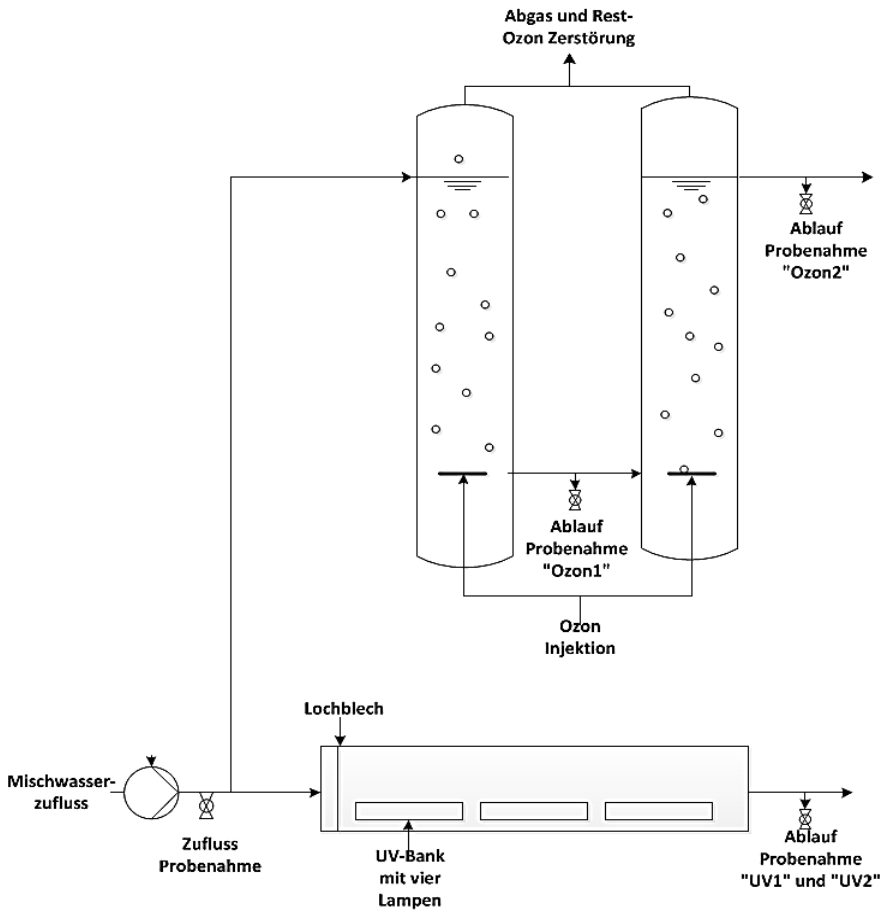


Abbildung 55: Schematischer Versuchsaufbau zur UV-Bestrahlung bzw. Ozonung von Mischwasser

Die Probenahmen erfolgten erst, nachdem sich eine konstante Ozonkonzentration eingestellt und ein zwei bis dreimaliger vollständiger Austausch des Reaktorvolumens stattgefunden hatte. Zur Ermittlung der Desinfektionsleistung wurden Proben mit einem Volumen von 75 –

115 l im Zulauf sowie im Ablauf der Versuchsanlagen genommen. Im Zeitraum von Oktober 2013 bis April 2014 wurden insgesamt fünf Versuchsreihen durchgeführt. Aufgrund mangelnder Niederschläge wurde für alle Versuche künstliches Mischwasser angesetzt. Dazu wurde unbehandeltes Abwasser vom Kläranlagenzulauf in einem Verhältnis von 1:7 mit Grundwasser verdünnt. Im Verlaufe der Versuchsreihe wurde die Verdünnung auf 1:3 reduziert, da der AFS-Gehalt im Versuchswasser im Vergleich zu realen Konzentrationen in Mischwasserüberlaufen zu niedrig war. Die spezifische Ozondosis betrug zwischen 0,6 und 4,8 g_{O2}/g_{DOC} und die ebenfalls für jedes Ereignis berechnete UV-Dosis in Abhängigkeit von Transmission und Durchfluss 125 bis 840 mJ/cm^2. Die Schwankungen der Dosen entstanden durch die unterschiedlichen Eigenschaften des untersuchten Abwassers (vgl. Tabelle 22).

II.7.3.2 Ergebnisse

Die chemisch-physikalischen Parameter des Abwassers sind in Tabelle 22 aufgeführt.

Tabelle 22: Chemisch-physikalische Parameter des künstlichen Mischwassers

Parameter	Einheit	Konzentration im Zulauf mit Standardabweichung
pH Wert	-	7,4 ± 0,2
Trübung	NTU	19,0 ± 13,0
SAK bei 254 nm	cm^{-1}	12,0 ± 6,0
SSK bei 254 nm	cm^{-1}	30,0 ± 17,0
DOC	mg·l^{-1}	7,7 ± 4,4
TOC	mg·l^{-1}	13,5 ± 8,9
Ammonium	mg·l^{-1}	11,8 ± 9,4
Abfiltierbare Stoffe	mg·l^{-1}	19,6 ± 5,9

Die gemessenen Konzentrationen der Bakterien, Viren und Parasiten im Zulauf und im Ablauf sowie die aus den Medianen errechneten Wirkungsgrade (als log-Reduktionen) der beiden Versuchsanlagen sind in Abbildung 56 bis Abbildung 59 zusammengefasst. Zur rechnerischen Annäherung an den sich aus der geringen Zahl der Versuche und der komplexen Matrix ergebenden Fehler wurden die Wirkungsgrade (als log-Reduktionen) der einzelnen Versuchstage gebildet und die größte Abweichung zwischen dem aus den Medianen ermittelten Wirkungsgrad und dem Einzelwirkungsgrad herangezogen. Diese ist als Unsicherheit in Abbildung 56 bis Abbildung 59 angegeben.

Die Zulaufwerte für *E. coli* und intestinale Enterokokken liegen im Bereich von Literaturwerten für Untersuchungen an realem Mischwasser aus Regenüberlaufbecken (vgl. Tondera et al., 2013; Christoffels et al., 2014). Auch für Gesamtcoliforme gibt es vergleichbare Konzentrationen in der Literatur (Arnone und Perdek Walling, 2005).

Bei den Protozoen blieben Cryptosporidien stets unter der Bestimmungsgrenze. *Giardia lamblia* wurden in vergleichbaren Konzentrationen wie in Christoffels et al. (2014) gemessen.

Die Analyse der untersuchten Viren zeigte große Konzentrationsschwankungen sowohl im Zu- als auch im Ablauf. Diese sind zum einen auf die unregelmäßige Abwasserkonzentration im Zulauf, auf die Behandlung in den Versuchsanlagen sowie auch auf Schwierigkeiten bei der Laboranalyse zurückzuführen. Außerdem ist unklar, wie und ob Viren in Abwasser agglomerieren und es somit zu einer Verfälschung der Ergebnisse kommt (Characklis et al., 2005). Somatische Coliphagen wurden in vergleichbaren Konzentrationen wie in Christoffels et al. (2014) gefunden.

In allen Versuchsreihen war die Konzentration an Salmonellen im Zulauf im Vergleich zu den anderen betrachteten Bakterien mit Ablaufwerten von ≤1 MPN/100ml sehr niedrig.

Durch die UV-Bestrahlung konnte eine Reduktion aller untersuchten Bakterien erreicht werden. Unterschiede zwischen den Ergebnissen für beide Bestrahlungsstärken liegen im Bereich der jeweiligen angenommenen Unsicherheit, so dass kein Unterschied der Wirkung der erhöhten UV-Dosis festgestellt werden kann. Die Ozonung führte bei allen untersuchten Mikroorganismen, mit Ausnahme der Gesamtzellzahl, zu einer Reduktion der Konzentrationen ≥1,8 log-Stufen im Abwasser. Es ließ sich kein klarer Vorteil einer höheren Ozondosis erkennen.

Für *Giardia lamblia* ergaben sich negative Reduktionen bei UV-Bestrahlung (vgl. Schwierigkeiten bei der Interpretation der Ergebnisse in Abschnitt II.7.2.2). Bei der Ozonung konnte jedoch eine Desinfektion festgestellt werden, da die Mikroorganismen durch das Verfahren stark geschädigt werden, wodurch eine Veränderung der Zellzahlen zwischen Zu- und Ablauf mittels Immunfluoreszenz messbar ist (Koch, 2014).

Bei den Viren wird in Abbildung 58 ersichtlich, dass die Konzentrationen im Zu- und Ablauf in erheblichem Maße schwankten und damit die Unsicherheit der log-Reduktion hoch ausfällt. Ein Vergleich mit Literaturwerten ist nur für solche Untersuchungen möglich, die sich auf Mischwasser oder ausschließlich mechanisch behandeltes Abwasser beziehen, da sich die chemisch-physikalische Zusammensetzung des Abwassers durch die biologische Behandlung stark verändert. Eine weitere Schwierigkeit bei der UV-Bestrahlung ergibt sich daher, dass die mittels Point Source Summation Method (UV-DIS, USEPA 1992 - Version 3.1) be-

stimmte UV-Dosis nicht unmittelbar mit der nach CBD-Methode bestimmten vergleichbar ist. Es können daher als Vergleichswerte nur Transmission, Trübung, Feststoffanteil und Strahlerleistung genutzt werden. Gehr et al. (2003) untersuchten die Reduktion von Fäkalkoliformen und *C. perfringens* in kommunalem Abwasser, dass mechanisch (Absetzen) und chemisch (Flockungsmittel) behandelt wurde, u.a. durch Ozonung und UV-Bestrahlung. Bei vergleichbarer Bakterienkonzentration im Zulauf, einer UV-Transmission von 4,6-29,5 % (bei 1 cm) und AFS-Gehalten von 16 bis 45 mg/l wurde eine vergleichbare Reduktionen bei einer UV-Bestrahlung von 20 bis 60 mJ/cm^2 (mittels CBD-Methode bestimmt). Für die Ozonung bei einer Trübung des behandelten Abwassers von 16 bis 31 NTU wurden zu den hier durchgeführten Untersuchungen vergleichbare Reduktionen erst mit 40-50 mg/l transferierter Ozondosis erreicht, was an dem hohen CSB-Konzentrationen von 123-240 mg/l liegen kann.

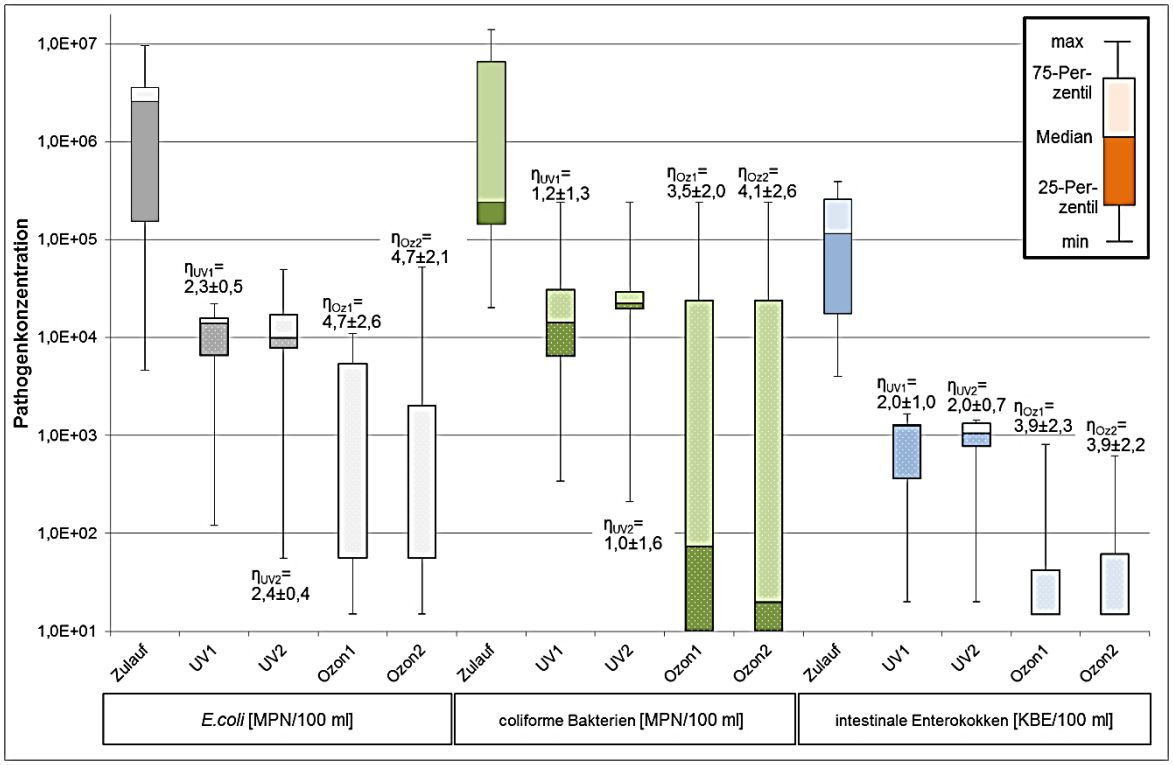


Abbildung 56: Konzentrationen der Indikatorbakterien im Zu- und Ablauf der Mischwasserversuchsanlagen sowie Wirkungsgrade (als Log-Reduktionen) η ± Unsicherheit

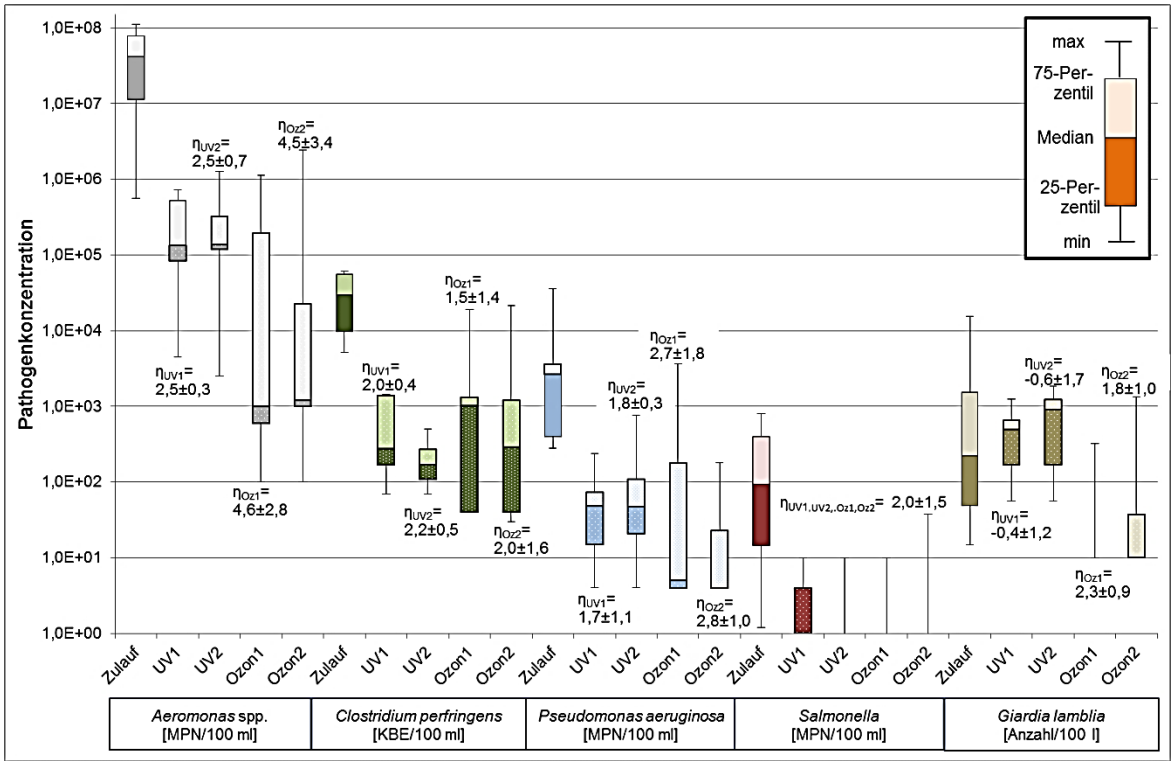


Abbildung 57: Konzentrationen weiterer Bakterien und Protozoen im Zu- und Ablauf der Mischwasserversuchsanlagen mit Wirkungsgrade (als Log-Reduktionen) η ± Unsicherheit

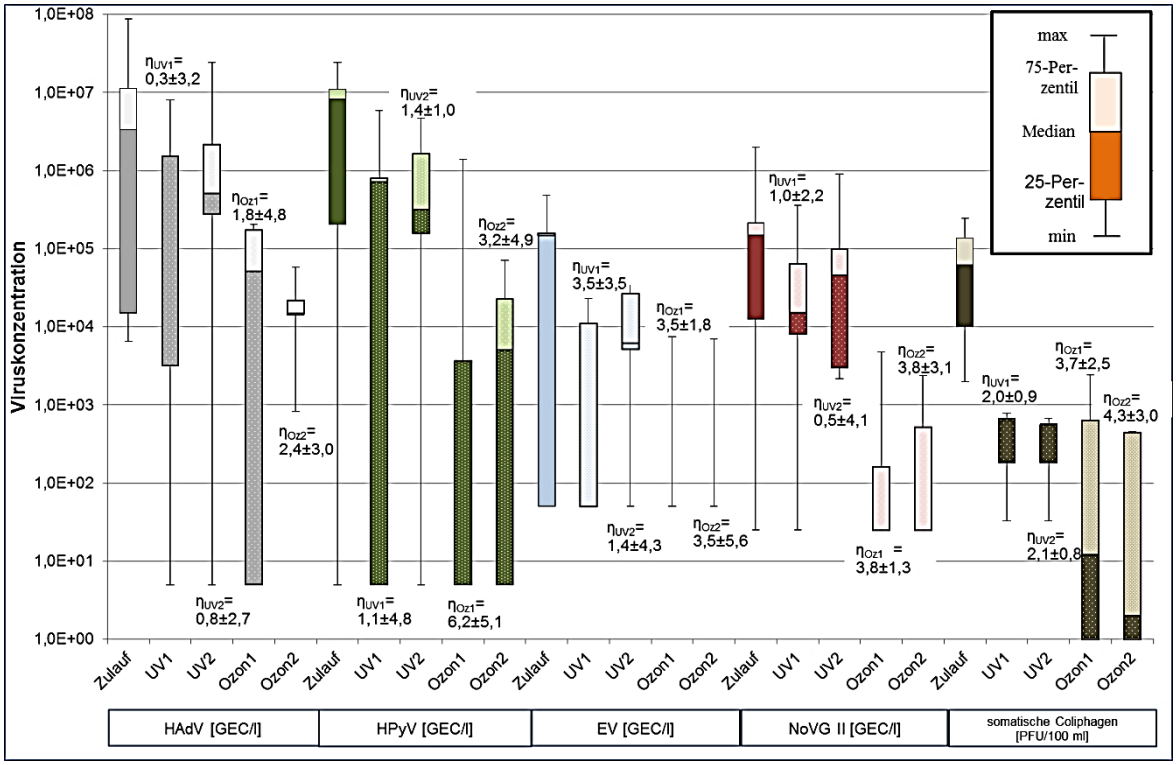


Abbildung 58: Virenkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Mischwasserversuchsanlagen mit Wirkungsgrade (als Log-Reduktionen) η ± Unsicherheit

Da für die Reaktion von Perameisensäure mit Mikroorganismen im Abwasser eine Einmischungsstrecke und eine Reaktionszeit von etwa zehn Minuten benötigt wird (abgeschätzt nach Gehr et al., 2009), fiel die Wahl der großtechnischen Anwendung im Rahmen des Projekts auf das RÜB der Kläranlage Velbert-Hespertal, da dort der Abschlag des Mischwassers zum RÜB eine Kaskadenstruktur durchläuft. Die Einmischung der Perameisensäure (6,8 ppm) erfolgt ereignisgesteuert über eine Desinfektionsanlage der Firma Kemira (Desinfix).

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen für Bakterien können Abbildung 59 entnommen werden. Für Viren konnten nur für Enteroviren und somatische Coliphagen Reduktionen festgestellt werden. Auch für *Giardia lamblia* war keine Reduktion erkennbar. Cryptosporidien wurden weder im Zu- noch im Ablauf gemessen.

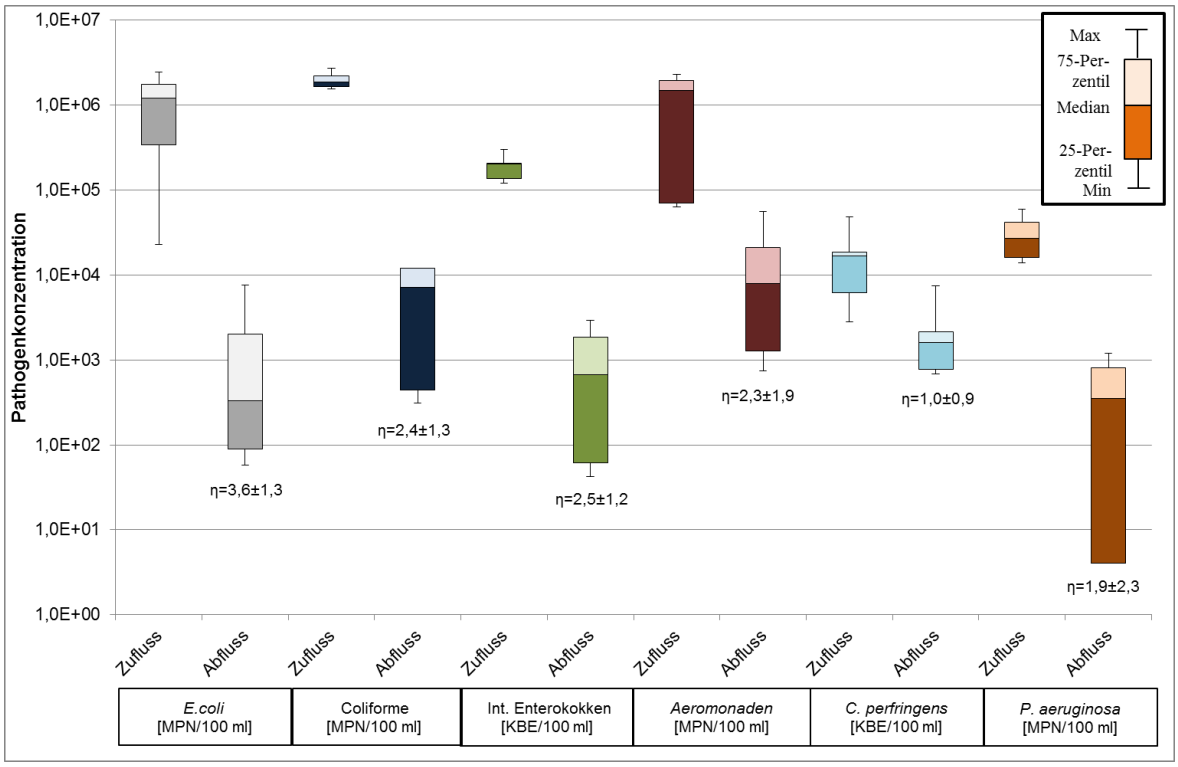


Abbildung 59: Zu- und Ablaufkonzentrationen für Bakterien nach Behandlung mit Perameisensäure sowie Wirkungsgrade (als Log-Reduktionen) η ± Unsicherheit

II.7.3.3 Vergleich der Verfahren zur Mischwasserbehandlung

Im direkten Vergleich mit den Reduktionen der UV-Bestrahlung konnten durch die Behandlung des Mischwassers mit Ozon bei allen betrachteten Parametern, mit Ausnahme von *C.*

perfringens und Salmonellen, höhere Reduktion erreicht werden. Bei Salmonellen lag dies scheinbar an der niedrigen Eingangskonzentration.

Bei den Viren ergab sich in den meisten Fällen bei der Ozonung zudem eine höhere Unsicherheit als bei der UV-Bestrahlung.

Die Versuche zur Perameisensäure wurden an Mischwasser mit anderen Konzentrationen durchgeführt, so dass ein direkter Vergleich erschwert ist. Die Reduktionsraten für Bakterien sind jedoch stets höher als eine log-Stufe mit einer relativ geringen Abweichung (Ausnahme: *C. perfringens*). Damit liegen die Eliminationen zwischen denen von UV-Bestrahlung und Ozonung, mit Ausnahme der Aeromonaden, deren Elimination unterhalb der durch UV-Bestrahlung liegt.

Es ließ sich insgesamt kein Vorteil der jeweils höheren UV-Bestrahlungsdosis oder des erhöhten Ozoneintrags gegenüber der geringeren Dosis erkennen. Im Fall der Perameisensäure wurde nur eine Dosierung getestet. Generell schwanken die spezifischen Konzentrationen jedoch aufgrund der Schwankungen des Abflusses während eines Ereignisses.

II.7.4 Maßnahmenszenario für das Projektgebiet mit Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Für einen Badebetrieb an der Ruhr im Projektgebiet ist zunächst sicherzustellen, dass die Grenzwerte der Badegewässerrichtlinie eingehalten werden. Bei TW kann dies heute schon erreicht werden; jedoch ist nach Niederschlägen mit Mischwasserentlastungen eine Überschreitung der Grenzwerte um bis zu 48 Stunden gegeben (vgl. Abschnitt II.8.3.4.5). Für eine Sicherung des Badebetriebs ist daher insbesondere eine Reduktion der niederschlagsbedingten Einträge notwendig. Von den in der Badegewässerrichtlinie beschriebenen Indikatorparametern geht jedoch nicht die größte gesundheitliche Gefährdung aus (vgl. Abschnitt I.4.1.1).

Für die Trinkwassergewinnung gilt hinsichtlich der relevanten Eintragspfade, dass eine Reduktion der Krankheitserreger, die heute in die Ruhr gelangen, zu einer verbesserten Rohwasserqualität in der Ruhr führen wird. Das im Folgenden dargestellte Szenario kann als generelle Herangehensweise an die Reduktion potentieller Eintragspfade in einem Einzugsgebiet verstanden und auf andere Gebiete angewendet werden. Es ist für den Indikatorparameter *E.coli* ausgelegt.

II.7.4.1 Maßnahmen an Kläranlagen

Die im Basisszenario ermittelten *E. coli*-Frachten aus dem Kläranlagenablauf entsprechen ca. 42 % des während der Badesaison von außen in die Ruhr eigetragenen Frachteintrags Die Entscheidung, an welcher Kläranlage bevorzugt Maßnahmen ergriffen werden sollen, erfolgt gemäß des durchschnittlichen Frachteintrags und der geographischen Lage. Ca. 50 % der Fracht aus Kläranlagen im Bilanzraum gelangt über die Kläranlagen Essen-Süd und Hattingen in die Ruhr, 18 % aus der Kläranlage Kupferdreh, 8 % aus der Kläranlage Burg-Altendorf 3% aus der Kläranlage Velbert-Hespertal (3 %). Im Gegensatz zu den zuvor genannten Anlagen liegen die Kläranlagen Kettwig und Abtsküche stromabwärts des Baldeneysees und haben keinen Einfluss auf die Gewässerqualität an dieser potenziellen Badestelle. Diese beiden Anlagen sind insbesondere für die Sicherung der Badegewässerqualität in Mülheim relevant.

Aus den Projektergebnissen kann für die in Abschnitt II.7.1.1 beschriebenen Desinfektionsverfahren UV-Bestrahlung und Ozonung eine Elimination von durchschnittlich zwei log-Stufen für den Parameter *E. coli* angesetzt werden (Verringerung des Gesamtfrachteintrags während der Badesaison in die Ruhr um $5{,}6 \cdot 10^{15}$ MPN).

Die UV-Bestrahlung zeichnet sich durch eine verfahrenstechnisch einfache Umsetzung auf der Kläranlage aus. Ein Vorteil der Ozonung ist, dass neben der Desinfektion auch eine Spurenstoffelimination stattfindet. Jedoch ist nach dem aktuellen Stand des Wissens eine biologische Behandlung einer Ozonung nachzuschalten, um mögliche (öko)toxische Transformationsprodukte abzubauen (z.B. Abegglen et al., 2012). Im Ablauf der Kläranlagen Essen-Süd und Hattingen gibt es Schönungsteiche, welche als Nachbehandlungsstufe genutzt werden können. Daher ist die Eignung für eine Ozonungsanlage an diesen beiden Standorten separat zu prüfen. Für die übrigen Anlagen bietet sich eine UV-Behandlung an.

Ausrüstung der Kläranlagen mit UV-Anlagen

Für die Kostenschätzung zur Ausrüstung der Kläranlagen mit UV-Anlagen wurden alle Kläranlagen im Projektgebiet betrachtet. Da das Baden in der Ruhr im Fokus steht, müssen die Desinfektionsanlagen hauptsächlich während der Badesaison (halbjährlicher Betrieb) betrieben werden.

Die Investitionskosten wurden entsprechend der Angaben im DWA-Merkblatt 205 (2014) abgeschätzt. Dadurch ergaben sich in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte für jede Kläranlage die Bruttoinvestitionskosten inklusive Nebenkosten. Die Betriebskosten der UV-Behandlungsanlagen wurden nach den Dimensionierungsangaben von Xylem ermit-

telt. Die Kostenpositionen untergliedern sich hierbei in Energiekosten, Sachkosten, Wartung und Instandhaltung sowie Personalkosten.

Entsprechend der angegeben Berechnungsgrundlage ergeben sich die in Tabelle 23 dargestellten Kosten zum Ausbau der Kläranlagen mit UV-Anlagen.

Tabelle 23: Kosten zum Ausbau der Kläranlagen mit UV-Anlagen

	Investitionskosten [EUR]	Betriebskosten [EUR]
KA Essen Süd	1.560.000	171.000
KA Hattingen	1.300.000	129.000
KA Kupferdreh	1.120.000	122.000
KA Kettwig	825.000	138.000
KA Burg Altendorf	680.000	65.000
KA Abtsküche	594.000	61.500
KA Velbert Hespertal	540.000	49.000

Ausrüstung der Kläranlagen mit Ozonanlagen

Die in einem ersten Ansatz ermittelten Kosten für die Ozonung liegen deutlich höher als die Kosten für die UV-Behandlung. Ein Vorteil der Ozonung ist die zusätzliche Spurenstoffelimination. Dennoch wurde aufgrund der hohen Kosten der Ozonung und der Zielsetzung dieses Projekts die UV-Bestrahlung als Verfahren für die Desinfektion des Kläranlagenablaufs gewählt. Dabei wurde stets auch der hydraulische Wirkungsgrad (Gesamtbehandlungskapazität der Anlage bei einem Entlastungsereignis) berücksichtigt.

II.7.4.2 Maßnahmen zur Mischwasserreduzierung und -behandlung

Die im Folgenden beschriebenen Maßnahmen führen zu einer Reduktion der Frachteinträge, die zu einer Gesamtreduktion des Basisszenarios führen, wie in Abbildung 60 und Abbildung 61 dargestellt.

Kanalnetzsteuerung

Eine eigene Anfrage bei den Kommunen, die für das Kanalsystem innerhalb des Projektgebiets verantwortlich sind, ergab, dass dieses derzeit nicht im Sinne einer integrierten Kanalnetzsteuerung optimiert gesteuert wird (Stand Mitte 2014).

Grundsätzlich ist es schwierig abzuschätzen, in welchem Maß vorhandenes Retentionsvolumen ausgenutzt werden kann, da die Qualität und Quantität von Messdaten in der Kanalisation und an Regenbecken oft unzureichend ist und die Ausgestaltung des Einzugsgebietes eine maßgebliche Rolle spielt (Weyand et al., 2003). Aus diesem Grund können hier nur Annahmen getroffen werden, die einer späteren Überprüfung bedürfen. Für das Projektgebiet wird pauschal eine Einsparung von 15 % der Entlastungswassermenge durch optimierte Kanalnetzsteuerung angenommen. Es wird vereinfacht angenommen, dass die durch die Kanalnetzsteuerung zusätzlich zu den in der Kläranlage behandelten Wassermengen fast vollständig desinfiziert werden. Die nach Scheer (2008) angenommenen Kosten für Bau und Betrieb einer Kanalnetzsteuerung werden hier für die 13 Becken mit den höchsten Abschlagsmengen sowie pauschal für 13 weitere Becken abgeschätzt.

Die Höhe der Kosten ist stark davon abhängig, wie umfangreich und aktuell der Datenbestand für die einzelnen Kanalnetze in den Kommunen vorliegt. Gegebenenfalls ist für eine intensive Netzbetrachtung mit weiteren, erheblichen Kosten zu rechnen.

Die Kanalnetzsteuerung bewirkt einen Rückgang der Mischwasserentlastungen, insbesondere bei kleineren Regenereignissen. Eine Abnahme des Entlastungsvolumens um 15 % korrespondiert in der Berechnung der eingetragenen Mischwasservolumina in Abschnitt II.3.3 mit einer Neubestimmung der Trocken- und Regenwettertage bei einer Niederschlagshöhe von 4 mm anstelle von 1 mm. Damit sinkt die Anzahl der Tage, die per Definition als Regenwettertage gelten, von 104 Tagen auf durchschnittlich 72 Tage auf Basis des Niederschlagsgeschehens der Jahre 2000 bis 2012. Somit erhöht sich die Anzahl der potentiellen Badetage um ca. 65%.

Retentionsbodenfilter

Die hauptsächlich emittierenden RÜB und Stauraumkanäle wurden zunächst auf ihre Lage im Verhältnis zu den derzeit genutzten Badestellen im Projektgebiet evaluiert. Es wurden weiterhin nur Becken mit direkter Auswirkung auf den Baldeneysee betrachtet.

In einer dicht besiedelten Gegend ist der Bau neuer Retentionsbodenfilter aufgrund mangelnden Platzangebots nur eingeschränkt möglich. Für die Abschätzung, an welchen Bauwerken in diesem Projektgebiet der Bau von Retentionsbodenfilterbecken umsetzbar ist, wurde per GIS-Karte die Verfügbarkeit der Flächen in unmittelbarer Umgebung eines Abschlagsbauwerks ermittelt. Dabei wurden im Sinne der überschlägigen Abschätzung unbebaute Flächen als grundsätzlich geeignet angesehen. Unberücksichtigt bleibt die Einzeldynamik der Ereignisse, die im Sinne des DWA M-178 (2005) bzw. des Retentionsbodenfilterhandbuchs NRW (MUNLV, 2003) mit Langzeitsimulationen überprüft werden müssen. Es

ergeben sich nach diesem Ansatz fünf als Vorstufe geeignete Abschlagsbauwerke mit einem möglichen Gesamtvolumen von ca. 26.000 m^3.

Für die Baukosten von Retentionsbodenfiltern bei existierender Vorstufe können die Kostenrichtwerte gemäß GVLH (2006) abgeschätzt werden, zuzüglich werden nach HAOI 15 % der Netto-Investitionskosten pauschal für die Planung angesetzt. Hillenbrand und Böhm (2004) geben zudem Betriebskosten für Retentionsbodenfilter im Mischsystem von 5 bis 10 €/(m^3·a) an. Nimmt man ein mittleres Szenario mit 7,50 €/(m^3·a) an, so ergeben sich für die abgeschätzten Ausbaugrößen von insgesamt 26.000 m^3 Betriebskosten von gerundet 195.000 €/a für alle RBF.

Lamellenklärer mit anschließender UV-Behandlung

Eine weitere Möglichkeit zur Reduzierung des Frachteintrags durch Mischwasserentlastungen ist die Ertüchtigung von RÜB mit Lamellenklärern. Da Feinpartikel von der Sedimentation nicht stark beeinflusst werden, ist nicht davon auszugehen, dass Bakterien und Viren nennenswert reduziert werden (Fuchs et al., 2014). Um eine Desinfektion zu gewährleisten, sollte der Ablauf der ertüchtigten Regenüberlaufbecken daher um UV-Anlagen ergänzt werden. Lamellenklärer, die für einen erhöhten Feststoffrückhalt sorgen, werden auf die Oberflächenbeschickung hin bemessen. Dabei soll die projizierte Oberfläche der Lamellenklärer das bis zu 4,5-fache der Oberfläche eines RÜB betragen, um einen maximalen Rückhalt zu erlangen (Krauth und Bondareva, 2000). Es ergibt sich eine projizierte Lamellenkläreroberfläche von ca. 26.000 m^2 für acht Abschlagbauwerke.

Es wurde für diese Betrachtung davon ausgegangen, dass die Kombination von Lamellenklärer und UV-Behandlung zu einer Reduktion der Bakterienkonzentrationen um eine halbe log-Stufe führt.

Dohmann et al. (2003) geben Kosten für die Installation von Lamellenklärern in Höhe von 150 € je m^2 projizierter Oberfläche an, dazu werden nach HAOI 15 % Planungskosten angenommen. Die Lebensdauer der Lamellenklärer wird mit 15 a abgeschätzt, die Planung entsprechend über diesen Zeitraum abgeschrieben. Der betriebliche Aufwand wird von den Autoren als extrem gering beschrieben.

Die UV-Anlagen nach den Lamellenklärern wurden auf den möglichen Jahresdurchschnittswert des Entlastungsdurchflusses hin bemessen. Aus den vom Ruhrverband zur Verfügung gestellten Daten der einzelnen Regenbecken wurden Entlastungsvolumenströme von rund 100 bis 200 l/s ermittelt. Die in DWA-M 205 (2013) angegebene Kostenkurve für Kläranlagen wurde mittels des abgeschätzten Wasserkonsums von 120 l/(E·d) und den in ATV-DVWK-A 198 (2003) angegebenen Tagesspitzenwerten auf Durchflussmengen je l/s umgerechnet.

Die Strahler-Laufzeit wurde auf Basis der Jahresentlastungsstunden ermittelt, da es aufgrund der Datenlage nicht möglich war, die Laufzeit während der Badesaison abzuschätzen.

Zusammenfassung Kostenschätzung Mischwasserbehandlung

Aus den Einzelmaßnahmen an den Regenüberlaufbecken und bei der Kanalnetzsteuerung wurden die in der Tabelle 24 aufgeführten Kosten ermittelt. Aufgrund der vielen Abschätzungen wurde zudem eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, inwiefern sich eine Veränderung der Investitionskosten um ± 50% auf die errechneten Jahreskosten auswirkt. Es zeigt sich, dass insbesondere die Lamellenklärer mit UV-Behandlung stark abhängig von den Investitionskosten sind.

Tabelle 24: Kosten zur Installation und zum Betrieb von Mischwasserbehandlungsanlagen

	Investitionskosten (IK) [EUR]	Betriebskosten [EUR]	Veränderung Jahreskosten bei IK -50%	Veränderung Jahreskosten bei IK +50%
Kanalnetzsteuerung	1.500.000	80.000	-26 %	+29 %
Retentionsbodenfilter	8.200.000	200.000	-34 %	+34 %
Lamellenklärer + UV-Behandlung	15.400.000	270.000	-42 %	+40 %

II.7.4.3 Maßnahmen an diffusen Quellen

Aufgrund der Flächennutzung im Projekteinzugsgebiet und der in Tabelle 17 angegebenen Konzentrationen sticht hier vor allem die Landwirtschaft als größter Pfad für diffuse Einträge in die Badegewässer heraus. Dennoch werden neben den Kosten für einen Kooperationsberater und für die Erweiterung von Gewässerrandstreifen auch Kosten für Hinweistafeln zu Fütterungsverboten von Wildvögeln, Hundekotsammelbehälter sowie Toiletten an den Badestellen angesetzt. Diese dienen neben der Minimierung der Einträge von pathogenen Keimen auch einer Sauberkeit der potentiellen Badestellen.

Für den Kooperationsberater werden Ausgaben in Höhe von 70.000 €/a angenommen, welche jedoch nur die reinen Personalkosten widerspiegeln und keine Personalinfrastruktur, z.B. Räumlichkeiten, EDV, Fahrzeug, etc., beinhalten. Diese Kosten sind gegebenenfalls zu ergänzen. Neben der Ausweitung von Gewässerrandstreifen liegt ein weiterer Schwerpunkt bei der Güllelagerung. Hierfür wird ein Budget zur finanziellen Unterstützung dieser Maßnahmen

benötigt. In Anlehnung an die im Jahr 2011 durch die RWW getätigten Beihilfen werden 80.000 €/a vorgesehen. Die Beschilderung, welche auf ein Fütterungsverbot der Vögel hinweisen sollen, werden mit Jahreskosten von 10.000 € (200 bis 500 €/Schild) angesetzt, wobei diese Kosten entfallen könnten, wenn der entsprechende Hinweis auf der allgemeinen Informationsbeschilderung zu den Badestellen integriert würde.

An den eigentlichen Badestellen ist damit zu rechnen, dass die Gäste Hunde ausführen. Um den Eintrag von Hundekot mit entsprechender Belastung mit Krankheitserregern in die Ruhr zu reduzieren, sollten Hundekotsammelbehälter vorgesehen werden. (1000 €/a je Behälter ; vgl. Lauschke, 2013). Die Entsorgung des Inhalts und die Wartung sind im Preis inbegriffen. Darüber hinaus sind Toiletten an den Badestellen einzurichten. Eine Recherche ergab Kosten von ca. 25 €/d (erento.com, 2014) je mobile Toilette. Für 6 Badestellen werden jeweils 4 solche Toiletten während der Badesaison (Mai-September) vorgesehen. Damit ergeben sich Kosten von 288.000 €/a, die für die Verringerung des diffusen Eintrags angesetzt werden. Es ist jedoch nicht vorhersagbar, in welchem Ausmaß diese Maßnahmen den Eintrag von *E. coli* in die Ruhr vermindern, da kein Modell verfügbar ist.

II.7.4.4 Auswirkungen ausgewählter Maßnahmen auf den mikrobiologischen Eintrag

Die potentielle Reduktion der Einträge in die Ruhr durch die in II.7.2.2 beschriebene UV-Behandlung der Kläranlagenabläufe und den in Abschnitt II.7.4.2 vorgeschlagenen Minderungsmaßnahmen und Behandlungsanlagen für Mischwasser können Abbildung 60 und Abbildung 61 entnommen werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Einträge durch diffuse Quellen und Seitenarme konstant bleiben, da die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Pathogenkonzentration dieser Eintragspfade mangels Modell nicht abgeschätzt werden können.

Alle Maßnahmen zusammen bewirken die in Abbildung 60 dargestellte Reduktion um $1{,}3 \cdot 10^{16}$ MPN, also ca. 0,2 log-Stufen. Dies kommt durch die hohen *E. coli*-Konzentrationen im Mischwasser gegenüber den anderen Eintragspfaden (vgl. Tabelle 17) und dem zu berücksichtigenden hydraulischen Wirkungsgrad bei der Behandlung zustande. Berücksichtigt man die in Tabelle 24 angegebenen Kosten zur Reduktion von 3,5·1015 MPN durch die Kanalnetzsteuerung, $3{,}6 \cdot 10^{15}$ MPN durch RBF und $1{,}4 \cdot 10^{15}$ MPN durch Lamellenklärer mit UV-Bestrahlung, so empfiehlt es sich, die Kanalnetzsteuerung aufgrund des Kosten-Nutzen-Verhältnisses als erste Maßnahme umzusetzen. Dies ist auch aufgrund der beschriebenen Zunahme der potentiellen Badetage durch die Kanalnetzsteuerung empfehlenswert.

Betrachtet man Trockenwettertage, so kann man feststellen, dass die Einträge um $1{,}2 \cdot 10^{15}$ MPN zurückgehen, was einer Reduktion von ca. 0,6 log-Stufen entspricht und auf die Behandlung der Kläranlagenabläufe zurückzuführen ist.

Rückschlüsse auf eine Konzentration im Gewässer sind aufgrund der vielen Unsicherheiten hinsichtlich Gesamteintrag und Abbaumechanismen im Gewässer bei der vorhandenen Datenbasis nicht möglich; es lässt sich jedoch feststellen, dass bei Trockenwetter die Bedeutung des Eintrages durch diffuse Quellen nach der Umsetzung von Behandlungsmaßnahmen an den Kläranlagen überwiegt.

Sollten Maßnahmen im Projektgebiet umgesetzt werden, sollte für eine Sicherung des Badebetriebs ein Monitoring auf die tatsächlich eintretende Wirksamkeit erfolgen, da mangels geeigneter Modelle für das Projektgebiet keine Aussagen dazu gemacht werden können, wie sich die Mikroorganismen im Gewässer verhalten. Eine schrittweise Implementierung scheint daher angezeigt. Insbesondere hinsichtlich der Viren, Parasiten und Bakterien, die sich nicht wie die Indikatorparameter verhalten, muss die Wirksamkeit sukzessive überprüft werden.

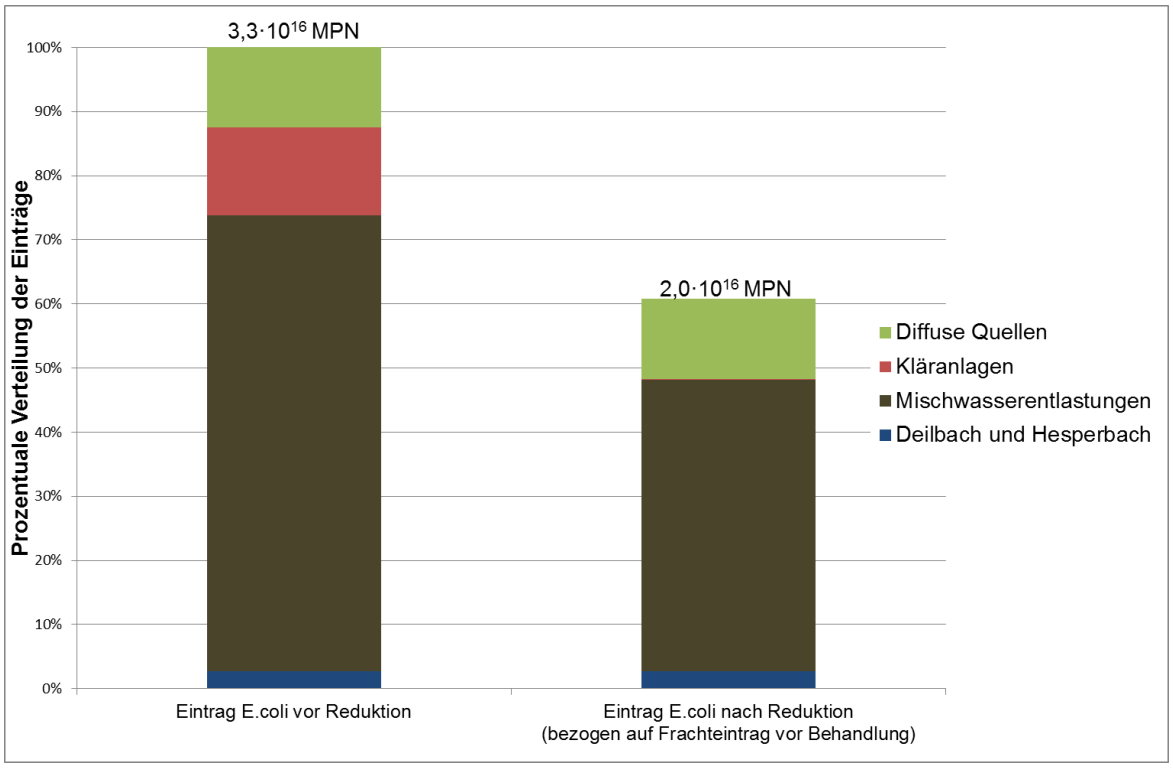


Abbildung 60: Vergleich der *E. coli*-Frachteinträge bei Regenwetter vor und nach Umsetzen von Behandlungsmaßnahmen

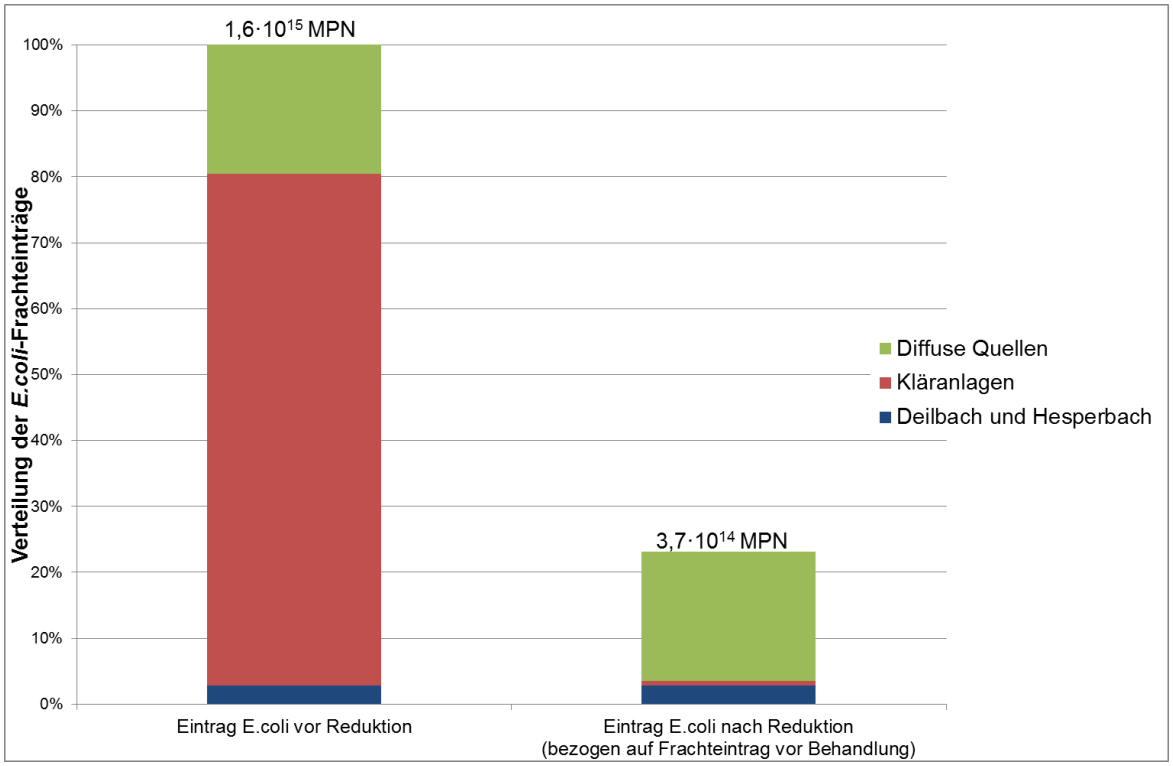


Abbildung 61: Vergleich der *E. coli*-Frachteinträge bei Trockenwetter vor und nach Umsetzen von Behandlungsmaßnahmen

II.8 Monitoring/Frühwarnsystem – Arbeitspaket 4b

II.8.1 Erprobung von Schnelltests zur Quantifizierung von *E. coli*, coliformen Bakterien, intestinalen Enterokokken und *P. aeruginosa*

Zur Entwicklung eines Frühwarnsystems für die Früherkennung mikrobieller Belastung wurden verschiedene Messverfahren zur Bestimmung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken (EU Badegewässerrichtlinie) sowie von coliformen Bakterien und *P. aeruginosa* verglichen. Dabei wurden sowohl die kommerziellen Schnelltests Colilert®, Enterolert® und Pseudalert® der Firma IDEXX), wie auch der Nachweis der Zielorganismen mittels quantitativer PCR (*E. coli* und intestinale Enterokokken) untersucht und mit den Referenzverfahren (Mikrotiterplattentests bzw. Membranfiltration) verglichen. Darüber hinaus wurde die Tauglichkeit des Online-Messgeräts Coliguard der Fa. mbOnline für *E. coli* und coliforme Bakterien erprobt (Abschnitt II.8.2). Auf dieser Grundlage sollten die Verfahren auf ihre Eignung als Frühwarnsystem erprobt, bewertet und ggf. auch optimiert werden.

II.8.1.1 Probenahme und Analytik

Durch IWW wurden 2 der 8 im Rahmen der Bestandsaufnahme in AP1 untersuchten Probenahmestellen als geeignete Positionen für das Online-Monitoring ausgewählt. Dies waren im Einzelnen die Stellen Fischereiverein und Seaside Beach. Seaside Beach wurde ausgewählt, da es sich um eine mögliche Badestelle am Baldeneysee handelt und hier eine schnelle Beurteilung der Wasserqualität vor Ort hilfreich wäre. Der Fischereiverein liegt hinter der Einleitung der Kläranlage Essen-Süd und im Zufluss des Baldeneysees. Daraus ergibt sich eine Frühwarnfunktion für die flussabwärts liegende Stelle im Baldeneysee. Mit Probenahmen und Untersuchungen wurde an diesen Probenahmestellen bereits im Rahmen der Bestandsaufnahme in AP1 begonnen. In 2013 und 2014 wurden im Anschluss an das AP1 weitere 19 Probenahmetermine durchgeführt. Der Untersuchungsumfang entsprach hierbei den Parametern der Bestandsaufnahme (Abschnitt II.2.4).

II.8.1.2 Kommerzielle Schnelltests zur Messung von *E. coli*, coliformen Bakterien, intestinalen Enterokokken und *P. aeruginosa*

Die hygienisch-mikrobiologische Qualität im Sinne der EU-Badegewässerrichtlinie wird anhand der beiden Parameter *E. coli* und intestinale Enterokokken bewertet. Als Referenzmethoden sind hierfür die ISO 7899-1 (Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen von Flüssigmedien, MPN-Verfahren, Mikrotiterplattentest) und ISO 7899-2 (Membranfiltrationsverfahren)

für intestinale Enterokokken sowie ISO 9308-1 (Membranfiltrationsverfahren) und ISO 9308-3 (Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen von Flüssigmedien, MPN-Verfahren, Mikrotiterplattentest) für *E. coli* festgelegt. Neben diesen Verfahren sind aber auch kommerzielle Schnelltest z.B. von der Fa. IDEXX erhältlich, welche zum Teil einen einfacheren und schnelleren Nachweis der Zielorganismen ermöglichen sollen.

Um deren Tauglichkeit zur Überwachung der Badegewässerqualität zu überprüfen, wurden Vergleichsmessungen zwischen Referenzverfahren und Schnelltests durchgeführt. Insgesamt lag bis Ende 2013 eine Datenbasis von insg. 224 Proben vor, welche zur Korrelationsanalyse herangezogen wurden.

Die Ergebnisse zeigen hierbei eine gute Übereinstimmung zwischen dem Referenzverfahren für *E. coli* (ISO 9308-3) und der Colilert®-Methode (IDEXX Colilert®-18, Abbildung 62). Tendenziell liegen die Befunde mit dem Colilert®-System für *E. coli* jedoch unter denen der Methode nach ISO 9308-3. Dies ist insbesondere bei höheren Messwerten der Fall. Im Konzentrationsbereich unterhalb 2.000 MPN/100 ml liegen die Wertepaare deutlich besser zusammen (R^2 = 0,9288 und Steigung = 0,9125). Für den Trinkwasserbereich ist das Colilert®-System bereits seit mehreren Jahren als gleichwertiges Verfahren gelistet und erprobt. Auf Basis der vorliegenden Ergebnisse ist davon auszugehen, dass das Verfahren auch für die Überwachung der Badegewässerqualität geeignet ist.

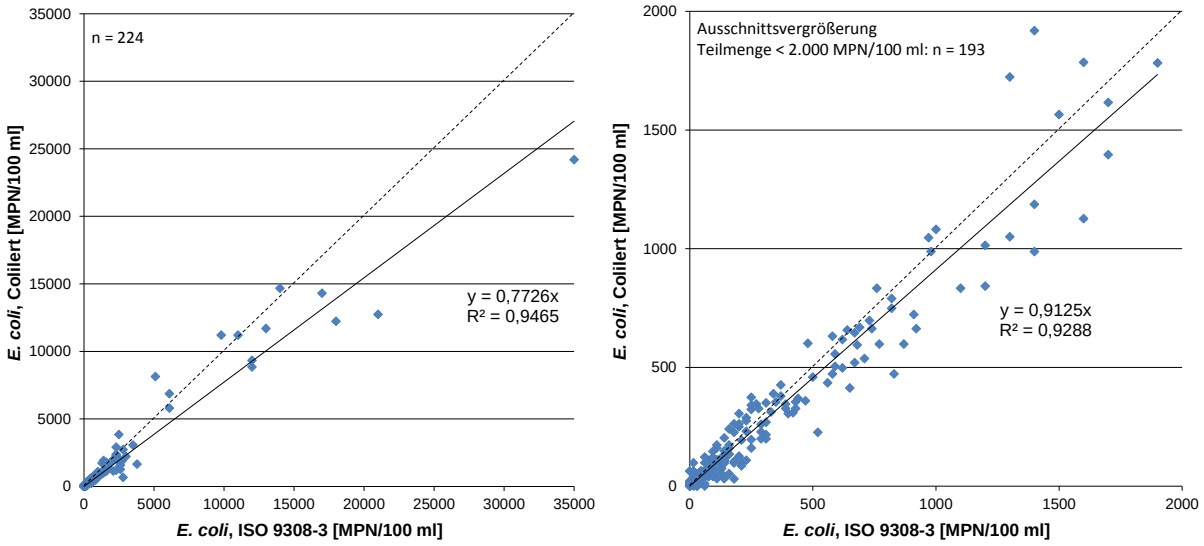


Abbildung 62: Korrelation der Ergebnisse des Colilert®-Schnelltest für *E. coli* mit den Ergebnissen des Referenzverfahrens nach ISO 9308-3.

Eine tendenzielle Vergleichbarkeit der Ergebnisse für den Nachweis von intestinalen Enterokokken mit der Referenzmethode ISO7899-2 und der Enterolert®-Methode (IDEXX Enterolert®-E) war generell auch gegeben, es wurden jedoch vielfach Proben mit deutlichen Ausreißern beobachtet (Abbildung 63). Auch in einem enger gefassten Konzentrationsbereich waren noch deutliche Abweichungen zu beobachten. Hier erscheint das Schnelltest-Verfahren mittels Enterolert®-E nicht als verlässliche Alternative für Oberflächengewässer geeignet.

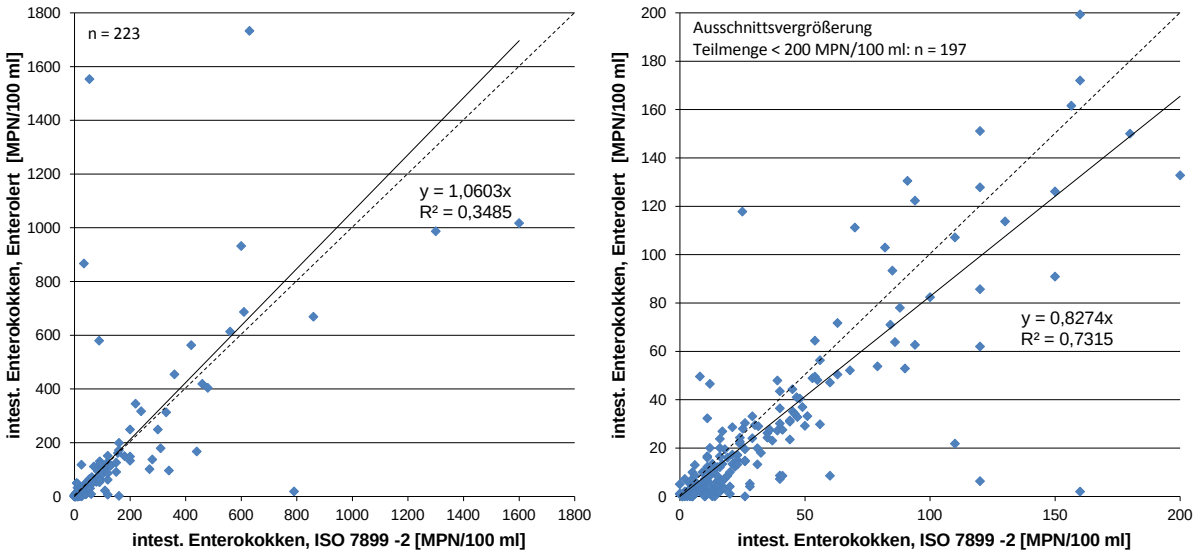


Abbildung 63: Korrelation der Ergebnisse des Enterolert®-E-Schnelltest für intestinale Enterokokken mit den Ergebnissen des Referenzverfahrens nach ISO 7899-2.

Für den schnellen Nachweis von *P. aeruginosa* wurde das Pseudalert®/Quanti-Tray®-Verfahren im MPN-Format von der Fa. IDEXX entwickelt. Der Test basiert auf der enzymatischen Nachweisreaktion der Hydrolyse eines fluorogenen Substrats durch *P. aeruginosa*. Unter UV-Licht wird das blau fluoreszierende Produkt detektiert. Das endgültige Ergebnis wird nach 24 Stunden unter Bebrütung bei 38 ± 0,5 °C ohne weitere Bestätigungsreaktion erhalten. Diese Testmethode ist in die vom Umweltbundesamt veröffentlichte Liste alternativer mikrobiologischer Nachweisverfahren (Stand: Juni 2015) gemäß der Trinkwasserverordnung 2001 zum Referenzverfahren DIN EN ISO 16266 aufgenommen worden.

Im Rahmen von 10 Probenahmen an den Standorten Fischereiverein und Seaside Beach wurden die Ruhrwasserproben auf *P. aeruginosa* zusätzlich mit dem Pseudalert-Verfahren im Vergleich zur Flüssigkeitsanreicherung im MPN-Format und dem Referenzverfahren DIN EN ISO 16266 (Membranfiltrationsverfahren) untersucht. Es zeigte sich, dass mit dem Pseu-

dalert-Verfahren häufig höhere Konzentrationswerte erhalten wurden als mit den beiden anderen Verfahren wie für den Vergleich Pseudalert- und Referenzmethode in Abbildung 64 dargestellt. In orientierenden Versuchen wurde an ausgewählten Wasserproben die mögliche Eignung des Pseudalert-Verfahrens für den Nachweis von *P. aeruginosa* in der Ruhr weitergehend überprüft. Dazu wurden Bestätigungsreaktionen an fluoreszierenden und nicht-fluoreszierenden Vertiefungen verschiedener Trays durchgeführt. Von 75 fluoreszierenden Vertiefungen erwiesen sich 73,3 % als falsch positiv und von 34 nicht-fluoreszierenden Vertiefungen 2,9 % als falsch negativ. Dies weist darauf hin, dass der Einsatz des Pseudalert-Verfahrens eher zu einer Übererfassung von *P. aeruginosa* in den Ruhrwasserproben führen kann. Allerdings war die Konzentration von *P. aeruginosa* in den Ruhrwasserproben relativ niedrig (Median 1,6 MPN/100 mL, Abb. 20), sodass diese Übererfassung in diesem Konzentrationsbereich zahlenmäßig relativ gering war. In einer Studie von Schneider (2011) wurde das Pseudalert-Verfahren als geeignet für den Nachweis von *P. aeruginosa* in Schwimm-, Badebecken- und Thermalbadewasser bewertet. Allerdings wird darauf hingewiesen, dass das Pseudalert-System im Fall von Naturfreibädern seine Grenzen bezüglich problematischer Matrices haben kann, sich jedoch wegen seiner geringen Empfindlichkeit gegenüber der Begleitflora für die Untersuchung von Naturfreibädern und Badeseen eignet. Insgesamt zeigen diese Beobachtungen, dass für den potenziellen Einsatz des Pseudalert-Verfahrens zum Nachweis von *P. aeruginosa* in Oberflächengewässern wie der Ruhr zusätzliche Erfahrung gesammelt werden sollte.

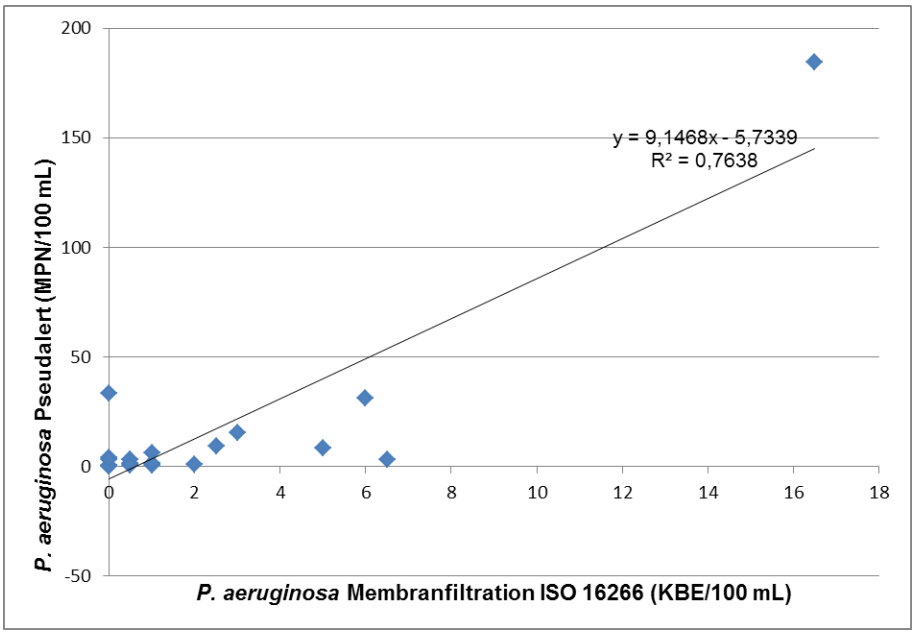


Abbildung 64: Korrelation der Ergebnisse des Pseudalert®-Schnelltests für *P. aeruginosa* mit den Ergebnissen des Referenzverfahrens ISO 16266.

II.8.1.3 Quantifizierung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken mittels quantitativer PCR

II.8.1.3.1 Probenaufarbeitung

Für den Nachweis von *E. coli* und intestinalen Enterokokken mittels qPCR wurden drei verschiedene DNA-Extraktionsverfahren verglichen (Abbildung 65). Dies war notwendig, da eine hohe DNA-Ausbeute bei der Extraktion bei einer gleichzeitigen Minimierung der Störeinflüsse durch die Probenmatrix für einen sensitiven Nachweis unerlässlich war.

Verglichen wurden folgende DNA-Extraktionsverfahren:

(i) Bio-Rad Aquadien™-Kit,

(ii) Bio-Rad Aquadien™-Kit mit zusätzlichen Aufreinigungsschritt für „Clogging-Samples“, und

(iii) Qiagen QIAamp® DNA Mini Kit.

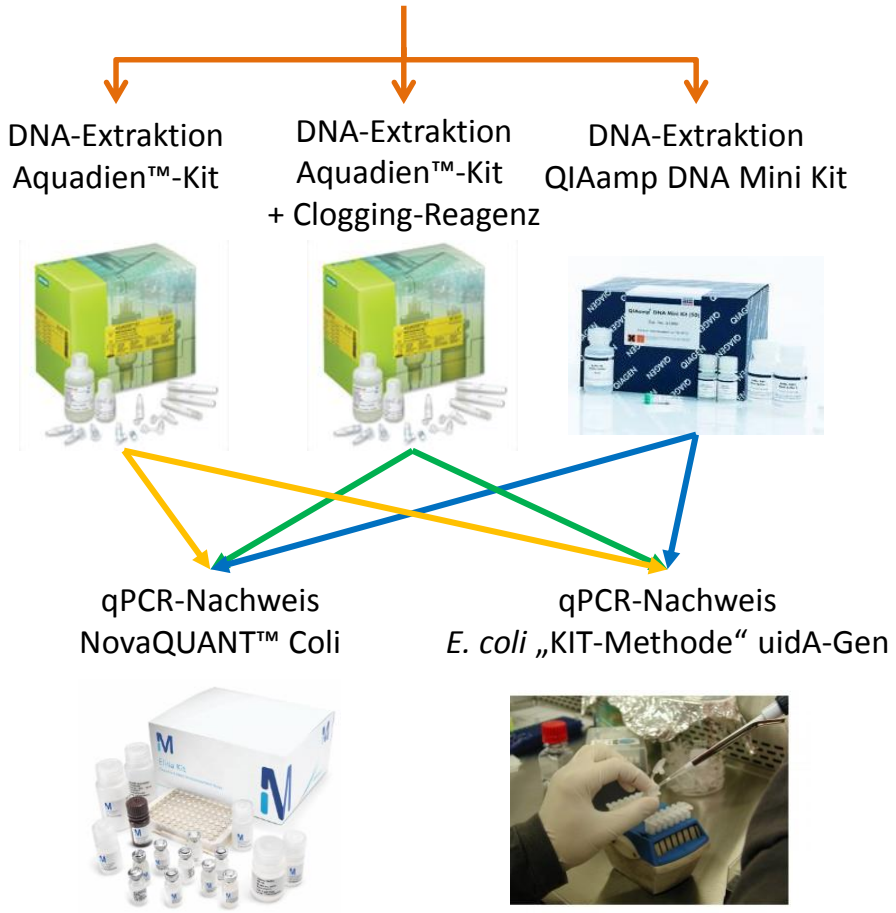


Abbildung 65: Versuchsschema Probenaufbereitung DNA-Extraktion und Anschließende qPCR-Analytik für *E. coli*.

Im Vergleich der drei eingesetzten DNA-Extraktionskits zeigte sich, dass das Aquadien™-Kit die höchsten Wiederfindungen ergab. Das Qiagen QIAamp-Kit zeigte aufgrund zusätzlicher Verfahrensschritte eine erhöhte Verlustrate und Schwankungsanfälligkeit bzw. verfahrensbedingt eine schlechtere Extraktionsausbeute. Zudem wurde deutlich, dass im qPCR-Nachweis bei Proben die mit dem Aquadien™-Kit ohne den zusätzlichen Aufreinigungsschritt für „Clogging-Samples“ aufgearbeitet wurden teilweise Inhibition durch Matrix-Störstoffe auftrat. Alle folgenden Untersuchungen wurden daher – soweit nicht anders angegeben - unter Anwendung des Bio-Rad Aquadien™-Kit mit zusätzlichem Aufreinigungsschritt für „Clogging-Samples“ durchgeführt.

II.8.1.3.2 Bestimmung von E. coli

Zur zeitnahen Quantifizierung von *E. coli* in Oberflächenwasserproben mit dem Ziel der Beurteilung der hygienischen Situation für eine mögliche Badegewässernutzung wurde eine qPCR-Methode für den Nachweis von *E. coli* erprobt. Zunächst wurde dabei auf ein kommerzielles Kit-Systeme (NovaQUANT™ Coli qPCR Kit) zurückgegriffen um eine möglichst standardisierte und auch anderweitig einsetzbare Methode zu verwenden. Dabei zeigte sich im Rahmend er Methodenvalidierung eine geringe Spezifität für *E. coli*.

Im Folgenden wurde daher eine angepasste qPCR-Methode etabliert, welche sich an einer Literaturmethode von Frahm & Obst (2003) anlehnt und auf dem Nachweis des uidA-Gens basiert.

Die Ergebnisse zeigen, dass tendenziell eine Übereinstimmung der Ergebnisse zwischen den kulturellen Daten und den qPCR-Daten gegeben ist und Konzentrationsveränderungen in der Ruhr trendmäßig wiedergegeben werden (Abbildung 66).

Eine Korrelationsanalyse zeigt jedoch, dass die Übereinstimmung der quantitativen Werte zwischen kulturellen *E. coli*-Befunden und qPCR-Daten sehr gering ist (Abbildung 67). Dies ist hauptsächlich durch die unterschiedlichen Nachweisprinzipien beider Methoden zu erklären. Während die kulturelle Methode nur wachstumsfähige *E. coli* nachweist, werden mittels qPCR auch nicht-kultivierbare und auch inaktive/tote *E. coli*-Zellen anhand ihrer Genabschnitte nachgewiesen. Die beiden qPCR-Methoden zeigen untereinander eine bessere Korrelation, wobei es auch hier deutliche Abweichungen bei einzelnen Proben gibt (Abbildung 68).

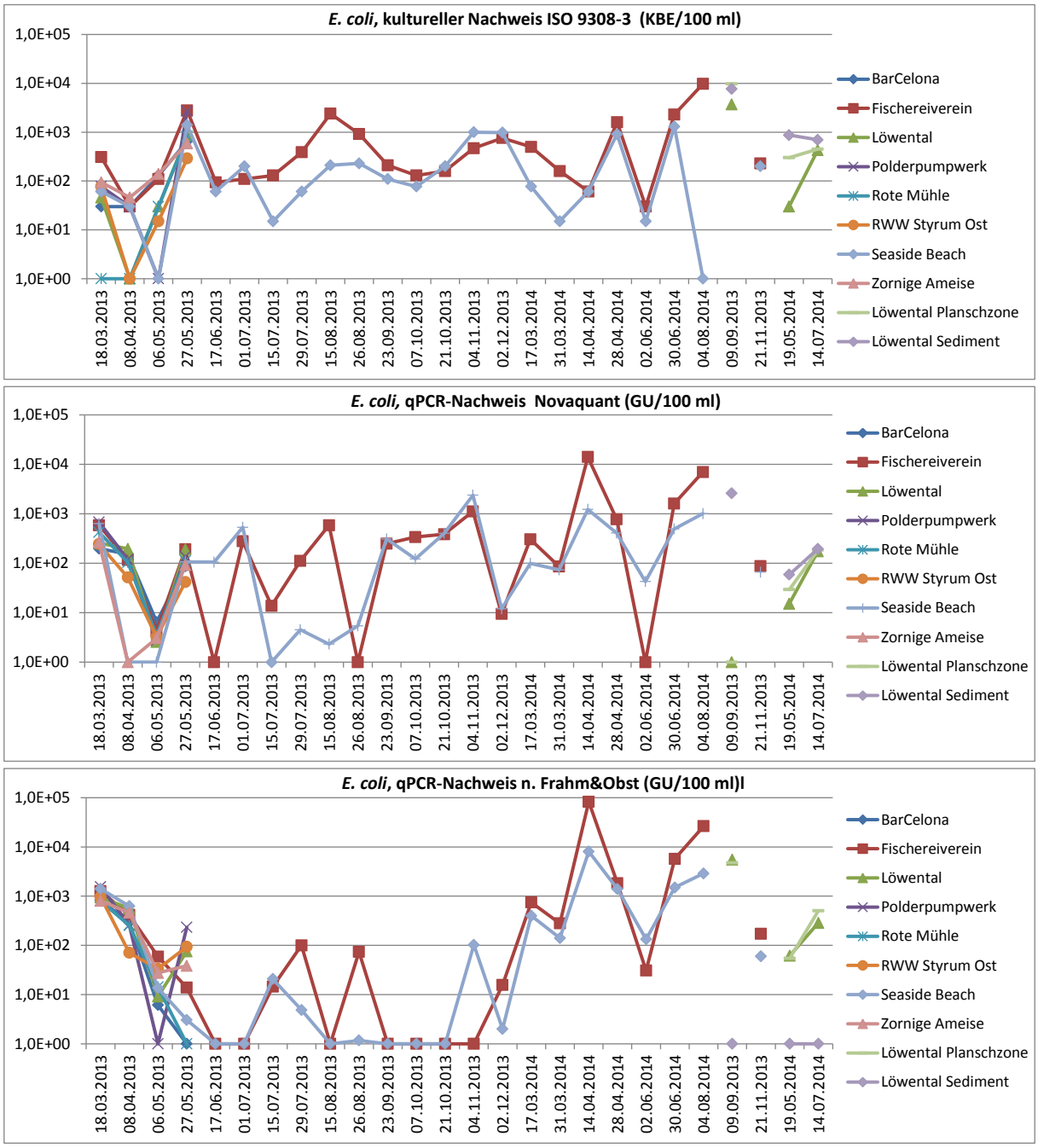


Abbildung 66: Darstellung der Ergebnisse für *E. coli* in den Proben aus der Ruhr; oben: kulturelle Ergebnisse für *E. coli* nach ISO 9308-3; Mitte: qPCR-Ergebnisse mittel NovaQUNAT-Kit; unten: qPCR-Ergebnisse nach Frahm & Obst; (um 0-Werte darstellen zu können, wurden diese als „1“ in den log. Diagrammen eingetragen)

Auf Grund der festgestellten quantitativen Abweichungen in den Befunden für *E. coli* zwischen kultureller Nachweismethode (ISO 9308-3) und dem qPCR-Nachweis erscheint der Einsatz der qPCR-Methode zur Beurteilung der Badewasserqualität ungeeignet. Die Grenzwerte der EU Badegewässerrichtlinie basieren auf dem kulturellen Nachweisverfahren und

ein Übertrag auf qPCR-Ergebnisse ist nicht möglich. Für eine Trenderkennung z. B. bei kurzfristigen Änderungen der *E. coli*-Belastung z. B. bei Starkregenereignissen kann die qPCR-Technik jedoch unter Berücksichtigung der gezeigten Abweichungen eingesetzt werden.

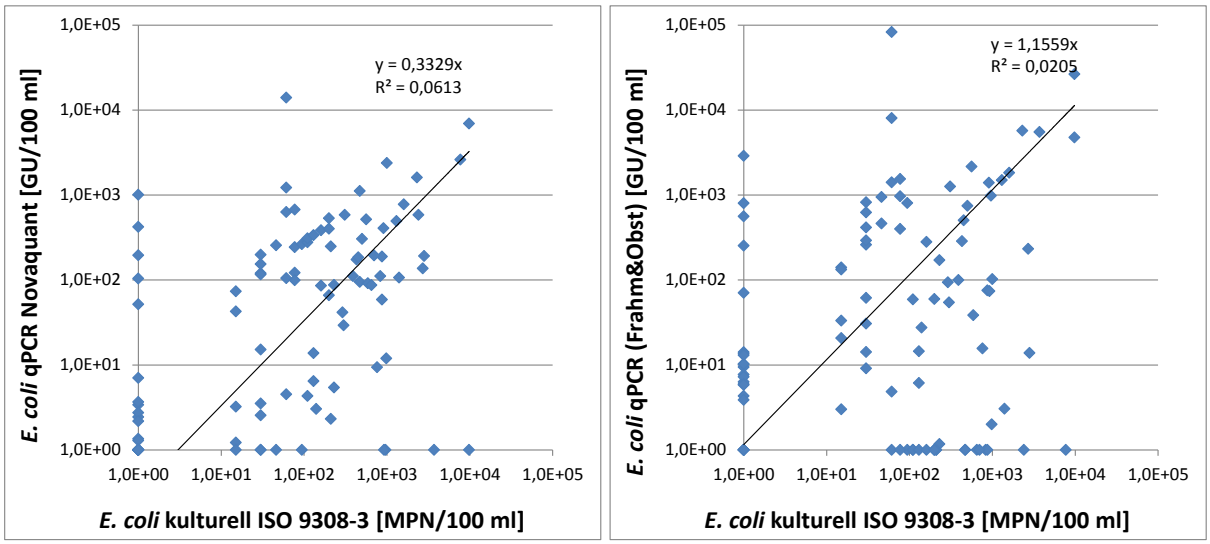


Abbildung 67: Korrelation der kulturellen Ergebnisse für *E. coli* mit den Daten der qPCR-Methoden; links: qPCR-Nachweis mittels NovaQUANT-Kit; rechts: qPCR-Methode nach Frahm&Obst; (um 0-Werte darstellen zu können, wurden diese als „1“ in den log. Diagrammen eingetragen)

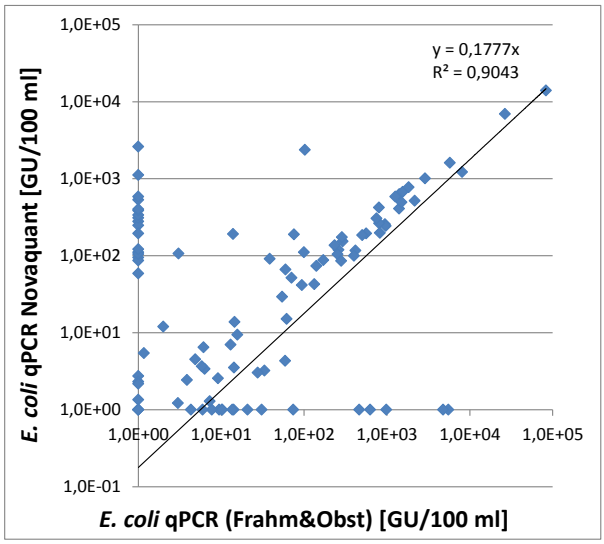


Abbildung 68: Korrelation der Ergebnisse für *E. coli* zwischen beiden qPCR-Methoden (um 0-Werte darstellen zu können, wurden diese als „1“ in den log. Diagrammen eingetragen)

II.8.1.3.3 Bestimmung von intestinalen Enterokokken

Zusätzlich zum kulturellen Schnellnachweis wurde zusätzlich eine qPCR-Methode zum Nachweis von Enterokokken (*Enterococcus* spp.) in Ruhrwasserproben erprobt. Es handelte sich um 22 Probenhamen an den Stellen Fischereiverein und Seaside Beach. Die Auswahl der Primer und Sonde sowie die Durchführung der qPCR zum quantitativen Nachweis des 23S rRNA-Gens erfolgte nach der Methode von Ahmed et al. (2012). Parallel wurden Enterokokken kulturell mit dem Referenzverfahren ISO 7899-2 und mit dem Enterolert-E-Verfahren bestimmt. Mittels der kultivierungsunabhängigen Methode der qPCR wurden bis zu ca. 3 log-Stufen höhere Konzentrationen von Enterokokken bestimmt als mit den Kulturmethoden, und es zeigte sich, dass keine Korrelation zwischen den mit der qPCR erhaltenen Daten und den mit den Kulturverfahren erhaltenen Konzentrationen der Enterokokken bestand. Soweit untersucht schien die verwendete qPCR-Methode daher nicht geeignet für eine Übertragung der qPCR-Daten füreine Bewertung bezüglich der Grenzwerte nach der EU-Badegewässerrichtlinie.

II.8.2 Online-Messungen von *E. coli* und coliformen Bakterien

Ziel dieses Arbeitspaketes war es, ein Online-Messgerät zur Quantifizierung von hygienisch relevanten Mikroorganismen im Fließgewässer zu erproben und dessen Tauglichkeit für den Einsatz im Frühwarnsystem zu erproben. Die Zielsetzung dieses Teilarbeitspaketes umfasst den Betrieb eines Online-Messgeräts (Coliguard, Fa. mbOnline) an den zwei ausgewählten Untersuchungsstellen Fischereiverein und Seaside Beach mit laufender Online-Erfassung der mikrobiologischen Gewässerqualität am Beispiel von *E. coli* und coliformen Bakterien sowie die vergleichende Analyse von 14-tägig entnommenen Wasserproben mittels konventioneller Kulturverfahren.

Die Online-Geräte wurden vor Ort an der Ruhr installiert. Ein Aufstellungsbeispiel ist für die Beprobungsstelle Seaside Beach in Abbildung 69 gezeigt. Die Probenahme aus der Ruhr erfolgte über einen Schlauch, welcher entsprechend der üblichen Entnahmeweise für Schöpfproben ca. 3 m von Ufer entfernt bei 1 m Wassertiefe 20 - 30 cm unterhalb der Wasseroberfläche mittels einer Pumpe ansaugte. Das Wasser wurde dabei kontinuierlich angesaugt und durch einen Vorlagebehälter im Messschrank geleitete. Aus diesem Behälter erfolgte dann intervallweise die Entnahme der Wasserprobe für die Onlinemessung. Die Online-Messwerterfassung erfolgt im Jahresverlauf 2013 sowie in der Badesaison 2014. Die Ergebnisse der 14-tägigen Probenahmen und Laboruntersuchungen wurden bereits in den Abschnitte II.2.5.2.2 und II.8.1.2 dargestellt.

Abbildung 69: Aufstellort des Colilert-Systems am Seaside Beach (links) und Blick in den Messschrank (rechts)

Ein Vergleich der Online-Messergebnisse zusammen mit den 14-tägigen Laborvergleichsmessungen ist in Abbildung 70 dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass die Onlinedaten dem Trend der Labordaten folgen und auffällige Spitzenbelastungen in der Ruhr von beiden Methoden detektiert werden. Eine Korrelation der Messwerte zeigt aber, dass zwar generell eine Übereinstimmung zwischen Online- und Labormethode gegeben ist (Abbildung 71), jedoch im relevanten Konzentrationsbereich der Grenzwerte der EU-Badegewässerrichtlinie deutliche Abweichungen auftreten. Dies ist für *E. coli* in Abbildung 72 gezeigt. Daher erscheint eine Bewertung von Einzelwerten der Online-Messung für die Beurteilung der aktuell vorliegenden Badegewässerqualität als ungeeignet. Dennoch kann die Onlinemessung zur Dauerüberwachung und Erkennung von Belastungstrends und Kontaminationsspitzen eingesetzt werden.

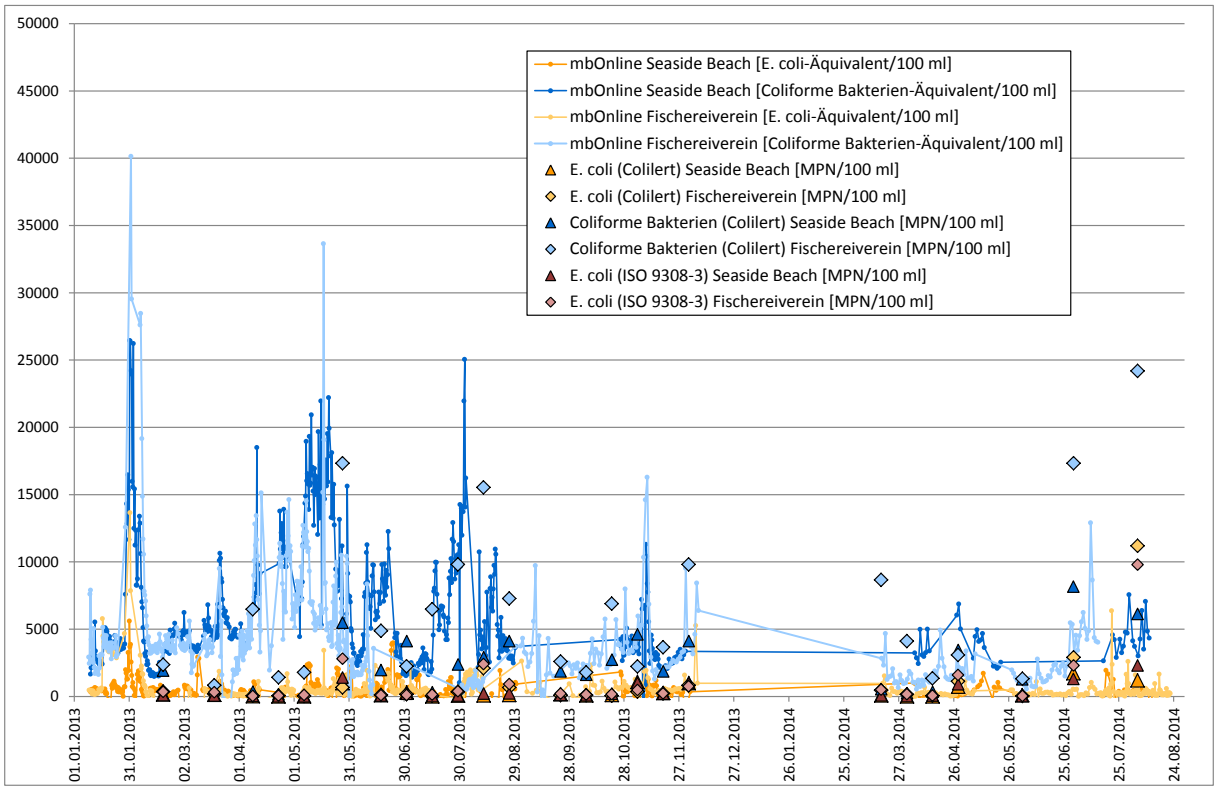


Abbildung 70: Vergleich der Onlinemesswerte des mbOnline Coligard-Systems für *E. coli* und coliforme Bakterien mit den Messwerten der Laboruntersuchungen für die Probenahmestellen Seaside Beach und Fischereiverein

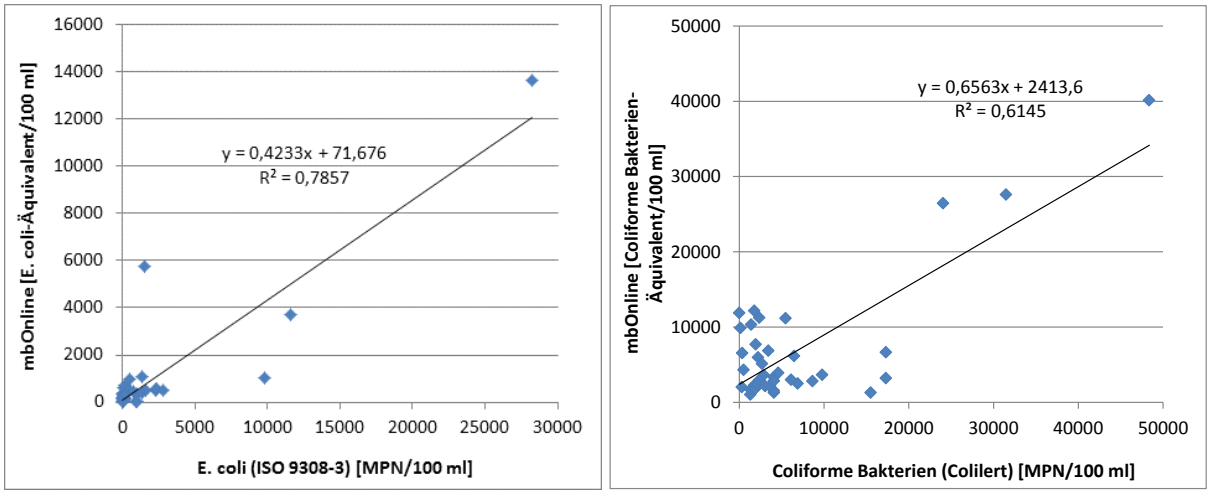


Abbildung 71: Korrelation der Onlinemesswerte des mbOnline Coligard-Systems für *E. coli* und coliforme Bakterien mit den Messwerten der Laboruntersuchungen für die Probenahmestellen Seaside Beach und Fischereiverein

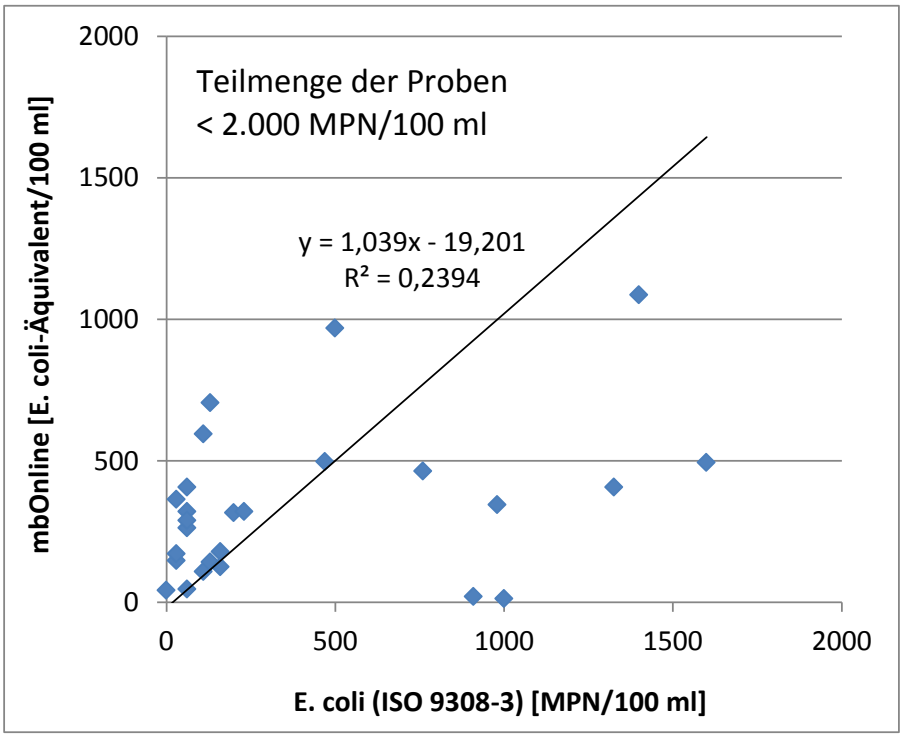


Abbildung 72: Korrelation der Onlinemesswerte des mbOnline Coligard-Systems für *E. coli* Messwerten der Laboruntersuchungen für die Probenahmestellen Seaside Beach und Fischereiverein im Konzentrationsbereich < 2.000 MPN/100 ml

II.8.3 Entwicklung eines Frühwarnsystems

Da die online-Messungen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken zu ungenau sind, um als Frühwarnsystem eingesetzt werden zu können, mussten alternative Methoden entwickelt und getestet werden. In der Literatur wird über verschiedene Möglichkeiten berichtet, wobei es sich meistens um Vorhersagemodelle für Badestellen an Binnenseen (z. B. Nevers und Whitman (2005) oder Meeresstränden (Kashefipour et al., 2002) handelt. Nevers und Whitman (2005) sowie Frick et al. (2008) wendeten ein statistisches Modell an, das auf Korrelationen zwischen Bakterien und anderen Parametern beruht. Viegas et al. (2012) entwickelten ein Frühwarnsystem für einen Badestrand an der portugiesischen Küste, wobei sie Gezeiten, Meeresströmungen und den Windeinfluss berücksichtigten. Lin et al. (2008) und Kashefipour et al. (2005) wendeten künstliche neuronale Netze in Verbindung mit hydrodynamischen und Wasserqualitätsmodellen an. Vinten et al. (2004) untersuchten ein Feststoff-Transportmodell, ein Regressionsmodell und ein Einzugsgebietsmodell, wobei das Regressionsmodell die besten Ergebnisse zur Vorhersage der Badegewässerqualität lieferte. Stidson et al. (2012) berücksichtigten vorangegangene Regenereignisse, um die Badegewässerqualität vorherzusagen.

Zur Überprüfung der Anwendbarkeit als Frühwarnsystem wurden die Konzentrationsgrenzwerte für *E. coli* von 1.800 KBE/100 ml und für intestinale Enterokokken von 700 KBE/100 ml zu Grunde gelegt. Bei Überschreitung dieser Konzentrationen ist gemäß der Badegewässerverordnung von Nordrhein-Westfalen (NRW 2007), durch die die EU Badegewässerverordnung (EU 2006) umgesetzt wird, eine Nachkontrolle durchzuführen. Liegen bei dieser Nachkontrolle die Messergebnisse wieder über diesen Werten, ist ein zeitweiliges Badeverbot zu erlassen. Das Verbot ist aufzuheben, wenn durch Messungen festgestellt wurde, dass zumindest wieder eine ausreichende Badegewässerqualität erreicht ist.

II.8.3.1 Messstellen und Datenumfang

Im Rahmen des Projektes Sichere Ruhr waren 14-tägige Messungen im Zeitraum 2012 bis 2014 durchgeführt worden. Zur Entwicklung der Methodik für das Frühwarnsystem wurde jedoch auf historische Daten des Ruhrverbands (RV) und der Rheinisch-Westfälischen Wasserwerksgesellschaft mbH (RWW) zurückgegriffen, um über einen möglichst großen Datenpool aus mehreren Jahren verfügen zu können. Auf Grundlage der vorhandenen Datensätze der RWW und des Ruhrverbandes wurden 4 Messstellen der RWW (Styrum-West, Styrum-Ost, Dohne, Kettwig) und 3 Messstellen des Ruhrverbands (Essen-Werden, Zornige Ameise, Hattingen) für weitere Auswertungen ausgewählt. Diese Messstellen zeichnen sich durch eine besonders hohe Beprobungshäufigkeit und Datendichte aus. Neben den Konzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken wurden an diesen Messstellen auch physikalische und chemische Parameter wie Wassertemperatur (T), pH-Wert (pH), elektrische Leitfähigkeit (Lf), Trübung (TU), gesamter und gelöster organischer Kohlenstoff (TOC, DOC), der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 und 436 nm (SAK 254, SAK 436), Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^+), Nitrat (NO_3^+) sowie Ortho- und Gesamtphosphat (o-PO_4^{3-}, total-PO_4^{3-}) gemessen. Die Lage der Messstellen geht aus Abbildung 73 hervor. Erste Auswertungen hatten ergeben, dass aufgrund des Ausbaus und der Erweiterung der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr seit dem Jahr 2006 eine Verbesserung der Wasserqualität der Ruhr eingetreten ist, die sich insbesondere an den Ammonium- und Nitritkonzentrationen zeigte. Die ausgewerteten Zeitreihen wurden daher auf die Jahre 2006 bis 2014 beschränkt. Des Weiteren wurden die Zeitreihen auf die Sommermonate Mai bis September reduziert, da die Wintermonate einerseits irrelevant für die Badesaison sind und andererseits oftmals eine stärkere mikrobielle Belastung aufwiesen als die Sommermonate.

Wie aus Abbildung 73 ersichtlich wird, wird die Ruhr sowohl für die Ableitung von behandelten Abwässern und Mischwasserentlastungen als auch für die Wassergewinnung zur Trinkwasseraufbereitung genutzt. Neben den städtischen Gebieten von Hattingen, Essen und

Mülheim grenzen auch landwirtschaftlich genutzte Flächen an die Ruhr und ihre Nebengewässer an. Der Abfluss der Ruhr ist im betrachteten Bereich zwischen dem Kemnader See und der Mündung in den Rhein staugeregelt. Anhand von Tracermessungen des Ruhrverbands konnten bei mittlerem Abfluss Fließzeiten von ca. 0,3 Tagen zwischen den Messstellen Hattingen und dem Einlauf des Baldeneysees, von ca. 1,3 Tagen im Baldenysee und von ca. 0,7 Tagen zwischen dem Auslauf des Baldeneysees und der Messstelle Dohne ermittelt werden.

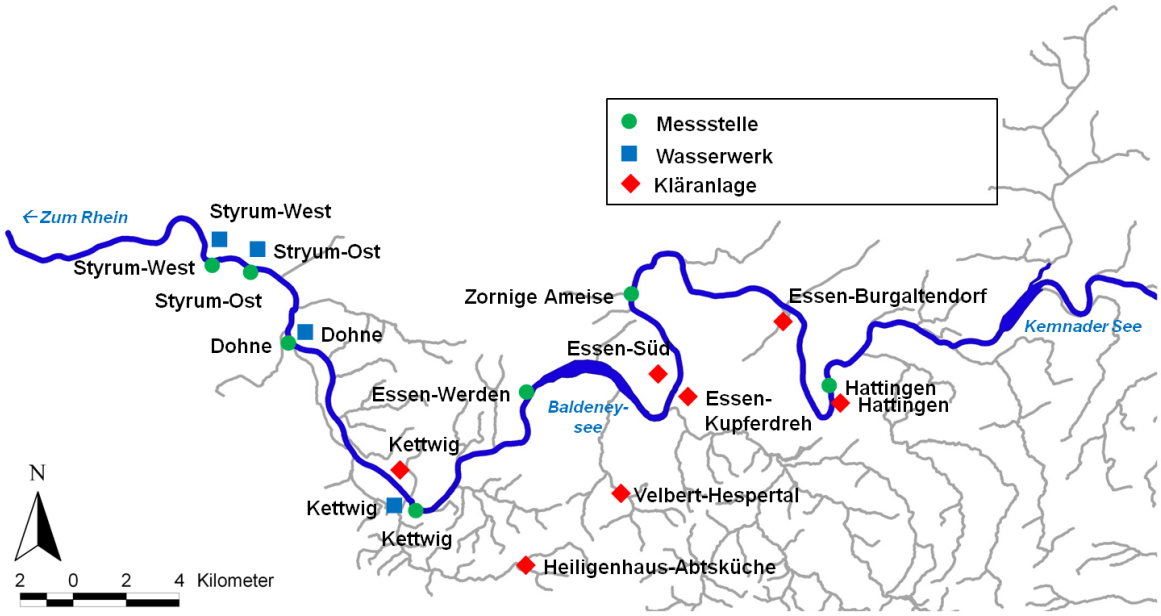


Abbildung 73: Lage der Messstellen sowie der Wasserwerke und Kläranlagen

II.8.3.2 Verwendete Modellansätze

Basierend auf den bestehenden Erkenntnissen wurden im Rahmen des Projekts Sichere Ruhr folgende verschiedene Ansätze zu Vorhersage der mikrobiellen Belastung an der Ruhr entwickelt und auf ihre Anwendbarkeit als Frühwarnsystem getestet:

- Korrelationsanalysen und lineare Regressionen
- Künstliche neuronale Netze (KNN)
- Deterministisches Strömungs- und Stofftransportmodell
- Stoffbilanzmodell
- Trockentagemodell/Regentagemodell

Diese werden im Folgenden näher erläutert.

II.8.3.2.1 Korrelationsanalysen und lineare Regressionen

Um zu ermitteln, welche physikalischen oder chemischen Parameter sich als Ersatzparameter für die schnelle Bestimmung der Konzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken eignen, wurden zunächst Korrelationsanalysen durchgeführt. Die Korrelationsanalysen umfassten die Konzentrationen und Frachten sowie deren Logarithmen. Die Logarithmen der Frachten zeigten dabei die höchsten Korrelationskoeffizienten. Eine mögliche Erklärung kann in der eher logarithmisch-normalen Verteilung der Frachten zum anderen aber auch im Zusammenhang zwischen Konzentrationen und Frachten gesehen werden. Der Eintrag von Verschmutzungen in den Fluss (z. B. über Oberflächenabflüsse und Mischwasserentlastungen) kann abhängig vom Niederschlag sein, wobei der Niederschlag auch Einflüsse auf den Abfluss und somit auf die Fracht hat. Dies sei an folgendem Beispiel kurz erläutert.

Die Konzentration im Fluss (C in kg/s) errechnet sich aus dem Eintrag des Stoffs (E in kg/s) und dem Abfluss (Q in m^3/s) zu C=E/Q. Unter der Annahme einer linearen Abhängigkeit zwischen E und Q , z. B. E=a*Q mit einer Konstanten a, erhält man für die Konzentration C=a*Q/Q=a. Dies bedeutet, dass sich die Konzentration nicht mit dem Abfluss ändert. Betrachtet man jedoch die Fracht (F in kg/s), erhält man F=C*Q bzw. F=a*Q, die eine lineare Zunahme mit dem Abfluss aufweist. Da offensichtlich die Stoffe in den Fluss in bedeutendem Umfang über Oberflächenabflüsse und Mischwasserentlastungen eingetragen werden, erhält man für die Frachten höhere Korrelationskoeffizienten als für die Konzentrationen.

Die statistischen Berechnungen zur Durchführung der Korrelationsanalysen und der linearen Regressionen wurden mit der Programmsprache R (www.r-project.org) und den statistischen Funktionen von Microsoft Excel durchgeführt.

II.8.3.2.2 Künstliche neuronale Netze

Die Modellierung komplexer Zusammenhänge mit künstlichen neuronalen Netzen (KNN) ist ein Verfahren, das bereits seit Jahrzehnten bekannt ist. Nach Hsu et al. (1995) sind KNN flexible mathematische Strukturen, die es ermöglichen, komplexe nichtlineare Zusammenhänge zwischen Eingangs- und Ausgangsdaten zu erkennen. KNN haben sich besonders als nützlich und effizient bei der Berechnung von Prozessen erwiesen, die schwer mit physikalischen Gleichungen zu beschreiben sind. KNN wurden bereits erfolgreich in vielen Bereichen eingesetzt, u. a. auch zur Steuerung von Wasseraufbereitungsanlagen (z. B. Mälzer, 2008; Strugholtz et al, 2006,) oder zur Vorhersage der Qualität von Oberflächenwässern (z. B. Brion und Lingireddy, 2003; Diamantopoulou et al., 2005; Dwivedi et al., 2013; Mas und Ahlfeld, 2007). Im Vergleich zu linearen Regressionsmodellen haben KNN den Vorteil, dass

sie eine Vielzahl von Eingangsgrößen und nichtlinearen Zusammenhängen berücksichtigen können.

Die Berechnungen wurden mit der Software NeuroModel® (atlan-tec Systems GmbH, Germany, www.atlan-tec.de) durchgeführt. Die folgenden Parameter wurden als Eingangsgrößen verwendet: Wassertemperatur, Lufttemperatur, Solarstrahlung, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Trübung, Ammonium- und Sauerstoffkonzentration sowie der Niederschlag am Betrachtungstag sowie am Tag davor.

II.8.3.2.3 Deterministisches Strömungs- und Stofftransportmodell

Neben den statistischen Modellierungen wurde auch die Software SIMBA als ein deterministisches Modell getestet. SIMBA wurde von der ifak system GmbH, Germany (www.ifak-system.com) entwickelt und beinhaltet das IWA Water Quality Model No. 1, welches im Rahmen des Projektes auf seine Anwendbarkeit zur Erstellung eines Frühwarnsystems getestet werden sollte. SIMBA erlaubt die Berechnung von Strömungen, Stofftransport- und biochemischen Umwandlungsprozessen, die Berechnung der Konzentrationen von biologischen und chemischen Stoffen in Flüssen sowie die Simulation des Zusammenwirkens von Oberflächenabfluss, Abwasserbehandlung und Flusswasserqualität. Zur Berechnung der Konzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken muss jedoch eine Vielzahl von Parametern bekannt sein. Ein Großteil der erforderlichen Eingangsdaten wie z. B. Profile der Gewässersohle und Geländehöhen, Abflüsse des Gewässers, Rauhigkeitskoeffizienten der Gewässersohle, Einleitungsstellen der Nebenflüsse, Einleitungspunkte von Kläranlagen und Mischwasserentlastungen, Abflussmengen der Kläranlagen, sowie die Entnahmestelle und Entnahmemengen zur Trinkwasseraufbereitung konnten ermittelt werden. Es lagen jedoch keine oder nur unzureichende Daten zu den Abflüssen aus den Nebengewässern und den Mischwasserentlastungen sowie zu den darin enthaltenen Konzentrationen an *E. coli* und intestinalen Enterokokken vor. Daher wurde versucht, diese fehlenden Informationen zu generieren, was zur Erstellung des Stoffbilanzmodells führte. Da die Generierung der fehlenden Eingangsdaten mit akzeptabler Genauigkeit durch das Bilanzmodell nicht möglich war, wird die Anwendung der Software SIMBA mit dem darin enthaltenen IWA Water Quality Model No. 1 nicht als zielführend für die Erstellung eines Frühwarnsystems erachtet.

II.8.3.2.4 Stoffbilanzmodell

Auf Grundlage des ATV Arbeitsblatts „Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen“ (ATV 1992) wurden mittels eines dynamischen Modells aufgrund der Regenereignisse die abgeschlagenen Tagesmengen für jede Kläranlage berechnet. Der Zustrom aus den Nebengewässern in die Ruhr wurde abschnitts-

weise anhand einer Wasserbilanz abgeschätzt. Schließlich wurde ein Stoffbilanzmodell für *E. coli* für den Ruhrabschnitt zwischen Hattingen und Zorniger Ameise erstellt. Zur Beschreibung des Eintrags von *E. coli* aus Kläranlagen wurde ein linearer Zusammenhang zwischen Konzentration im Ablauf der Kläranlage und Anlagendurchsatz angenommen, der sich aus wenigen Messungen des Ruhrverbandes ableiten ließ. Zur Beschreibung des Eintrags von *E. coli* aus Nebengewässern wurde ebenfalls eine lineare Abhängigkeit von der Wasserführung vorausgesetzt, unter der Annahme, dass der Eintrag durch Oberflächenabschwemmungen infolge von Niederschlägen erfolgt, welche gleichzeitig eine Erhöhung der Wasserführung der Nebengewässer bewirken. Zur Beschreibung des Eintrags von *E. coli* aus Mischwasserentlastungen wurde ebenfalls eine lineare Abhängigkeit der Fracht von der entlasteten Wassermenge angenommen. Die Parameter zur Beschreibung der linearen Abhängigkeiten der Fracht an *E. coli* vom Durchsatz der Kläranlagen, von der Wasserführung der Nebenflüsse sowie der Mischwasserentlastungsmenge wurden durch nichtlineare Regression ermittelt, wobei das Solver-Tool von Microsoft-Excel verwendet und die berechneten Konzentrationen von *E. coli* an die gemessenen Konzentrationen im betrachteten Ruhrabschnitt angepasst wurden.

II.8.3.2.5 Trockentagemodell/Regentagemodell

Da die Auswertungen der Konzentration von *E. coli* und intestinalen Enterokokken gezeigt hatten, dass bei Trockenwetter die Grenzwerte der Badegewässerverordnung von NRW (*E. coli* 1.800 KBE/100 ml; intestinale Enterokokken 700 KBE/100 ml) praktisch nicht überschritten wurden, wurde ein Ansatz entwickelt, der die der Beprobung vorangegangene Anzahl an Trockentagen berücksichtigt. Weiterhin wurde ermittelt, welche Niederschlagsmessstationen für welche Probenahmestellen zu berücksichtigen sind und bis zu welcher Tagesniederschlagsmenge man noch von einem Trockentag sprechen kann. Hierzu wurden alle Niederschlagsmessstationen im Oberstrom einer Messstelle betrachtet und zulässige Tagesniederschlagsmengen von 0,3, 1,0, 2,0 und 3,0 mm/d berücksichtigt. Aus den möglichen Kombinationen wurde für jede Messstelle jeweils diejenige ermittelt, mit der die höchste Trefferquote bei der Erkennung von Überschreitungen der Grenzwerte und gleichzeitig die höchste Anzahl an möglichen Badetagen erzielt werden konnte.

Mit dem Regentagemodell, einer Weiterentwicklung des Trockentagemodells, wurde untersucht, wie viele Regentage einem Badeverbot vorangegangen sein müssen und welche Tagesniederschlagsmengen an welchen Niederschlagsmessstationen dabei verzeichnet werden mussten.

Mit diesem Modell können keine Aussagen zu Konzentrationen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken in der Ruhr getroffen werden, sondern lediglich dazu, ob die Grenzwerte der Badegewässerverordnung eingehalten werden oder nicht.

II.8.3.3 Entwicklung des Frühwarnsystems

Als Ergebnis der Modelle mittels der linearen Regressionsanalysen, der künstlichen neuronalen Netze sowie des Stoffbilanzmodells erhält man berechnete Konzentrationen für die betrachteten Bakterien, die mehr oder weniger genau mit den gemessenen übereinstimmen. Um diese Modelle in einem Frühwarnsystem zur Vorhersage kurzzeitiger Verschmutzungen anhand von Online-Messungen von Ersatzparametern anwenden zu können, wurde eine Methode auf Grundlage einer Regressionsanalyse des Zusammenhangs von gemessenen und berechneten Konzentrationen der betrachteten Bakterien entwickelt, wie in Abbildung 74 dargestellt ist.

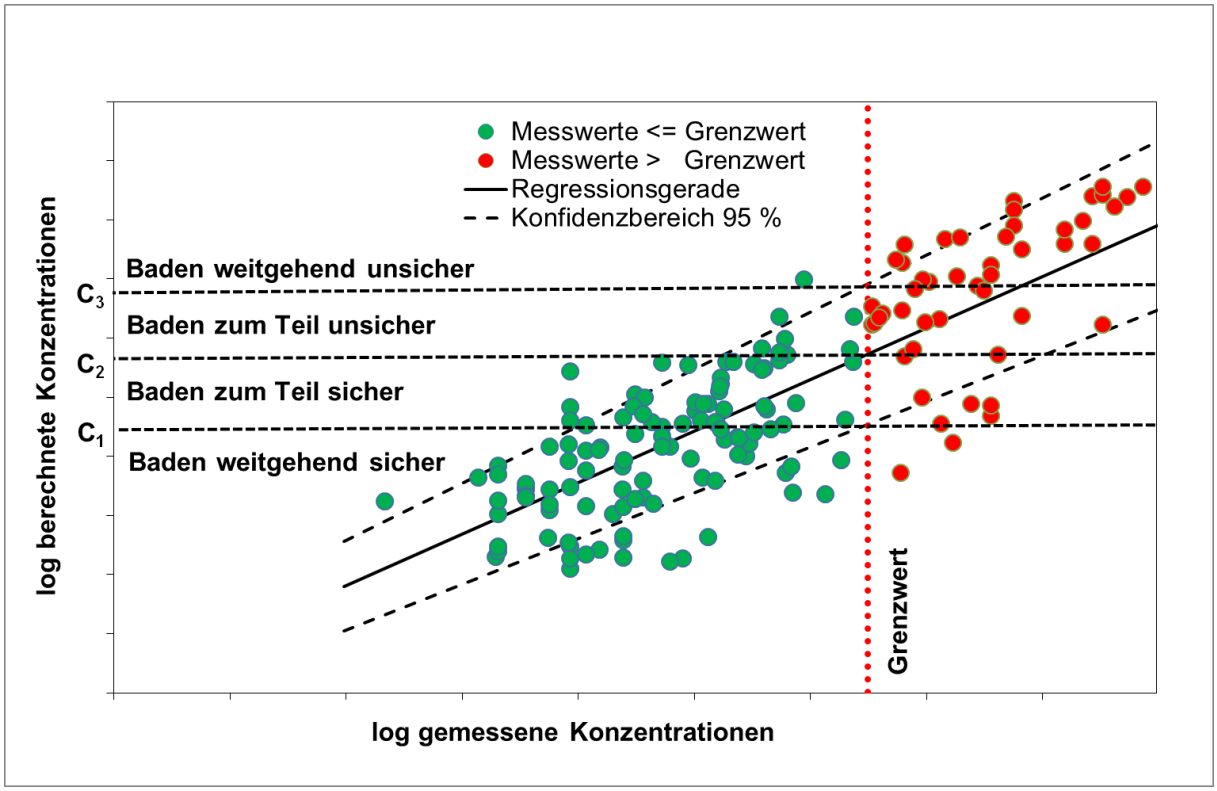


Abbildung 74: Erstellung des Frühwarnsystems

In Abbildung 74 wurden die logarithmischen Werte der berechneten Konzentrationen über denen der gemessenen aufgetragen. Die Regressionsgerade beschreibt den Zusammen-

hang zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen. Da die Modelle die Realität nicht immer korrekt wiedergeben, weisen die Werte eine gewisse Streuung um den Verlauf der Regressionsgeraden auf. Als Maß zur Beschreibung dieser Streuung ist in Abbildung 74 der Bereich für ein Konfidenzniveau von 95% eingetragen. Um zu vermeiden, dass durch falsche Vorhersage eine Gefährdung der Bevölkerung resultiert, wird für das Frühwarnsystem nicht nur die Regressionsgerade, sondern es werden auch die Geraden zur Beschreibung der Grenzen des Konfidenzbereichs verwendet. Anhand der Schnittpunkte des Grenzwertes nach Badegewässerverordnung NRW mit der Regressionsgeraden und den Geraden, die die Grenzen des Konfidenzbereichs beschreiben, erhält man drei Konzentrationen, die eine Klassifizierung der Sicherheit des Badens ermöglichen:

berechnete Konzentration	<= C_1 :	Baden weitgehend sicher
C_1 < berechnete Konzentration	<= C_2 :	Baden zum Teil sicher
C_2 < berechnete Konzentration	<= C_3 :	Baden zum Teil unsicher
berechnete Konzentration:	> C_3:	Baden weitgehend unsicher

Um einen Vergleich der mit den verschiedenen Modellen erzielten Berechnungsergebnisse zu ermöglichen, wird im Weiteren nur die Konzentration C_1 bei einem Konfidenzniveau von 95 % berücksichtigt.

In dem in Abbildung 74 dargestellten Beispiel wurde ein Korrelationskoeffizient von 0,81 zwischen gemessenen und berechneten logarithmischen Konzentrationswerten ermittelt. Unter Anwendung des Frühwarnsystems mit der Konzentration C_1 würden 92 % der Überschreitungen (49 von 53 Messwerten) und 62 % der Unterschreitungen (72 von 115 Messwerten) korrekt erkannt. Der Anteil der korrekten Vorhersagen von Grenzwertüberschreitungen kann als Qualitätsmaß für die Funktionsfähigkeit des Frühwarnsystems angesehen werden. Die Wahl eines höheren Konfidenzniveaus würde den Anteil der korrekten Vorhersagen erhöhen, jedoch gleichzeitig den Anteil der korrekt vorhergesagten Unterschreitungen verringern.

II.8.3.4 Ergebnisse

II.8.3.4.1 Konzentrationen von E. coli und intestinalen Enterokokken

Die Anzahl der Messungen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken an den Messstellen während der Badesaison sowie die Anzahl der Überschreitungen der Grenzwerte nach Badegewässerverordnung NRW gehen aus Tabelle 25 hervor. Als Badesaison wurde der Zeit-

raum von Mai bis September jeden Jahres definiert. Messwerte für intestinale Enterokokken liegen nur an den Messstellen Essen-Werden, Zornige Ameise und Hattingen vor.

Wie aus Tabelle 25 ersichtlich ist, liegt eine deutliche saisonale Abhängigkeit der Konzentrationen an *E. coli* und intestinalen Enterokokken vor. Während der Badesaison (Mai bis September) ist der Anteil der Überschreitungen der Konzentrationen der Grenzwerte der Badegewässerverordnung von NRW deutlich niedriger als außerhalb der Badesaison. Für die weiteren Auswertungen werden daher lediglich die Werte berücksichtigt, die innerhalb der Badesaison gemessen wurden. Der Anteil an Überschreitungen zeigt dabei deutliche Unterschiede von Messstelle zu Messstelle, was auf unterschiedliche örtliche Bedingungen schließen lässt, die für den Eintrag und den Transport der betrachteten Mikroorganismen verantwortlich sind. Weiterhin ist ersichtlich, dass während der Badesaisons in den Jahren 2006 bis 2012 an einigen Messstellen nur eine sehr geringe Anzahl an Überschreitungen von *E. coli* (Styrum-West, Essen-Kettwig, Essen-Werden) oder intestinalen Enterokokken (Essen-Werden, Hattingen) beobachtet werden konnte.

Tabelle 25: Anzahl der Messungen von *E. coli* und intestinalen Enterokokken (Int. Ent.) an den Messstellen und Anzahl der Überschreitungen der Grenzwerte nach Badegewässerverordnung NRW (*E. coli* 1.800 KBE/100 ml und intestinale Enterokokken 700 KBE/100 ml)

		Styrum -West	Styrum-Ost	Dohne	Kettwig	Werden	Zornige Ameise	Hattingen
Mai-Sep. 2006-2012	**Anzahl der Messungen *E. coli*/Int. Ent.**	116/0	131/0	128/0	129/0	120/120	99/97	133/115
	***E. coli* > 1.800 KBE/100 ml**	2	14	12	5	5	17	11
	Int. Ent > 700 KBE/100 ml	-	-	-	-	1	10	1
Okt.-Apr. 2006-2012	**Anzahl der Messungen *E. coli* / Int. Ent.**	159/0	192	192	188/0	156/153	114/114	146/140
	***E. coli* > 1.800 KBE/100 ml**	33	64	56	44	49	43	41
	Int. Ent. > 700 KBE/100 ml	-	-	-	-	21	23	17

II.8.3.4.2 Ergebnisse der Korrelationsanalyen und linearen Regressionen

Die Korrelationsanalysen wurden für jede Messstelle individuell erstellt, wobei zunächst einfache lineare Korrelationsanalysen vorgenommen wurden. Tabelle 26 zeigt die Korrelations-

koeffizienten zwischen den Logarithmen der Frachten von E. coli und intestinalen Enterokokken und den Logarithmen der Frachten von Ersatzparametern, wobei der höchste Korrelationskoeffizient an jeder Messstation jeweils fett dargestellt ist. Die Korrelationskoeffizienten variieren zwischen 0,72 und 0,83, wobei die höchsten Korrelationskoeffizienten z. T. von Messstation zu Messstation variieren. Dies unterstützt wiederum die Erkenntnis, dass die Eintrags- und Transportbedingungen für die betrachteten Mikroorganismen und anderen physikalischen und chemischen Parameter individuell für jede Messstation betrachtet werden müssen und nicht auf andere Messstationen übertragbar sind. Dennoch lassen sich gewisse Muster erkennen. An der Messstelle Zornige Ameise besteht eine hohe Korrelation zwischen der Fracht an E. coli und an Ammoniumstickstoff, was auf Einträge durch eine stromauf gelegene Einleitungsstelle von Mischwasserentlastungen schließen lässt. An den Messstellen stromabwärts des Baldeneysees finden sich hohe Korrelationen zwischen den Frachten an E. coli und den Frachten der über den SAK bestimmbaren Stoffe.

Tabelle 26: Korrelationskoeffizienten der logarithmischen Frachten von *E. coli* (in 1/s) mit den logarithmischen Frachten anderer Parameter (Mai bis September 2006 bis 2012). Der höchste Korrelationskoeffizient an jeder Messstation ist fett dargestellt.

Logarithmus der Fracht	Styrum -West	Styrum-Ost	Dohne	Kettwig	Werden	Zornige Ameise	Hattingen
pH [m^3/s]	0.76	0.75	0.74	0.65	**0.78**	0.64	0.82
TU [FNUm^3/s]	0.69	0.75	0.66	0.66	0.64	0.63	0.77
Lf (25°C) [Sm^2/s]	0.74	0.76	0.77	0.67	0.77	0.68	**0.83**
NO_3^+ [kg/s]	0.75	0.74	0.72	0.65	0.77	0.64	0.82
NO_2^+ [kg/s]	0.56	0.70	0.71	0.63	0.00	0.65	0.59
NH_4^+ oder NH_4^+-N* [kg/s]	0.64	0.68	0.72	0.58	0.54	**0.75**	0.38
O_2 [kg/s]	0.71	0.67	0.64	0.59	0.73	0.59	0.78
DOC [kg/s]	0.75	0.78	0.77	0.70	0.70	0.68	0.82
SAK 254 [m^2/s]	0.76	**0.79**	**0.78**	0.71	0.76	0.69	0.77
SAK 436 [m^2/s]	**0.80**	0.76	0.77	**0.72**	0.75	0.62	0.74

* in Werden, Zornige Ameise und Hattingen wurde NH_4^+-N anstelle von NH_4^+ gemessen

Weiterhin wurden multiple Korrelationsanalysen durchgeführt unter der Berücksichtigung von zwei physikalischen oder chemischen Parametern. Die Ergebnisse zeigten ein ähnliches Verhalten wie bei den einfachen Korrelationsanalysen. Dabei konnte nur ein geringer Anstieg der Korrelationskoeffizienten beobachtet werden. Dieser Anstieg betrug maximal 0,06 für

E. coli und 0,14 für intestinale Enterokokken. Auf eine detaillierte Darstellung dieser Werte wird daher verzichtet.

An jeder Messstelle wurden für die logarithmischen Frachten mit den jeweils höchsten Korrelationskoeffizienten lineare Regressionen durchgeführt und daraus die Konzentrationen an *E. coli* und intestinalen Enterokokken in Abhängigkeit von der Konzentration des Ersatzparameters und der Wasserführung berechnet. Darauf aufbauend wurde gemäß der in Kapitel II.8.3.3 erläuterten Vorgehensweise ein Frühwarnsystem erstellt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 27 zusammengefasst. Mit Ausnahme der Messstation Kettwig wurden alle Konzentrationsüberschreitungen für *E. coli* richtig vorhergesagt. Lediglich 75 % der Grenzwertüberschreitungen von *E. coli* wurden in Kettwig korrekt vorhergesagt, was seine Ursache darin haben kann, dass der Korrelationskoeffizient und die Anzahl der Datensätze vergleichsweise gering waren (siehe Tabelle 26). Neben dem Anteil an korrekt vorhergesagten Überschreitungen müssen jedoch auch die korrekt vorhergesagten Unterschreitungen betrachtet werden. Für *E. coli* beträgt diese je nach Messstelle 37 % bis 68 %, d. h. in 32 % bis 63 % der Fälle, in denen Baden möglich gewesen wäre, hätte das Frühwarnsystem eine Überschreitung vorhergesagt und somit das Baden untersagt. Diese Fehlanzeige hätte die Anzahl der möglichen Badetage z. T. erheblich verringert, jedoch der fälschlichen Freigabe von Badetagen und somit einer möglichen Gefährdung der Badegäste vorgebeugt. Für die Vorhersage von intestinalen Enterokokken funktioniert dieses Frühwarnsystem deutlich schlechter als für *E. coli*. Nur 53 % bis 92 % der Grenzwertüberschreitungen und 27 % bis 54 % der Unterschreitungen werden korrekt vorhergesagt.

Zur Validierung des Modells wurden Messwerte der Badesaisons 2012 bis 2014 herangezogen. Die Validierung bestätigte grundsätzlich die Ergebnisse für die meisten der Messstationen und es wurden korrekte Vorhersagen in derselben Größenordnung wie im Zeitraum 2006 bis 2012 gefunden. Es zeigte sich wiederum, dass an einigen Messstationen die Anzahl der Datensätze und der Überschreitungen sehr gering waren. So konnten zwischen 2012 und 2014 an den Messstationen Styrum-West und Kettwig keine Überschreitungen des Grenzwerts der Badegewässerverordnung von NRW für *E. coli* und in Hattingen keine Überschreitungen für intestinale Enterokokken nachgewiesen und somit auch keine Schlüsse zur Verlässlichkeit des Frühwarnsystems gezogen werden.

Tabelle 27: Ergebnisse des Frühwarnsystems basierend auf einfachen linearen Regressionen für ein Konfidenzniveau von 95 % (Mai bis September 2006 bis 2011)

Messstation	Parameter 1	Parameter 2	Korrekt vorhergesagte Messwerte unterhalb des Grenzwerts [%]	Korrekt vorhergesagte Messwerte oberhalb des Grenzwerts [%]	Anzahl der Datensätze	Anzahl der Grenzwertüberschreitungen
Styrum-West	*E. coli*	SAK254	37	100	79	1
Styrum-Ost	*E. coli*	SAK436	58	100	126	14
Dohne	*E. coli*	SAK436	37	100	122	11
Kettwig	*E. coli*	SAK254	54	75	85	4
Werden	*E. coli*	pH	55	100	86	4
Zorn. Ameise	*E. coli*	NH4+-N	38	100	81	13
Hattingen	*E. coli*	EL	68	100	101	9
Werden	Int. Ent.	pH	49	92	86	13
Zorn. Ameise	Int. Ent.	NH_4^+-N	27	72	81	18
Hattingen	Int. Ent.	EL	54	53	101	17

In analoger Weise wurde ein Frühwarnsystem auf Grundlage multipler linearer Regressionen erstellt (siehe Tabelle 28). Die Vorhersagegenauigkeit für Überschreitungen des Grenzwerts für *E. coli* und für intestinale Enterokokken ist mit der Ausnahme der Messstelle Kettwig sehr gut. An einigen Messstellen ist jedoch auch eine Abnahme der korrekt vorhergesagten Unterschreitungen zu verzeichnen. Es zeigt sich jedoch auch, dass die Anzahl der Datensätze und somit auch die Anzahl der gemessenen Grenzwertüberschreitungen im Vergleich zu den einfachen linearen Regressionen abnehmen, weil nicht zu jedem Messzeitpunkt ein vollständiger Datensatz vorlag.

Zur Validierung des Modells wurden ebenfalls Messwerte der Badesaisons 2012 bis 2014 herangezogen. Die Validierung bestätigte wie auch bei den einfachen linearen Regressionen grundsätzlich die Ergebnisse für die meisten der Messstationen und es wurden korrekte Vorhersagen in derselben Größenordnung wie im Zeitraum 2006 bis 2012 gefunden. Es zeigte sich auch hier wiederum, dass an einigen Messstationen die Anzahl der Datensätze und der Überschreitungen sehr gering waren. Da zwischen 2012 und 2014 an den Messstationen Styrum-West und Kettwig keine *E. coli* und in Hattingen keine intestinalen Enterokokken oberhalb des Grenzwerts der Badegewässerverordnung von NRW nachgewiesen wer-

den konnten, lassen sich auch keine Schlüsse zur Verlässlichkeit des Frühwarnsystems an diesen Stellen ziehen.

Tabelle 28: Ergebnisse des Frühwarnsystems basierend auf multiplen linearen Regressionen für ein Konfidenzniveau von 95 % (Mai bis September 2006 bis 2011)

Messstation	Parameter 1	Parameter 2	Parameter 3	Korrekt vorhergesagte Messwerte unterhalb des Grenzwerts [%]	Korrekt vorhergesagte Messwerte oberhalb des Grenzwerts [%]	Anzahl der Datensätze	Anzahl der Grenzwertüberschreitungen
Styrum-West	*E. coli*	NO_3^+	SAK436	45	100	79	1
Styrum-Ost	*E. coli*	TU	SAK436	49	100	92	12
Dohne	*E. coli*	NH_4^+	SAK254	42	100	117	11
Kettwig	*E. coli*	TU	SAK436	51	67	84	3
Werden	*E. coli*	NH_4^+-N	SAK436	0	-	11	0
Zorn. Ameise	*E. coli*	NH_4^+-N	SAK254	41	100	81	13
Hattingen	*E. coli*	NH_4^+-N	SAK254	20	100	19	4
Werden	Int.Ent.	pH	TU	10	100	42	1
Zorn. Ameise	Int.Ent.	NH_4^+-N	O_2	44	100	58	8
Hattingen	Int.Ent.	NO_3^+-N	NH_4^+-N	0	100	7	1

II.8.3.4.3 Ergebnisse der künstlichen neuronalen Netze

Zur Überprüfung der Anwendbarkeit von künstlichen neuronalen Netzen (KNN) zur Erstellung eines Frühwarnsystems wurde für jede Messstation ein eigenes KNN erstellt und trainiert. Dabei wurden zwei Arten von KNN erprobt: lineare und logarithmische. Die logarithmischen, bei denen logarithmische Werte der Ein- und Ausgangsgrößen verwendet werden, erwiesen sich als genauer in der Vorhersage. Die Ergebnisse der logarithmischen KNN sind in Tabelle 29 aufgeführt.

Zur Erstellung der KNN wurden die Ergebnisse aller Monate aus dem Zeitraum 2006 bis 2011 verwendet, da KNN eine hohe Anzahl an Datensätzen für das Training benötigen. Da die Wasser- und Lufttemperaturen mit als Parameter in die KNN einflossen, wurden saisonale Einflüsse direkt berücksichtigt. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen Mo-

dellen zu ermöglichen, wurden jedoch nur die Ergebnisse der KNN aus den Badesaisons berücksichtigt.

Tabelle 29: Ergebnisse des Frühwarnsystems basierend auf logarithmischen künstlichen neuronalen Netzen für ein Konfidenzniveau von 95 % (Mai bis September 2006 bis 2011)

Messstation	Parameter	Korrekt vorhergesagte Messwerte unterhalb des Grenzwerts [%]	Korrekt vorhergesagte Messwerte oberhalb des Grenzwerts [%]	Anzahl der Datensätze	Anzahl der Grenzwertüberschreitungen
Styrum-West	*E. coli*	79	100	108	2
Styrum-Ost	*E. coli*	76	100	135	15
Dohne	*E. coli*	83	100	119	11
Kettwig	*E. coli*	56	100	130	5
Werden	*E. coli*	71	100	80	4
Zorn. Ameise	*E. coli*	62	100	79	13
Hattingen	*E. coli*	75	89	98	9
Werden	Int. Ent.	58	100	39	1
Zorn. Ameise	Int. Ent.	68	100	58	8
Hattingen	Int. Ent.	59	100	47	1

Für die Badesaisons 2006 bis 2011 wurden mit Ausnahme an der Messstelle Hattingen alle Überschreitungen des Grenzwerts der Badegewässerverordnung von NRW für *E. coli* korrekt vorhergesagt. Die Anzahl der korrekt vorhergesagten Unterschreitungen liegt in einem akzeptablen Bereich (56% bis 79%). Die Anzahl der vollständigen Datensätze für intestinale Enterokokken ist sehr gering, wie auch die Anzahl der Überschreitungen der Grenzwerte für *E. coli* und intestinale Enterokokken, insbesondere an den Messstellen Styrum-West, Kettwig, Werden und Hattingen. Die Vorhersagen an diesen Messstellen sind daher als weniger zuverlässig als an den anderen einzustufen. Zur Validierung wurden die Messungen aus dem Zeitraum 2012 bis 2014 herangezogen. An einigen Stationen war die Anzahl der korrekt vorhergesagten Unterschreitungen geringer als in der Trainingsphase. Es ist jedoch zu vermuten, dass die Vorhersagen durch ein jährliches Nachtraining der KNN verbessert werden können. Wie auch bei den anderen Modellansätzen zeigt sich auch hier, dass in der Validierungsphase die Anzahl der vollständigen Datensätze gering war und an den Messstellen Styrum-West und Kettwig keine *E. coli* und in Hattingen keine intestinalen Enterokokken

oberhalb des Grenzwerts der Badegewässerverordnung von NRW nachgewiesen werden konnten.

II.8.3.4.4 Ergebnisse des Stoffbilanzmodells

Die Ergebnisse des Stoffbilanzmodells für den Ruhrabschnitt Hattingen bis Zornige Ameise sind in Abbildung 75 dargestellt. Die gemessenen und berechneten Konzentrationen weisen in niedrigen Konzentrationsbereichen eine gute Übereinstimmung auf. In höheren Konzentrationsbereichen werden oftmals nur die Lage von Peaks, jedoch nicht deren Höhe richtig wiedergegeben. Einige der Peaks werden vom Modell überhaupt nicht beschrieben, wie z. B. im Frühjahr und Sommer des Jahres 2008. Ebenfalls in Abbildung 75 dargestellt sind die berechneten Mischwasser-Entlastungsereignisse des zentralen Regenbeckens im betrachteten Ruhrabschnitt. Diese weisen an einigen Zeitpunkten Übereinstimmungen mit dem Auftreten von Konzentrationspeaks an der Messstelle Zornige Ameise auf.

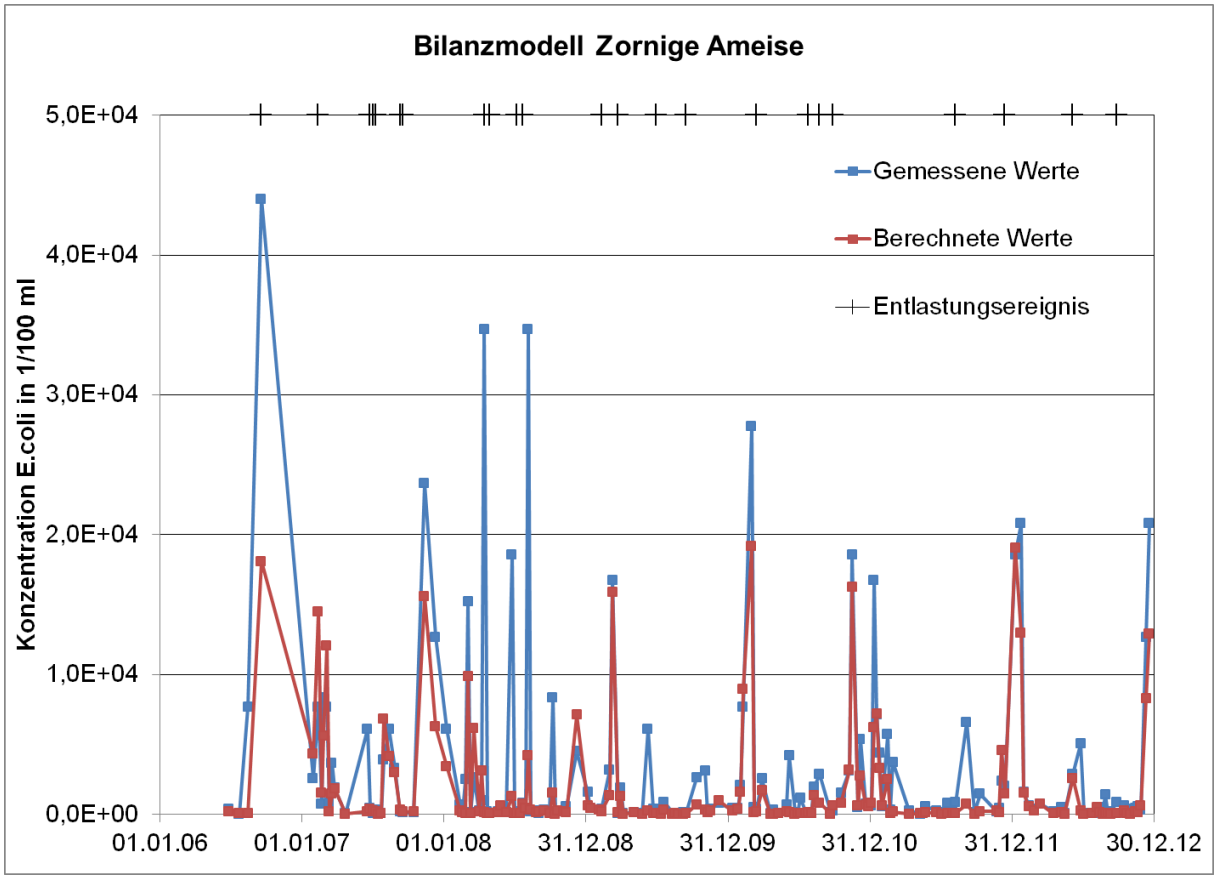


Abbildung 75: Mittels des Stoffbilanzmodells berechnete und gemessene Konzentrationen an der Messstelle Zornige Ameise (Zeitraum 2006 bis 2012)

Mit dem Stoffbilanzmodell können nur ca. 80% der Überschreitungen des Grenzwertes der Badegewässerverordnung von NRW für *E. coli* vorhergesagt werden. Es kann jedoch nicht quantifiziert werden, ob die Vereinfachungen, die mit der Annahme eines Zentralbeckens für alle Regenbecken zur Abschätzung des Zeitraums und der eingeleiteten Wassermenge bei Entlastungsereignissen gemacht wurden, hierfür verantwortlich sind. Ggf. sind auch die Schätzungen der Zuflüsse aus Nebengewässern oder der Konzentrationen von *E. coli* in Oberflächenabschwemmungen, Kläranlagenabläufen und Mischwasserentlastungen ungenau. Das Stoffbilanzmodell wird daher als nicht geeignet für die Erstellung eines Frühwarnsystems erachtet. Da diese wesentlichen Randbedingungen für die Anwendung von SIMBA nicht vorliegen und auch nicht mit der nötigen Genauigkeit abgeschätzt werden können, wird die Anwendung des Modells SIMBA nicht als zielführend für die Erstellung eines Frühwarnsystems erachtet.

II.8.3.4.5 Ergebnisse des Trockentagemodells

Das Trockentagemodell war auf Grundlage der Anzahl der Trockentage erstellt worden, die einer Probenahme vorangegangen waren und beruht auf der Hypothese, dass Regenereignisse zu Mischwasserentlastungen und Oberflächenabschwemmungen führen, die mit einem Eintrag von *E. coli* und intestinalen Enterokokken verbunden sein können. Die Ergebnisse des Trockentagemodells sind in Tabelle 30 aufgeführt. An den Messstationen Styrum-West, Dohne, und Kettwig wurde eine Anzahl von 1 bis 2 Trockentagen als ausreichend ermittelt, um sicherzustellen, dass die Grenzwerte der Badegewässerverordnung nicht überschritten werden. Dabei muss der Badetag selber sowie der Tag davor ein Trockentag sein. Ein Trockentag durfte dabei eine Tagesniederschlagsmenge von bis zu 3 mm/d aufweisen, die an keiner der Messstelle zugehörigen Niederschlags-Messstation überschritten werden durfte. Die Anwendung des Trockentagemodells ergab, dass an den Messstellen Styrum-West, Dohne, und Kettwig ein Baden an 44 % bis 67 % der Tage innerhalb der Badesaison möglich gewesen wäre, sofern nur *E. coli* betrachtet werden. Zu intestinalen Enterokokken lagen keine Messwerte an diesen Stationen vor.

An den Messstationen Werden, Zornige Ameise, und Hattingen wurden ebenfalls ein Zeitraum von 2 Trockentagen gewählt, obwohl nicht alle Überschreitungen korrekt vorhergesagt werden. Eine 100 %ig richtige Vorhersage hätte an diesen Messstellen einen Zeitraum von 5 Trockentagen erforderlich gemacht und den Anteil an möglichen Badetagen in der Saison auf unter 20 % verringert. Für intestinale Enterokokken können die Überschreitungen des Grenzwertes nach Badegewässerverordnung jedoch 100 %ig richtig vorhergesagt werden. Grundsätzlich beruht die Verlässlichkeit des Trockentagemodells auf der Beobachtung von Überschreitungen des Grenzwerts der Badegewässerverordnung von NRW, die an einigen

Messstellen (z. B. für *E. coli* in Styrum-West und für intestinale Enterokokken in Hattingen) sehr gering ist.

Tabelle 30: Ergebnisse des Frühwarnsystems basierend auf dem Trockentagemodell (Mai bis September 2006 bis 2012)

Mess-station	Para-meter	Anzahl der Tocken-tage	Anteil Bade-tage in der Saison [%]	Niederschlag-Messstatio-nen der Kläranlage	Korrekt vorher-gesagte Unterschrei-tungen des Grenzwerts [%]	Korrekt vorher-gesagte Über-schreitun-gen des Grenzwerts [%]	Anzahl der Daten-sätze	Anzahl der Grenz-wert-über-schrei-tungen
Styrum-West	*E. coli*	1	67	Abtsküche Essen-Kettwig	64	100	116	2
Dohne	*E. coli*	2	51	Abtsküche Essen-Kettwig	51	100	128	12
Kettwig	*E. coli*	2	44	Essen-Süd Essen-Kupferdreh Velbert-Hesperbach Abtsküche Essen-Kettwig	40	100	129	5
Werden	*E. coli*	2	44	Essen-Süd Essen-Kupferdreh Velbert-Hesperbach	43	80	120	5
Zornige Ameise	*E. coli*	2	48	Hattingen Essen-Burgaltendorf	49	94	99	17
Hattingen	*E. coli*	2	49	Hattingen	51	91	133	11
Werden	Int.Ent.	2	44	Essen-Süd Essen-Kupferdreh Velbert-Hesperbach	43	100	120	1
Zornige Ameise	Int.Ent.	2	48	Hattingen Essen-Burgaltendorf	44	100	99	10
Hattingen	Int.Ent.	2	49	Hattingen	41	100	133	1

Die Validierung des Modells anhand der Messwerte aus den Jahren 2012 bis 2014 bestätigte die Anzahl von zwei Trockentagen und die zulässige Niederschlagsmenge von 3 mm/d an einem Trockentag für die Messstellen Hattingen, Zornige Ameise, Werden, und Kettwig. An

den Messstellen Dohne und Styrum-West wurden während der Badesaison in diesem Zeitraum keine Überschreitungen der Grenzwerte für *E.coli* und an der Messstelle Hattingen für intestinale Enterokokken beobachtet. Es waren daher auch keine Aussagen zur Funktionsfähigkeit des Frühwarnsystems hinsichtlich der korrekten Vorhersage von Grenzwertüberschreitungen möglich.

II.8.3.5 Vergleich der verschiedenen Modelle

Grundsätzlich hatten sich einfache und multiple lineare Regressionen, künstliche neuronale Netze und das Trockentagemodell als geeignet für ein Frühwarnsystem erwiesen. Ein Vergleich der Ergebnisse der verschiedenen Frühwarnsysteme geht aus Tabelle 31 hervor. Mit Ausnahme der *E. coli* an der Messstelle Hattingen weisen die künstlichen neuronalen Netze sowohl den höchsten Anteil an korrekt vorhergesagten Überschreitungen als auch an Unterschreitungen auf und ermöglichen somit die höchste Anzahl an möglichen Badetagen.

Tabelle 31: Vergleich der Ergebnisse der verschiedenen Frühwarnsysteme (Mai bis September 2006 bis 2011 bzw. 2012)

Messstation	Parameter	Korrekt vorhergesagte Unterschreitungen [%]				Korrekt vorhergesagte Überschreitungen [%]			
		einfache Regression	multiple Regression	KNN	Trockentagemodell	einfache Regression	multiple Regression	KNN	Trockentagemodell
Styrum-West	*E. coli*	37	45	79	64	100	100	100	100
Styrum-Ost	*E. coli*	58	49	76	-	100	100	100	-
Dohne	*E. coli*	37	42	83	51	100	100	100	100
Kettwig	*E. coli*	54	51	56	40	75	67	100	100
Werden	*E. coli*	55	0	71	43	100	-	100	80
Zorn. Ameise	*E. coli*	38	41	62	49	100	100	100	94
Hattingen	*E. coli*	68	20	75	51	100	100	89	91
Werden	Int.Ent.	49	10	58	43	92	100	100	100
Zorn. Ameise	Int.Ent.	27	44	68	44	72	100	100	100
Hattingen	Int.Ent.	54	0	59	41	53	100	100	100

Ein grundsätzliches Problem stellen jedoch die oftmals geringe Anzahl an vollständigen Datensätzen und die geringe Anzahl an Überschreitungen der Grenzwerte der Badegewässerverordnung NRW dar, die eine statistische Auswertung und Interpretation nur eigeschränkt ermöglichen. Dies trifft insbesondere auf die multiplen linearen Regressionen und die künstlichen neuronalen Netze an einigen Messstationen zu. Auch die Ergebnisse des Trockentagemodells sind kritisch zu hinterfragen, wenn an den Messstationen nur wenige Überschreitungen der Grenzwerte vorliegen.

II.8.3.6 Anwendung der Modelle auf die potenzielle Badestelle Seaside Beach

Die Methodik der Erstellung des Frühwarnsystems und der Anwendung der verschiedenen Modelle wurde daraufhin auf die Messstelle Seaside Beach am Baldeneysee übertragen. An dieser Messstelle waren im Rahmen des Projektes nicht nur zwischen 2012 und 2013 Messungen durchgeführt worden, sondern auch bis zum Ende der Badesaison 2014, so dass Daten in einem Umfang vorlagen, der die Erstellung von Frühwarnsystemen ermöglichte.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 32 dargestellt. Grundsätzlich können von allen Frühwarnsystemen die Überschreitungen der Grenzwerte der Badegewässerverordnung NRW für *E. coli* und intestinale Enterokokken korrekt vorhergesagt werden. Unterschiede zeigen sich jedoch bei der Vorhersage der Unterschreitungen. Hierbei weisen die künstlichen neuronalen Netze (KNN) jeweils die höchsten Anteile auf, obwohl die Anzahl der vollständigen Datensätze am geringsten sind. Auch ist die in diesen Datensätzen enthaltene Anzahl der Überschreitungen der Grenzwerte deutlich geringer als bei anderen Modellen, insbesondere für intestinale Enterokokken, was die Verlässlichkeit der Prognosen zunächst in Frage stellt. Einen sehr hohen Anteil an korrekt vorhergesagten Unterschreitungen des Grenzwerts für *E. coli* weist auch das einfache lineare Regressionsmodell auf, wobei die Korrelation zu Ammonium auf Einträge der mikrobiellen Verunreinigungen durch Abwässer oder Abschwemmungen von Wirtschaftsdünger z.B. infolge von Regenereignissen hindeutet. Durch die Anwendung einer multiplen linearen Regression kann jedoch nur eine geringe Verbesserung der Vorhersagen für intestinale Enterokokken, aber eine deutliche Verschlechterung für *E. coli* verzeichnet werden. Die geringsten Anteile an korrekten Vorhersagen der Unterschreitungen weist das Trockentagemodell auf. Dabei sind für *E. coli* eine Anzahl von 3 Tagen (einschließlich des Messtags) mit einem Niederschlag <=3 mm/d erforderlich, damit der Grenzwert nicht überschritten wird und für intestinale Enterokokken lediglich 2 Tage.

Das Regentagemodell, das die Anzahl der Tage nach einem Regenereignis ermittelt, die einer Überschreitung der Grenzwerte vorausgegangen sind, weist korrekt vorhergesagte Unterschreitungen auf, die zwischen den Anteilen der Trockentagemodelle und der künstli-

chen neuronalen Netze (KNN) liegen. Dabei muss die Tagesniederschlagsmenge von 10 mm/d an mindestens einer der Niederschlagsmessstationen in dem der Messstelle Seaside Beach vorgelagerten Einzugsgebiet der Ruhr am Messtag selber sowie an mindestens einem (für intestinale Enterokokken) bzw. zwei (für *E. coli*) der vorangegangenen Tagen überschritten sein, damit eine Überschreitung des Grenzwertes zu erwarten ist.

Tabelle 32: Ergebnisse verschiedener Frühwarnsysteme für *E. coli* und intestinale Enterokokken (Int.Ent.) an der Messstelle Seaside Beach für ein Konfidenzniveau von 95 % (Mai bis September 2012 bis 2014)

Modell	Parameter	Weitere Paramter/ Spezifikation des Modells	Korrekt vorhergesagte Unterschreitungen des Grenzwerts [%]	Korrekt vorhergesagte Überschreitungen des Grenzwerts [%]	Anzahl der Datensätze	Anzahl der Grenzwertüberschreitungen
Einfache lin. Regression	*E. coli*	NH_4^+	93	100	67	15
Einfache lin. Regression	Int.Ent.	NH_4^+	37	100	54	5
Multiple lin. Regression	*E. coli*	NH_4^+, SAK245	40	100	55	13
Multiple lin. Regression	Int.Ent.	NH_4^+, SAK245	41	100	48	4
KNN	*E. coli*	logarithmisch	83	100	36	6
KNN	Int.Ent.	logarithmisch	94	100	32	1
Trockentagemodell	*E. coli*	3Trockentage <= 3 mm/d	41	100	74	16
Trockentragmodell	Int.Ent.	2 Trockentage <= 3 mm/d	35	100	74	5
Regentagemodell	*E. coli*	3 Tage nach Regen > 10 mm/d	67	100	74	16
Regentagemodell	Int.Ent.	2 Tage nach Regen > 10 mm/d	70	100	74	5

II.8.3.7 Schlussfolgerungen

Es zeigte sich, dass es nicht möglich ist, ein gemeinsames Frühwarnsystem für den gesamten Ruhrabschnitt zwischen Ablauf des Kemnader Sees und dem Zulauf zum Rhein zu erstellen, sondern dass das Frühwarnsystem individuell für jede Stelle an der Ruhr erstellt werden muss, da die Eintrags- und Transportbedingungen für die Indikatororganismen *E. coli* und intestinale Enterokokken offensichtlich von Messstelle zu Messstelle variieren.

Weiterhin stellen die beim Frühwarnsystem betrachteten Mikroorganismen lediglich Indikatoren für eine fäkale Verunreinigung des Badegewässers dar. Daneben bestehen weitere Risiken für Badende, wie z. B. Wasserströmungen und andere Gewässernutzungen. Auch, wenn das Frühwarnsystem eine sichere Badesituation anzeigt, verbleibt noch immer ein gewisses Restrisiko, nicht zuletzt da es einen gewissen Anteil an falschen Vorhersagen toleriert. Wie aus Abbildung 74 hervorgeht, kann das Frühwarnsystem unter Nutzung von linearen Regressionen oder künstlichen neuronalen Netzen verschiedene Sicherheitsstufen anzeigen. Für die praktische Anwendung wird es jedoch als ratsam angesehen, der Öffentlichkeit nur eine einfache Information zu vermitteln, d. h. dass das Baden derzeit unsicher ist (z. B. über das Hissen einer roten Flagge). Hierbei sollte eine Konzentrationsschwelle gewählt werden, wie sie z. B. in Abbildung 74 mit C_1 dargestellt ist und die sich aus einem gewählten Konfidenzniveau ergibt. Im Fall, dass Konzentrationen unterhalb dieser Schwelle errechnet werden, sollte jedoch keine grüne Fahne gehisst werden, da dies von der Öffentlichkeit so verstanden werden könnte, dass das Baden momentan sicher und ohne jegliche Risiken möglich ist.

Grundsätzlich hatten die künstlichen neuronalen Netze die genauesten Vorhersagen ermöglicht, jedoch erscheint ihr Einsatz an einer oder mehreren Stellen an der Ruhr auch am Aufwändigsten. Multi-Parameter Messungen müssten an jeder Badestelle installiert und die Signale an einen Rechner übertragen werden, auf dem die Online-Messungen zusammen mit den ebenfalls zu übertragenden Klimadaten kontinuierlich mit dem speziell für diese Messstelle trainierten künstlichen neuronalen Netz ausgewertet werden. Im Fall, dass das Berechnungsergebnis unter Berücksichtigung des Konfidenzniveaus den Grenzwert für *E. coli* oder intestinale Enterokokken der Badegewässerverordnung NRW übersteigt, müsste eine entsprechende Meldung an die Badestelle übertragen werden und dort die Aktion der Information der Bevölkerung auslösen.

Das Trocken- bzw. Regentagemodell hingegen ist zwar weniger präzise in seiner Vorhersage, jedoch erscheint die Implementierung deutlich einfacher, zumal die Messungen von Niederschlagsmengen vielerorts bereits online erfolgt. Auch ist das Trocken- bzw. Regentagemodell die einzige Methode, die eine Vorhersage auch in zeitlichem Sinne ermöglicht und

nicht auf online-Messungen der aktuellen Wasserqualität an der Badestelle beruht. Ggf. ist auch eine Berücksichtigung von Niederschlagsprognosen durch das Trockentagemodell möglich.

Unabhängig vom verwendeten Modell zeigte sich, dass die verfügbare Datenmenge an einigen Messstellen sehr gering ist und dass für jede mögliche Badestelle eine ausreichende Datenmenge zur Verfügung stehen muss, um ein verlässliches Frühwarnsystem zu erstellen. Diese Messungen sollten in kurzen Zeitabständen, phasenweise möglichst auch täglich oder ereignisbezogen nach Regenfällen oder Entlastungen von Regenbecken, durchgeführt werden, um auch kurzzeitige Verschmutzungen von der Dauer von wenigen Stunden oder Tagen zuverlässig erfassen und durch Modelle abbilden zu können. Neben *E. coli* und intestinalen Enterokokken sind dabei auch online-Parameter zu erfassen, die als Ersatzparameter für diese dienen können. Diese Messungen sind speziell für die Badesaison von Interesse und sollten der Verbesserung der erstellten Modelle dienen. In den nachfolgenden Badesaisons sollten die Messungen fortgesetzt werden, um die Modelle zu validieren und das Frühwarnsystem weiter zu verbessern. Für den Fall, dass die Genauigkeit des Frühwarnsystems als nicht ausreichend erachtet wird, können auch mehrere Modelle (z. B. künstliche neuronales Netz und Trocken-/Regentagemodell) sowie Regenvorhersagen zu einem Frühwarnsystem kombiniert werden.

II.8.3.8 Weitere Untersuchungen

Zur Erstellung des Frühwarnsystems waren verschiedene Verfahren erprobt worden, die schließlich zu Entwicklung der in Kapitel II.8.3.3 geschilderten Vorgehensweise geführt hatten. Neben den Untersuchungen zur Erstellung eines Frühwarnsystems wurde auch eine Auswertung von Literaturdaten zur Inaktivierung bzw. Elimination von *E. coli* und intestinalen Enterokokken während des Transports im Gewässer durchgeführt. Diese ergab, dass insbesondere durch UV-Licht eine bedeutsame Verringerung der Konzentrationen innerhalb weniger Stunden erfolgen kann. Weiterhin fanden sich auch Hinweise, dass Grazing, d. h. der Fraß durch andere Organismen, einen wesentlichen Eliminationsmechanismus darstellt. Anhand der Auswertung von Tracerversuchen des Ruhrverbandes konnten Fließzeiten für den Stofftransport in verschiedenen Abschnitten der Ruhr ermittelt werden. Weiterhin wurden Daten des Ruhrverbandes zu Entlastungsdauer und Entlastungsmenge von exemplarischen Regenbecken ausgewertet, die zeigten, dass die betrachteten Becken ein sehr unterschiedliches Verhalten aufweisen und eine Annahme eines einheitlichen Entlastungsverhaltens für alle Regenbecken nicht möglich ist. Daraufhin wurde eine dynamische Modellierung zur Berechnung der Entlastungsereignisse von hypothetischen Zentralbecken für die betrachte-

ten Kläranlagen durchgeführt, deren Ergebnisse in das Stoffbilanzmodell einflossen. Schließlich wurden exemplarische Modellrechnungen für den Stofftransport von Mikroorganismen in der Ruhr durchgeführt. Diese konnten jedoch nicht zur Erstellung eines Frühwarnsystems herangezogen werden, da Eingangsdaten wie Ort, Zeitpunkt, Menge und mikrobiologische Belastung des eingetragenen Wassers nicht ermittelt werden konnten.

Zur Klärung der Durchströmung des Baldeneysees wurden in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Mechanik und Robotik der Universität Duisburg-Essen dreidimensionale Strömungsberechnungen durchgeführt, die eine deutliche Fahnenbildung bei Einleitungen von mikrobiologisch belasteten Wässern am Anfang des Baldeneysees erkennen lassen, wobei durch Wirbelbildung auch Konzentrationsschwankungen hervorgerufen werden.

.

II.8.3.9 Weiterer Forschungsbedarf

Die Ergebnisse zeigten, dass eine Messung von *E. coli* und intestinalen Enterokokken sowie von physikalischen und chemischen Begleitparametern im Abstand von ein oder zwei Wochen nicht ausreichend ist, um kurzzeitige Verschmutzungen, wie sie z. B. aus Mischwasserentlastungen und Oberflächenabschwemmungen herrühren können, an potenziellen Badestellen zu erfassen und mit Modellen zu beschreiben. Hierfür sind Messungen in kurzen Zeitabständen, phasenweise möglichst auch täglich oder ereignisbezogen nach Regenfällen oder Entlastungen von Regenbecken, erforderlich, wie sie im BMBF-Verbundvorhaben Flusshygiene (Förderkennzeichen: 02WRM1364C, Laufzeit: 01.06.2015 bis 31.05.2018) vorgesehen sind. Weiterhin sind vertiefende Berechnungen zum Stofftransport im Baldeneysee erforderlich, um die Auswirkung von verschiedenen Einleitungen (Kläranlagen, Entlastungen von Regenbecken, Nebengewässer) auf mögliche Badestellen am Seeufer zu erkennen. Diese sind Gegenstand der laufenden Untersuchungen im Rahmen der Weiterförderung des Projektes Sichere Ruhr (Förderkennzeichen: 02WRS1283A, Laufzeit: 01.01.2012 bis 31.12.2015).

II.9 Realisierungskonzept – Arbeitspaket 5

II.9.1 Zahlungsbereitschaft und Kosten-Nutzen-Bewertung

Das Ziel einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) ist es, Auswirkungen von Maßnahmen zu erfassen, sie zu sortieren und gegenüberzustellen. Sie basiert auf der Idee bei der Ressourcenverwendung im öffentlichen Bereich der ökonomischen Effizienz zu folgen und Rentabilitätskennzahlen aus der Privatwirtschaft auf öffentliche Investitionen zu übertragen. Dadurch werden Informationen gewonnen, ob Projekte einen positiven oder negativen Wertbeitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt leisten. Das Vorgehen unterscheidet sich formal nicht von der Kapitalwertrechnung unternehmerischer Investitionsentscheidungen. Die KNA wird meist zur volkswirtschaftlichen Analyse von öffentlichen Großprojekten verwendet. Während im unternehmerischen Investitionskalkül Kosten und Erträge gegenüber gestellt werden, werden bei der Kosten-Nutzen-Analyse sämtliche Kosten und der gesamte Nutzen des zu evaluierenden Projektes betrachtet (Hein et al., 2015).

II.9.1.1 Grundannahmen der Kosten-Nutzen-Analyse

Nutzen und Kosten fallen in unterschiedlichen Zeiträumen und zu unterschiedlichen Zeitpunkten an. Um sie miteinander vergleichbar machen zu können, wird in der Ökonomie das Verfahren der Diskontierung angewendet. Mit Hilfe des Diskontsatzes werden die in der Zukunft anfallenden Kosten und Nutzen auf einen gemeinsamen Zeitpunkt bezogen. Die Diskontierung bewirkt, dass Nutzen und Kosten einen abnehmenden Einfluss auf das Ergebnis haben, je weiter sie zeitlich vom gemeinsamen Bezugspunkt entfernt liegen.

Eine hohe Diskontrate bewirkt, dass zukünftige Generationen benachteiligt werden. Wenn man bedenkt, dass für Projekte, deren Kosten auch heute entstehen, nachfolgende Generationen benachteiligen. Das gilt auch für den Nutzen. Durch eine hohe Diskontierung wird unterstellt, dass der Nutzen zukünftiger Generationen weniger wert als gegenwärtiger. Im Falle von Umwelt- und Naturgütern bedarf die Diskontierung daher zusätzlicher ethischer Überlegungen. Es ist anzunehmen, dass Umwelt- und Naturgüter wie Wälder, Flüsse und Seen für zukünftige Generationen immer wichtiger werden, das intakte Angebot auch stetig sinken kann. Da es sich in der vorliegenden Betrachtung zudem um langfristige Investitionen wasserwirtschaftliche Infrastruktur handelt, wird der oben dargelegten Argumentation und der Empfehlung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 2012) gefolgt. Es wird ein niedriger Diskontierungssatz (i) zur Berechnung i = 3 % herangezogen. Da in der vorliegenden Betrachtung vor allem die Basiskosten also Investitionen in wasserwirtschaftliche Infra-

struktur ein höheres Volumen aufweisen als die Badeszenarien abhängigen Kosten, wird der Betrachtungszeitraum für die Kosten auf 60 Jahre angelegt, um das Restwertproblem zu vermeiden. Um Kosten und Nutzen miteinander in Relation zu setzen, wird der Nutzen ebenfalls auf diesen Betrachtungszeitraum von 60 Jahren ausgedehnt. Darüber hinaus werden weitere wirtschaftliche Annahmen zur Verteilung der Investitions- und Betriebskosten sowie einer späteren Nutzeneinstellung getroffen. In Tabelle 33 sind weitere Grundannahmen für die Kosten-Nutzen-Analyse zusammengefasst.

Tabelle 33: Grundannahmen für die Kosten-Nutzen-Analyse

Parameter in der Kosten-Nutzen-Analyse	Annahme
Betrachtungszeitraum:	60 Jahre
Investitionskosten	im 1. Jahr
Betriebskosten	im 2. Jahr
Nutzenverteilung	Erste Einstellung im 4. Jahr
Diskontrate:	3 %
Preissteigerungsrate	1,5 %

II.9.1.2 Der Nutzen aus dem Baden an der Ruhr und ihren Seen

Der Nutzen aus dem Baden an der Ruhr sowie die Badeszenarien-Präferenzenrangfolge (siehe Abschnitt II.9.2.2) sind auf Basis von repräsentativen Befragungsergebnissen ermittelt worden.

II.9.1.2.1 Aufbau und Design der Umfrage

Es wurde eine telefonische Befragung mittels CATI-Verfahren[6] von Anfang September bis Mitte Oktober 2013 in über 1.000 Haushalten durchgeführt. Dabei stellte die erste Stufe eine einfache Zufallsauswahl von Festnetz-Nummern unter Verwendung des Gabler-Häder Verfahrens dar, während auf der zweiten Stufe eine zufällige Auswahl der zu befragenden Person innerhalb des Haushalts vorgenommen wurde (Häder, 2002). Die realisierte Stichprobengröße lag bei n=1010 Fällen bei einer Ausschöpfungsquote von 19,89 %. Die Felddurchführung erfolgte durch das Sozialwissenschaftliche Umfragezentrum (SUZ) in der Zeit vom 03.09.2013 bis zum 12.10.2013.

[6] CATI steht für „computer-assisted telephone interview“, also für computergestützte telefonische Interviews.

Grundlage der Untersuchungsraumdefinition ist die Entfernung zum Baldeney See. Hierfür ist ein Radius von 12 km um den Baldeney See angesetzt worden, damit eine Kenntnis über das Befragungsobjekt erwartet werden kann und die Befragten kompetent sind, die Ruhr und Ihre Seen zu kennen und die Fragen zu beantworten. Die Untersuchungsregion besteht demnach aus den Städten Bochum, Essen, Hattingen, Heilgenhaus, Mülheim a. d. Ruhr und Velbert. Als Grundgesamtheit wurde die in Privathaushalten lebende volljährige Bevölkerung mit Erstwohnsitz in diesem Untersuchungsgebiet definiert.

Alle genannten Arbeitsschritte erfolgten in enger Kooperation zwischen dem IWW, RV, UDE-KOM, und UDE-SOZ. u.a. in Form von regelmäßigen Clustertreffen. Gleichsam erforderte die Konzeption sowie Umsetzung der Bevölkerungsbefragung eine enge Kommunikation mit dem durchführenden Unterauftragnehmer (SUZ). Die Hauptphase der Fragebogenkonstruktion lag in der ersten Jahreshälfte 2013. Im Vorfeld der Hauptbefragung wurden verschiedene Vorarbeiten durchgeführt. Der Fragebogen ist auch in einem größeren Kreis wissenschaftlicher Akteure des Projektes Sichere Ruhr diskutiert worden. Die Durchführung des Pretest fand vom 19.-22.08.2013 mit 20 Personen aus der Untersuchungsregion statt. Aus diesem zeigte sich zum einen eine positive Beteiligungsbereitschaft an der Umfrage und zum anderen hatte der Pretest zehn Verbesserungsvorschläge zur Folge. So sind u.a. Anmerkungen wie, dass Formulierungen wie die „Natur und Landschaft mit Geld bewerten“ zu abstrakt erscheinen, nach dem Pretest umformuliert und präzisiert worden. Der standardisierte Fragebogen der Bevölkerungsbefragung umfasst 49 größtenteils geschlossene Fragen. In den offen gestalteten Fragen wurde nach Quantitäten wie Geburtsjahr, dem Nettoeinkommen, aber auch den Besuchsgründen der Ruhr oder den Motiven für eine Zahlungsbereitschaft gefragt. Für Einstellungsfragen wie das Umweltengagement, die Risikowahrnehmung und Wasserqualitätseinschätzung wurden als Skalierungsverfahren vier- und fünfstufige Likert-Skalen verwendet. Zur Verbesserung der Übersichtlichkeit wurden die Fragen inhaltlichen Themenblöcken zugeordnet:

1. Kompetenz der Befragten und Besuchsgründe
2. Einstellungen zum Baden an der Ruhr
3. Informationsbedarf und Kenntnis des Projektes
4. Contigent Ranking: Fragen zur Szenarienpräferenz
5. Contingent Valuation & Bidding Game: Zahlungsbereitschaft und –betrag
6. Reisekostenmethode
7. Finanzierungsmodell
8. Soziodemografische Fragen

II.9.1.2.2 Ergebnisse der Befragung

Die Grundannahme einer repräsentativen Stichprobe als verkleinertes Abbild der Grundgesamtheit annähernd erfüllen zu können, sollte die Verteilung der erhobenen Stichprobe zumindest in einigen grundlegenden demografischen Merkmalen der Verteilung in der Grundgesamtheit nachweislich entsprechen. In der Stichprobe zeigt sich eine Geschlechterverteilung von 50,57% Frauen 49,43% Männern. Diese Befunde zeigen nur minimale Abweichungen zur Grundgesamtheit (Mikrozensus 2014: Frauen: 51,29%, Männer: 48,71%), so dass keine systematische Verzerrung nach Geschlecht vorliegt (Mikrozensus, 2014).

Auch für die Verteilung des Alters kann in der realisierten Stichprobe keine nicht zufällige Verzerrung der Teilnahmebereitschaft diagnostiziert werden (vgl. Tabelle 34). Der Vergleich mit den Daten des Mikrozensus 2014 zeigt, dass die Grundgesamtheit ausreichend kongruent abgebildet werden konnte. Die Abweichungen sind minimal und daher zu vernachlässigen. Insgesamt kann die Anforderung an die Stichprobe, dass sie ein verkleinertes Abbild der Grundgesamtheit darstellt, anhand der Merkmale Geschlecht und Alter in hinreichendem Umfang eingelöst werden.

Tabelle 34: Verteilung nach Alterskassen in der Stichprobe und Grundgesamtheit

Alter	Verteilung in der Stichprobe	Verteilung in der Grundgesamtheit (Mikrozensus 2014)
10 – unter 19	0,89 %	9,18 %
19 – unter 45	34,36 %	31,72 %
45 – unter 65	38,02 %	30,13 %
65 – unter 75	15,05 %	10,23 %
75 und mehr	10,28 %	10,25 %

Der Fokus der Befragung lag auf der Ermittlung der Präferenzen im Hinblick auf die Badeszenarien und auf der repräsentativen Ermittlung der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für das Baden in der Ruhr und Ihren Seen. Von den zur Auswahl gestellten Badeszenarien präferierte die Mehrheit die „Ausgewiesenen Badestellen“ (42%) gegenüber „Flussbädern“ (31%) und „Naturnahem Baden (22%)“. Rund 56% der Befragten erklärten sich bereit, dafür einen zusätzlichen finanziellen Beitrag zu leisten und würden sich an der Finanzierung von Maßnahmen zur Erhöhung der Wasserqualität an der Ruhr zu beteiligen. Die direkte Nutzung der Ruhr und ihrer Seen als Badegewässer ist dabei das meist genannte Motiv für die

eigene Zahlungsbereitschaft. Danach werden die Option der zukünftigen Nutzung, der Existenzwert sowie die Nutzungsmöglichkeit für nachfolgende Generationen als weitere Hauptgründe angegeben.

Für die Genauigkeit der Schätzung der mittleren Zahlungsbereitschaft für die Untersuchungsregion rund um den Baldeneysee (Grundgesamtheit) spielen mehrere Parameter eine Rolle: Zunächst beeinflussen die gängigen wahrscheinlichkeitstheoretischen Voraussetzungen bestimmte Anforderungen an Interpretationsweise, Fallzahl und Streuung. Demnach kann eine Punktschätzung nicht zuverlässig getätigt werden. Stattdessen ist auf Konfidenzintervalle zurückzugreifen, die je nach Fallzahl und Streuung unterschiedliche Bandbreiten aufweisen können. Demnach ist immer ein 'worst case' (die untere Grenze des Konfidenzintervalls) und ein 'best case' (die obere Grenze des Konfidenzintervalls) zu betrachten. Unter Berücksichtigung dieser Annahme errechnet sich der wahre Wert der mittleren maximalen Zahlungsbereitschaft pro Jahr und Person über die gesamte Stichprobe bzw. über alle Befragten (N=823) zwischen 19,14 Euro und 25,75 Euro. Um nun tatsächlich zu absoluten Eurobeträgen zu gelangen, wurden die errechneten Konfidenzintervalle auf absolute Populationen umgerechnet. Da die Einwohnerzahl der Untersuchungsregion (1.256.468 Mio. Einwohner) bekannt ist, werden die durch die Konfidenzintervalle bzw. worst und best case Szenarios postulierten Anteilswerte 'px' mit der Gesamtpopulation 'n' multipliziert. Anschließend wird daraus der Eurobetrag errechnet, der den monetären Nutzen aus direkten und indirekten Nutzenkomponenten der Befragten offenlegen. Demnach ergibt sich eine geschätzte Gesamtsumme maximaler jährlicher Zahlungsbereitschaft (= Nutzen) für das Badeszenario „Ausgewiesene Badestellen“ für die Region rund um den Baldeneysee zwischen 24.048.798 € und 32.354.051 €. Um die Kosten-Nutzenverhältnisse je Badeszenario auszuweisen, werden auch die Zahlungsbereitschaften der Szenarien „Naturnahes Baden“ und „Flussbäder“ berechnet. In Tabelle 35 sind die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 35: Maximal jährliche Zahlungsbereitschaft je Badeszenario und deren Hochrechnung für die Projektregion

Badeszenario	Zahlungsbetrag in EUR	N	Hochrechnung in Mio. EUR (gerundet)
Naturnahes Baden	33 - 45,50	369	19,4 - 27,0
Ausgewiesene Badestelle	41,27 - 53,99	370	24,0 - 32,3
Flussbäder	31,37 - 42,37	369	18,1 - 25,4

Multivariate Detailauswertungen zu den Nachfragefunktionen, Motiven und Erklärungsfaktoren der Zahlungsbereitschaft und Präferenz der Badeszenerien sind in Neskovic und Hein (2015a, 2015b, 2015d) zu finden.

II.9.1.3 Die Kosten aus dem Baden an der Ruhr und ihren Seen

Die Kostenschätzungen werden exemplarisch an vier Fallbeispielen durchgeführt und anschließend für die Projektregion hochgerechnet. Es erfolgt eine Aufteilung in von den Badeszenarien unabhängige Kosten sog. Basiskosten (wie die Anhebung der Wasserqualität, Ertüchtigung von Kläranlagen, Mischwasserentlastungen, diffusen Quellen, Frühwarnsystem,…) sowie in von den Badeszenarien abhängige Kosten (Badeinfrastruktur, Müllentsorgung, Verkehrsinfrastruktur, Badestelle, Sanitäranlagen, Sicherheit und Kommunikation). Darüber hinaus beeinflussen das Flächenpotential einer Badestelle, die Länge des Strandes oder die bereits vorhandene Infrastruktur usw. die Kosten einer Badestelle. Diese Größen werden im Folgenden als Determinanten bezeichnet und sind ebenfalls von den Badeszenarien abhängig. Nachstehende Abbildung stellt die Unterscheidung in Basiskosten und von Badeszenarien abhängige Kosten sowie ihre Determinanten dar.

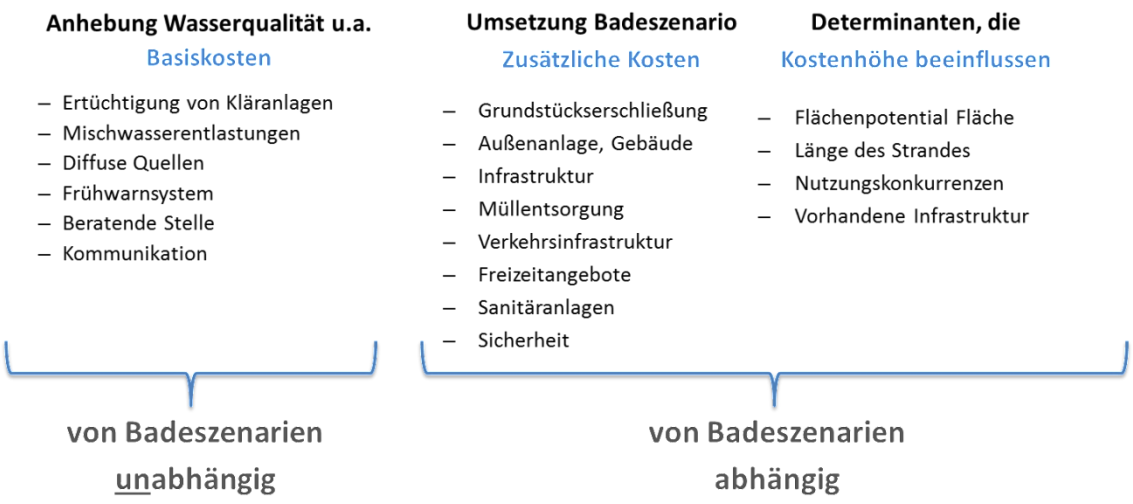


Abbildung 76: Basiskosten, von Badeszenarien abhängige Kosten sowie ihre Determinanten

Für diese Untersuchung der Kosten ist dabei ein auf MS Excel basiertes Kalkulationstool entwickelt worden. Hier sind neben Expertenangaben und Interviewergebnisse, Daten aus Literatur, Datenbanken eingepflegt worden. Für die Kostenschätzung der Basiskosten fließen die Ergebnisse aus AP 4a und 4b ein. Die Betrachtung der Aufrüstung der Kläranlagen ist

dabei um Essen-Kettwig, Abtsküche erweitert worden. Des Weiteren erfolgte eine Kostenschätzung zur Implementierung eines Frühwarnsystems sowie der Beratenden Stelle und der Kommunikation. Nachstehende Tabelle fast die Ergebnisse der Basiskosten zusammen.

Tabelle 36: Kostenschätzung der Basiskosten

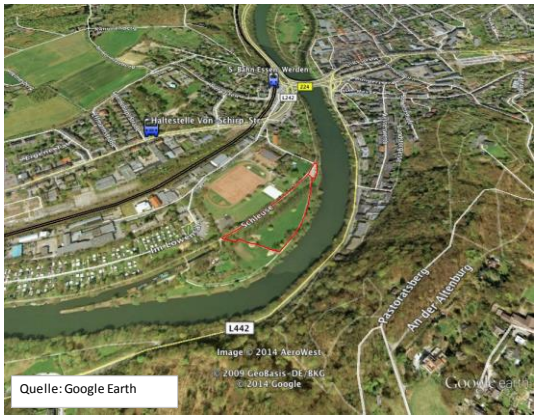
Basiskosten	Investitionskosten	Einheit	Menge	Investitionskosten	ND	Reinvestitionen	Betriebskosten	Einheit	Menge	Jährl. Betriebskosten
Ertüchtigung von Kläranlagen	-	-	-	6.752.000,00 €	20	2	-	-	-	605.000,00 €
Mischwasserentlastungen										
Kanalnetzsteuerung	-	-	-	1.519.000,00 €	53% > 30a 15% > 15a 28% > 10 a 4% > 5 a	variiert	-	-	-	80.000,00 €
Lamellenklärer & UV	-	-	-	13.984.000,00 €	68% > 20 a 32% > 15 a	variiert	-	-	-	266.000,00 €
Retentionsbodenfilter	-	-	-	8.215.000,00 €	30	1	-	-	-	195.000,00 €
Diffuse Quellen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	150.000,00 €
Beratende Stelle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80.000,00 €
Kommunikation/ Frühwarnsystem	-	-	-	21.680,00 €	-	-	-	-	-	20.000,00 €
Website	1.680,67	€/Stk	1	1.680,67 €	≥ 30	0	-	-	-	-
Beschilderung	168,07	€/Stk	24	4.033,61 €	10	2	-	-	-	-
Infotafel	168,07	€/Stk	12	2.016,81 €	≤ 15	1	-	-	-	-
App	19.327,73	€/Stk	1	19.327,73 €	≥ 30	0	-	-	-	-
				Summe: 2.543.228,24 €						**Summe: 116.333,33 €**

Das Badeszenario „Naturnahes Baden“ wird als fiktives Szenario ebenfalls aufgeführt und ausgewertet. Für das Szenario „Ausgewiesene Badestellen“ wird die Berechnung konkret an drei Badestellen vorgenommen: Freibad in Essen Steele, Löwental in Essen, Ruhrstrand in Mülheim. Da es 12 potentielle ausgewiesene Badestellen an der Ruhr geben kann, werden die Ergebnisse aus der konkreten Betrachtung auf diese Anzahl hochgerechnet. Für das Badeszenario „Flussbäder an verschiedenen Orten“ erfolgt die konkrete Betrachtung am Freibad Essen Steele. Hier wird das Ergebnis auf zwei potentiell mögliche Flussbäder in Untersuchungsregion hochgerechnet. Um die Kosten der Badeszenarien in einen Vergleich zu stellen und die Kosten-Nutzen-Analyse durchzuführen, erfolgt eine Einteilung der gesam-

ten einzubeziehenden Kostenpositionen nach den Gesichtspunkten Zeitpunkt und Häufigkeit des Auftretens. Auf diese Weise werden Investitionskosten, Reinvestitions- und Betriebskosten unterscheiden. Die Reinvestitionskosten (Ersatzinvestitionskosten) für eine angesetzte Position ergeben sich, während der Betrachtungszeitraumes, wenn die wirtschaftliche Nutzungsdauer (ND) geringer ist als der Zeitraum, in dem die Kosten dargestellt werden sollen. Aus diesem Grund erfolgt stets die Angabe der Nutzungsdauer. Die Betriebskosten (auch als laufende Kosten oder Unterhaltungskosten bezeichnet) in der hier verwendeten Definition sind die zum Betrieb, zur Wartung, Unterhaltung und Überwachung erforderlichen, regel- oder unregelmäßig wiederkehrenden Kosten. Im Normalfall fallen darunter Personalkosten, Sachkosten (bspw. Betriebs- und Hilfsmittel) und Energiekosten (bspw. Strom).

Nachfolgende Abbildung zeigt die Detailkalkulation eines o.g. Fallbeispiels Im Löwental, Essen.

Steckbrief: Im Löwental, Essen



Quelle: Google Earth

- Die Fläche beträgt ca. 15.000 m^2 (größere rot-markierte Fläche)
- Der Umfang der Badestelle beträgt ca. 650 m
- Abstand des uferseitigen Weges zur Ruhr beträgt 10-20 m
- Geplanter Strandabschnitt:
  Länge: 200 m, durchschnittliche Breite: 15 m
- Somit ergibt sich für den Strandabschnitt eine Sandfläche von ca. 3000 m^2
- Es sind ca. 25 Parkplätze vorhanden (kleinere rot-markierte Fläche)
- Ein Spielplatz ist vorhanden
- ÖPNV Anschluss: S6-Haltestelle Essen-Werden (ca. 400 m entfernt)
- ÖPNV Anschluss: Buslinie 190 Haltestelle Von-Schirp-Straße

Kostenschätzung: Im Löwental, Essen

Grundstückserschließung	Investitionskosten	Einheit	Menge	Investitionskosten	ND	Reinvestitionen	Betriebskosten	Einheit	Menge	Jährl. Betriebskosten
Rodungsarbeiten	4,20	€/m^2	0	0,00 €	≥ 30	0	-	-	-	-
Aushubarbeiten	2,52	€/m^3	1710	4.310,92 €	≥ 30	0	-	-	-	-
			Summe:	**4.310,92 €**					**Summe:**	**0,00 €**
Gebäude	**Investitionskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Investitionskosten**	**ND**	**Reinvestitionen**	**Betriebskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Jährl. Betriebskosten**
Kasse / Kiosk / Umkleiden	84.033,61	€/Stk	1	84.033,61 €	≥ 30	0	-	-	-	
Sanitäranlagen	33.613,45	€/Stk	1	33.613,45 €	≥ 30	0	12,61	€/h	520	6.554,62 €
			Summe:	**117.647,06 €**					**Summe:**	**6.554,62 €**
Außenanlagen	**Investitionskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Investitionskosten**	**ND**	**Reinvestitionen**	**Betriebskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Jährl. Betriebskosten**
Stabgitterzaun 2 m	75,63	€/m	650	49.159,66 €	≥ 30	0	-	-	-	-
Stranderstellung	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Quarzsand	14,29	€/t	1710	24.428,57 €	15	1	1,68	€/m^2/a	3000	5.042,02 €
Sandreinigungsmaschine	8.403,36	€/Stk	1	8.403,36 €	30	0	-	-	-	-
Strandduschen	252,10	€/Stk	4	1.008,40 €	≤ 15	1	-	-	-	-
Einfacher Holzliegestuhl	22,69	€/Stk	50	1.134,45 €	10	2	-	-	-	-
Grünanlagen	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rasenflächen	4,20	€/m^2			30	0	1,68	€/m^2/a	11000	18.487,39 €
Badesteg	12.605,04	€/Stk	1	12.605,04 €	30	0	-	-	-	-
			Summe:	**96.739,50 €**					**Summe:**	**23.529,41 €**
Freizeitangebote	**Investitionskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Investitionskosten**	**ND**	**Reinvestitionen**	**Betriebskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Jährl. Betriebskosten**
Tischtennis	1.260,50	€/Stk	3	3.781,51 €	≥ 15	1	k.A	k.A	k.A	k.A
			Summe:	**3.781,51 €**					**Summe:**	**0,00 €**
Versorgungsinfrastruktur	**Investitionskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Investitionskosten**	**ND**	**Reinvestitionen**	**Betriebskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Jährl. Betriebskosten**
Wasser	2.521,01	€/Stk	1	2521,01	≥ 30	0	-	€/m^3	-	509,79
Strom	2.521,01	€/Stk	1	2521,01	≥ 30	0	-	€/kWh	-	1114,14
			Summe:	**5.042,02 €**					**Summe:**	**1.623,93 €**
Entsorgungsinfrastruktur	**Investitionskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Investitionskosten**	**ND**	**Reinvestitionen**	**Betriebskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Jährl. Betriebskosten**
Abwasser	2.521,01	€/Stk	1	2521,008403	≥ 30	0	-	€/m^3	-	570
Niederschlagswasser	-	-	-	-	-	-	1,04	€/m^2	200	208,40 €
Abfall	-	-	-	-	-	-	21,28	€/Leerung	20	425,55 €
	-	-	-	-	-	-	10,71	€/Leerung	10	107,14 €
			Summe:	**2.521,01 €**					**Summe:**	**1.311,09 €**
Verkehrsinfrastruktur	**Investitionskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Investitionskosten**	**ND**	**Reinvestitionen**	**Betriebskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Jährl. Betriebskosten**
Straßenbeschilderung	168,07	€/Stk	4	672,27 €	10	2	k.A	k.A	k.A	k.A
PKW-Parkplätze	1.680,67	€/Stk	35	58.823,53 €	30	0	2,10	€/m^2	1575	3.308,82 €
Fahrradständer	23,53	€/Stk	50	1.176,47 €	≤ 15	1	k.A	k.A	k.A	k.A
			Summe:	**60.672,27 €**					**Summe:**	**3.308,82 €**
Badesicherheit	**Investitionskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Investitionskosten**	**ND**	**Reinvestitionen**	**Betriebskosten**	**Einheit**	**Menge**	**Jährl. Betriebskosten**
Badeaufsicht	0			- €			1.680,67	€/a	1	1.680,67 €
Beprobungen	0			- €			2.184,87	€/a	1	2.184,87 €
Flaggenmast	1.680,67	€/Stk	1	1.680,67 €	≥ 30	0	-	-	-	k.A
Flaggen (rot-gelb, rot und gelb)	14,29	€/Stk	3	42,86 €	≤ 15	3	-	-	-	k.A
Mobiler Wachturm	4.201,68	€/Stk	1	4.201,68 €	≤ 15	1	-	-	-	k.A
Rettungsringe	42,02	€/Stk	3	126,05 €	≤ 15	3	-	-	-	k.A
Leinenwagen	1.260,50	€/Stk	1	1.260,50 €	≤ 15	1	-	-	-	k.A
Schwimmleine	4,20	€/m	250	1.050,42 €	≤ 15	2	-	-	-	k.A
Notrufsäule	1.092,44	€/Stk	1	1.092,44 €	≤ 15	1	159,66	€/a	1	159,66 €
			Summe:	**9.454,62 €**					**Summe:**	**4.025,21 €**

Abbildung 77: Kostenschätzung Fallbeispiel Im Löwental, Essen

Es wird ersichtlich, dass alle Jahreskosten der Fallbeispiele der ausgewiesenen Badestellen eine ähnliche Größendimension von ca. 400.000 € aufweisen. Unterschiede lassen sich unter anderem in der Grundstückerschließung finden. Allerdings haben die Gebäude (Kasse,

Kiosk, Umkleiden) eine kostentreibende Wirkung, so dass die ausgewiesene Badestelle im Löwental höhere Investitionskosten aufweist als der Ruhrstrand oder Essen Steele. Weitere Kostentreiber in der Betrachtung sind Außenanlagen und die Verkehrsinfrastruktur. Allerdings sind sie bei allen drei Fallbeispielen in etwa gleich hoch, da sowohl der Strand hergestellt, umzäunt und Grünanlagen geschaffen werden müssen als auch Investitionen in die Straßenbeschilderung und Parkplätze angenommen worden sind. Die Basiskosten haben einen enormen Einfluss auf die Projektkostenbartwerte der Fallbespiele. Rechnet man lediglich die Basiskosten in Jahreskosten pro Badestelle ergeben sich 340.738 €. Draus lässt sich ableiten, dass die szenereinunabhängigen Basiskosten einen Anteil von 85% an den gesamten Jahreskosten einer ausgewiesenen Badestelle haben. 15% sind von der Ausgestaltung der Badestelle abhängig. Die Jahreskosten im Badeszenario Flussbad betragen ca. 2,2 Mio. €. Kostentreiber sind hier vor allem die Verkehrsinfrastruktur, Badesicherheit, das Freizeitangebot, die Investition und Pflege der Außenanlage und Gebäude. In diesem Szenario haben die Basiskosten einen Anteil von ca. 90% an den Projektkostenbartwerten. Dieser Anteil ist höher, da in diesem Szenario von lediglich 2 Flussbädern ausgegangen wird. Die restlichen 10% sind von der Ausgestaltung des Flussbades abhängig.

Tabelle 37: Kostenschätzungen der Fallbeispiele

Barwerte	Ausgewiesene Badestelle Fallbeispiel: "Im Löwental"	Ausgewiesene Badestelle Fallbeispiel: "Ruhrstrand"	Ausgewiesene Badestelle Fallbeispiel: "Freibad Steele"	Ausgewiesenes Flussbad Fallbeispiel: „Seaside Beach“ „Essen-Steele“
Basiskosten	7.859.136,53 €	7.859.028,66 €	7.859.028,66 €	47.151.059,11 €
Investitionskosten	459.037,03 €	421.838,38 €	313.474,43 €	1.213.316,46 €
Betriebskosten	1.116.794,50 €	1.128.422,89 €	1.104.210,44 €	3.322.086,88 €
Projektkostenbarwert	9.434.968,07 €	9.409.289,93 €	9.276.713,53 €	51.686.462,45 €
Jahreskosten	**340.913,31 €**	**339.985,48 €**	**335.195,11 €**	**1.867.584,82 €**

Wie bereits erläutert erfolgt die Hochrechnung der Badeszenarien aus der Summe von Badeszenarien unabhängigen Basiskosten und aus den Szenarien abhängigen Kosten (vgl. Abbildung 76). Das Naturnahe Baden wird als fiktives Szenario in der Darstellung der Basiskosten betrachtet. Im Projektverlauf ist deutlich geworden, dass ca. 12 ausgewiesene Badestellen entlang der Ruhr potentiell als ausgewiesene Badestelle in Frage kommen können. Entsprechend werden die durchschnittlichen Kosten der Fallbeispiele auf eine Anzahl von 12

Badestellen hochgerechnet. Für das Szenario Flussbäder wird wie bereits erläutert eine Anzahl von 2 fiktiven Flussbädern an der Ruhr angenommen. Hier erfolgt die Hochrechnung aus dem Fallbeispiel. Nachstehende Tabelle 38 gibt einen Überblick über die Hochrechnung je Badeszenario. Dabei sind die Projektkostenbarwerte und ihre Umrechnung in Jahreskosten dargestellt. Die Projektkostenbarwerte setzen sich aus den Barwerten der Basiskosten, Investitions- und Betriebskosten zusammen.

Tabelle 38: Hochrechnung der Kosten für das Baden in der Ruhr je Badeszenario

Badeszenarien	Badeszenario Naturnahes Baden - *FIKTIV*	Badeszenario Ausgewiesene Badestelle	Badeszenario Ausgewiesenes Flussbad
Basiskosten Barwert	94.309.638,41 €	94.309.638,41 €	94.302.118,23 €
Investitionskosten Barwert		4.777.399,41 €	2.426.632,92 €
Betriebskosten Barwert		13.397.711,33 €	6.644.173,76 €
Projektkostenbarwert	94.309.638,41 €	112.484.749,15 €	103.372.924,91 €
Projektkostenbarwert ohne Basiskosten	- €	18.175.110,74 €	9.070.806,68 €
Jahreskosten	3.407.686,27 €	4.064.406,80 €	3.735.169,63 €

Als Kennzahlen für die Wirtschaftlichkeit eines Badeszenarios wird das Nutzen-Kosten-Verhältnis berechnet. Zu seiner Berechnung wird der Quotient der Gegenwartswerte von Nutzen und Kosten gebildet. Werden die Kosten und Nutzen ins Verhältnis gebracht, so wird deutlich, dass alle von Sichere Ruhr betrachteten Badeszenarien unter der entwickelten KNA stets zu einem positiven Gesamtergebnis kommen. Die Gegenwartsnutzenwerte überschreiten bei beiden realisierbaren Szenarien (Ausgewiesene Badestelle und Flussbad) die Gegenwartskosten. Ist der Nutzen-Kosten-Quotient >1, kann die Umsetzung der Maßnahme empfohlen werden. Im Fall des Badeszenarios „Ausgewiesene Badestellen“ übersteigt der Nutzen die Kosten für das Projekt um das 5,5 Fache, im Fall des Flussbadeanstalten übersteigt der Nutzen die Kosten um das 4,5 Fache. Weitere Untersuchungen und Sensitivitätsanalysen liefern das Ergebnis, dass sogar eine Halbierung der Zahlungsbereitschaft des konservativsten Wertes (untere Grenze des Intervalls) noch ein insgesamt positives Gesamtergebnis für das Baden an der Ruhr zur Folge hat. Darüber hinaus werden Annahmen zum Diskontsatz (3 %, 5 % und 7 %) variiert sowie der Betrachtungshorizont verändert (30 und 60 Jahre). Das bedeutet, dass sich die Umsetzung des Projekts aus Sicht der Wohlfahrtsökonomie auch bei starken Kostenabweichungen oder bei geringeren Zahlungsbereit-

schaften (Sensitivitätsanalysen) immer noch lohnen wird. Im Gesamtergebnis kann festgehalten werden, dass das Badeszenario „Ausgewiesene Badestellen“ in allen Varianten das beste Nutzen-Kosten-Verhältnis ausweist. Die Berechnungen des Grundmodels gibt Tabelle 39 wieder.

Tabelle 39: Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analyse

	Badeszenario Naturnahes Baden - *FIKTIV*	Badeszenario Ausgewiesene Badestelle	Badeszenario Ausgewiesenes Flussbad
Basiskosten	94.309.638,41 €	94.309.638,41 €	94.302.118,23 €
Investitionskosten		4.777.399,41 €	2.426.632,92 €
Betriebskosten		13.397.711,33 €	6.644.173,76 €
Projektkostenbarwert	94.309.638,41 €	112.484.749,15 €	103.372.924,91 €
Jahreskosten	3.407.686,27 €	4.064.406,80 €	3.735.169,63 €
Nuten bzw. Wertschätzung konservativstes Ergebnis	19.387.301 €	24.048.798 €	18.168.527 €
Gegenwartswert-Nutzen	499.457.470 €	619.547.394 €	468.059.300 €
Gegenwartswert-Kosten	94.309.638 €	112.484.749 €	103.372.925 €
Nutzen/ Kosten-Quotient		5,5	4,5
Rangfolge		1	2

II.9.2 Realisierungskonzept

II.9.2.1 Situationsanalyse

Alle vom Ruhrverband bisher und kontinuierlich erhobenen relevante wasserwirtschaftlichen, meteorologischen und hygienischen Daten sowie die Ruhrverbandsinterne Betriebsdaten aus dem Projektgebiet sowie die Messstellen betreffend wurden aufbereitet und den Projektpartnern, insbesondere UBN, ISA, IWW und RWW zur Verfügung gestellt. Ebenso wurden die Ergebnisse der im Zusammenhang mit einem Praktikum beim Ruhrverband entstandenen Kartierung der Landnutzungsform im Projektgebiet für die weitere Bearbeitung zur Identifizierung der maßgeblichen hygienischen Einträge an die Projektpartner ISA übergeben.

Mit Hinblick auf die Realisierbarkeit eines regelkonformen Badebetriebs an der unteren Ruhr konnten anhand des in Sichere Ruhr ursprünglich vorgesehenen Überwachungsprogramms aufgrund der zu geringen Anzahl und Frequenz der Überwachungstermine zur Bestimmung der Konzentrationen der Indikatorparameter *E. coli* und Int. Enterokokken nur bedingt belastbare Aussagen über einen Verlauf der hygienischen Qualität des Gewässers während eines Zeitraums von mehreren Tagen abgeleitet werden. Nach Badegewässerverordnung NRW ist ein Badegewässer mit schwankender hygienischer Qualität auf Anfälligkeit für kurzzeitige Verschmutzungen hin zu prüfen, um eine ordnungsgemäße Bewirtschaftung zu gewährleisten. Die untere Ruhr liegt in Gebieten mit intensiver Siedlungsnutzung. Erwartungsgemäß wurde das Vorkommen von kurzzeitigen Verschmutzungen, die definitionsgemäß eine Dauer von 72 h nicht überschreiten dürfen, durch das in Sichere Ruhr durchgeführte erweiterte Überwachungsprogramm im Sommer 2014 bestätigt. Die Erkenntnisse der Situationsanalyse, welche auf Basis der 16-wöchigen Untersuchungsreihe mit Messungen an vier aufeinanderfolgenden Überwachungstagen an zwei ausgewählten Messstellen durchgeführt werden konnte (62 Überwachungstage), zeigen, dadurch, dass die Ruhr als Vorfluter für Kläranlagenab- und Notüberläufe fungiert, verändert sich vorübergehend die Gewässerqualität gemessen an den Indikatorparametern *E. coli* und Int. Enterokokken nach Regenereignissen oder Hochwässern vorübergehend, teilweise auch deutlich. Kurzzeitige Verschmutzungen sind bewirtschaftungspflichtig und führen bei einem offiziellen Badegewässer immer zu einem temporären Badeverbot. Parallel aufgezeichnete Regenmessreihen im Teileinzugsgebiet, Messreihen der Pegelstände am Pegel Werden sowie die Aufzeichnung von Entlastungsereignissen an dem maßgeblichen Regenüberlaufbecken der Kläranlage Essen-Rellinghausen zu den Überwachungszeitpunkten zeigen einen eindeutigen Zusammenhang mit erhöhten Konzentrationswerten an *E. coli* und Int. Enterokokken. Regnet es im Teileinzugsgebiet der unteren Ruhr stark (kurzer Fließweg der Indikatorparameter) oder ereignen sich Niederschläge im Gesamteinzugsgebiet der Ruhr (langer Fließweg der Indikatorparameter), welche wiederum zu Hochwasserständen an der unteren Ruhr führen, kann eine teilweise deutliche Verunreinigung der hygienischen Qualität an den Messstellen Seaside Beach (Staubereich Baldeneysee im Stadtgebiet Essen) und E-Rellinghausen (Fließbereich der Ruhr im Stadtgebiet Essen) festgestellt werden. Diese belegbaren Erkenntnisse sind für die Einrichtung eines nach Badegewässer NRW geforderten Frühwarnsystems unverzichtbar und daher von besonderer Bedeutung. Abbildung 78 und Abbildung 79 stellen die Abhängigkeiten der Abflusshöhen bzw. der Niederschlagshöhe mit der Konzentration von *E. coli* und intestinale Enterokokken für die Messstelle Seaside Beach grafisch dar. An der Abszisse sind die Tage mit Messungen abgetragen, an der linken Ordinate die festgestellten Konzentrationen an *E. coli* (Abbildung 78) und Int. Enterokokken (Abbildung 79) zu diesen Messzeit-

punkten in MPN/100 ml. Die rechte Ordinate stellt den Abfluss in m³/s im Zeitverlauf und die Niederschlagshöhen an den einzelnen Messtagen dar, diese Werte sind aufgrund der Skalierung um den Faktor 10 multipliziert. Im Schaubild ist zu erkennen, dass erhöhte oder hohe Konzentrationen von *E. coli* und Int. Enterokokken als Indikatorparameter der BadegewVO und Anzeichen für eine fäkale Verunreinigung in Abhängigkeit mit stattfindendem Hochwasser auftreten. Sie bestehen für den Indikator *E. coli* vor allem, wenn der Abfluss am Pegel Werden etwa >50 m³/s ist. Mit Rückgang des Hochwassers (schwarze Linie) fallen auch die Konzentrationen an *E. coli* wieder. In der Abbildung 80 werden die Abhängigkeiten zu Mischwasserentlastungen an einem zentralen Regenüberlaufbecken (E-Rellinghausen) aufgezeigt. Anhand dieses Schaubildes lässt sich verdeutlichen, dass an den Tagen, an denen es zu keinen Abschlägen kommt, die Werte für *E. coli* teilweise sogar weit unter dem Einzelwert von 1.800 KBE/100 ml liegen. Beide Messgrößen (Abfluss und Entlastungsereignisse) werden aufgrund von wasserwirtschaftlichen Vorgaben kontinuierlich überwacht. Die Daten stehen für die Anwendung eines zukünftigen Online-Frühwarnsystems zur kontinuierlichen Situationsanalyse zur Verfügung.

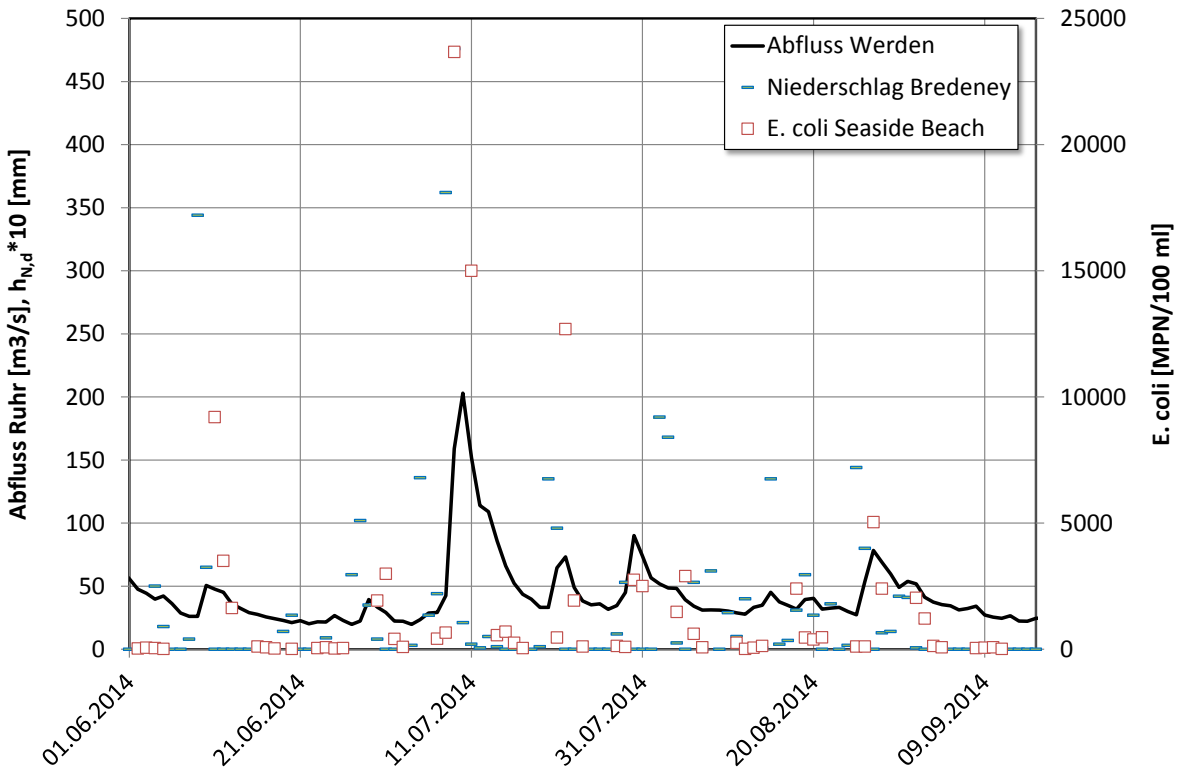


Abbildung 78: Zusammenhang Abflusshöhe und Konzentration von *E. coli* an der Messstelle Seaside Beach

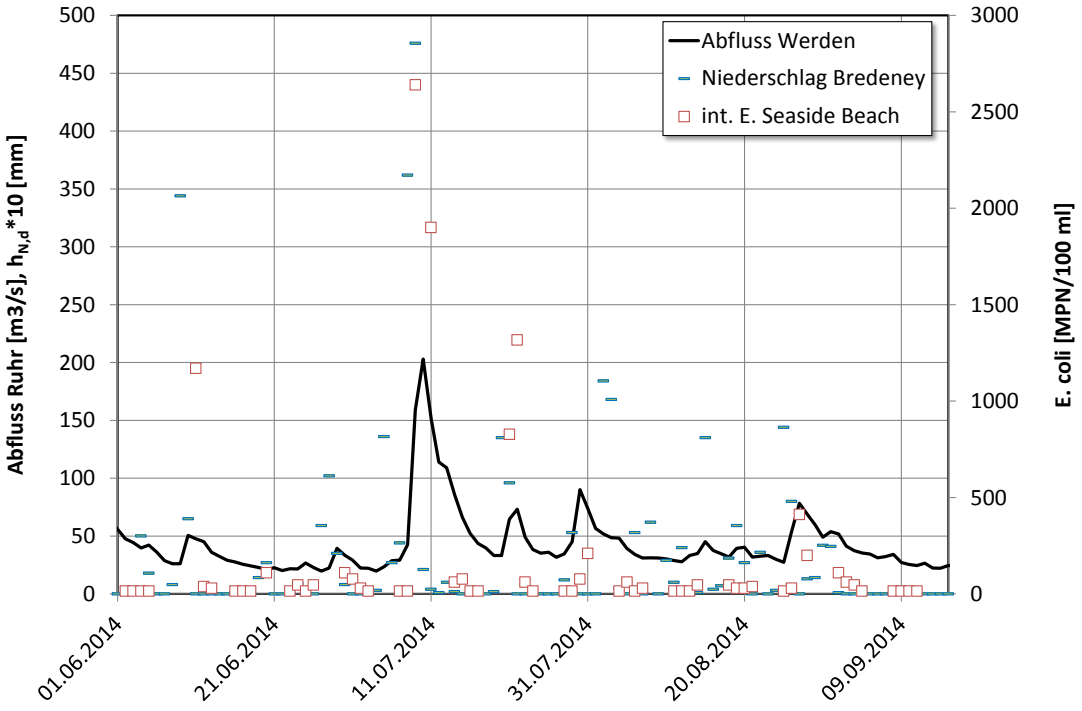


Abbildung 79: Zusammenhang Abflusshöhe und Konzentration von intestinalen Enterokokken an der Messstelle Seaside Beach

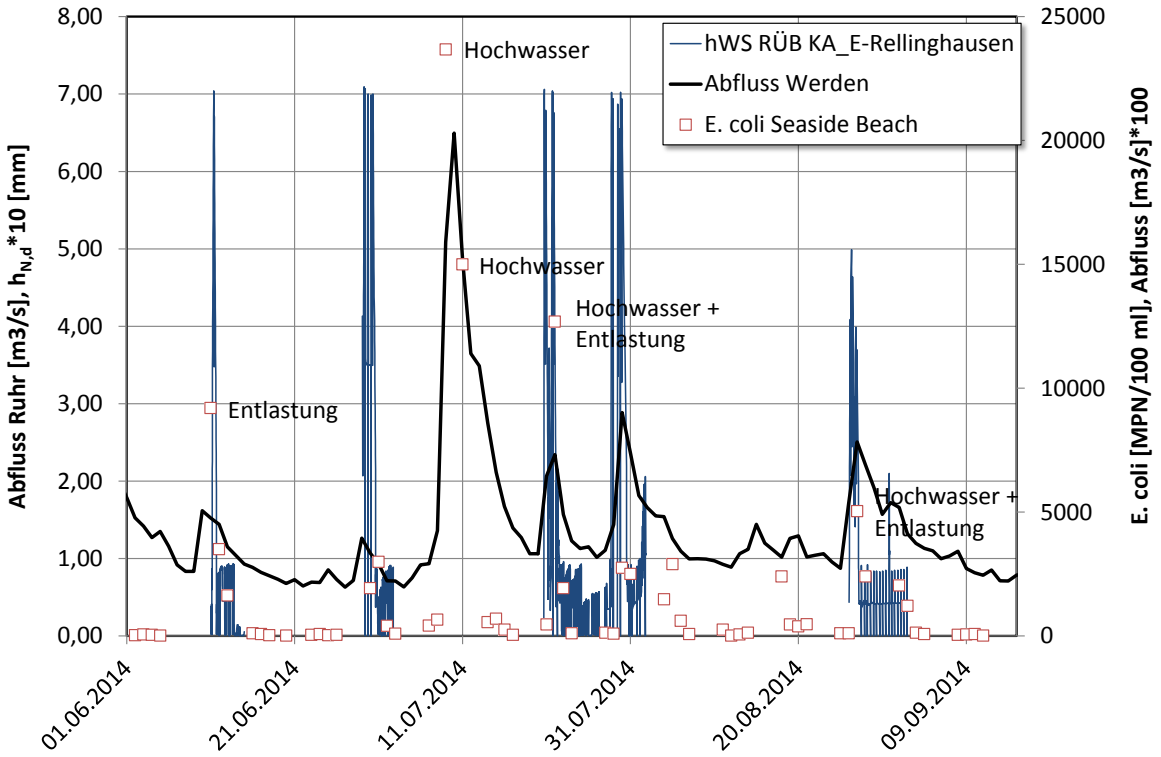


Abbildung 80: Abhängigkeiten zwischen *E. coli* und Mischwasserentlastungsereignissen des Regenüberlaufbeckens Kläranlage Essen-Rellinghausen

II.9.2.2 Szenarienworkshop April 2013

Der zweitägige Szenarienworkshop fand am 16. und 17. April 2013 im Bürgermeisterhaus in Essen-Werden statt, welches unmittelbar am Baldeneysee bzw. an der Ruhr gelegen ist (Abbildung 81). Neben Bürgervertretern waren auch Interessenvertreter der Vereine, Stadtpolitik, Regionalverbände und Schüler involviert. Insgesamt nahmen etwa 50 Teilnehmer an der Veranstaltung teil. Auf den Workshop wurde durch öffentlichen Aufruf in den lokalen Medien, über den Veranstaltungskalender der Stadt Essen, über die Projektwebseite, aber vor allem durch persönliche Ansprache der Stakeholder aufmerksam gemacht. Ohne die direkte telefonische Ansprache nach Versendung eines Einladungsschreibens wäre die Teilnehmeranzahl deutlich geringer ausgefallen. Dies liegt vor allem daran, dass Medien, wie postalische Anschreiben, die entsprechenden Personen entweder nicht erreichen oder als bloßes „Werbeschreiben“ wahrgenommen werden. Für manche Personen erschien nach Rückfragen eine Teilnahme mangels geringer Hintergrundinformationen zuvor als nicht interessant genug. Die Form der E-Mail-Ansprache hat sich daher neben der telefonischen Ansprache ein bis zwei Wochen vor der Veranstaltung als am besten geeignet herausgestellt. Basis für die Identifizierung des einzuladenden Teilnehmerkreises war die zuvor in AP 3 c erstellte Stakeholderanalyse, wobei der Workshop für die gesamte Öffentlichkeit zugänglich war. Der Workshopablauf wurde zuvor nur grob strukturiert, um Vorgaben zu vermeiden und so ein ungelenktes Arbeitsergebnis zu erreichen. Der erste Tag diente der Entwicklung und Gewährleistung eines gemeinsamen Basiswissens, um die Kompetenz zu erreichen, realistische Badeszenarien ausarbeiten zu können. Erforderliche Themenfelder, also Hygiene, Informationsbedarfe, Recht, gesellschaftlicher Nutzen, Kosten und Finanzierung, wurden in einem Vortreffen mit den Projektmitarbeitern und Kümmerern zusammen abgestimmt. Als Kümmerer wurden die Vertreter der Kommunalverwaltung und andere Entscheider bezeichnet. In den einzelnen Themeninseln wurden die Inhalte dann in rotierenden Kleingruppen unter Moderation von je einem Fachexperten von Sichere Ruhr und einem Kümmerer erörtert und dokumentiert. Dabei galt es, eine einseitig gerichtete Informationsvermittlung zu vermeiden. Vielmehr sollte eine Art dialogisches „voneinander Lernen“ durch gegenseitiges offenes Fragen und Diskutieren zum Themenoberbegriff der jeweiligen Themeninsel ermöglicht werden. Die Anregungen, Meinungen und Lösungsansätze wurden während der gemeinsamen Diskussion von jeweils etwa 20 Minuten auf einer Pinnwand dokumentiert. Die Motivation zur Teilnahme am zweiten Tag war recht hoch, sodass schließlich wieder mehr als 40 Personen anwesend waren. Durch die aktive Teilnahme und Mitgestaltung seitens der Teilnehmer konnten dann drei verschiedene Badeszenarien erarbeitet werden, zur Ausarbeitung fanden sich dazu diesmal feste Gruppen zusammen. Um realisierbare Badeszenarien zu entwerfen, wurden diese auf drei Kategorien unter Abstimmung im Gesamtplenum be-

schränkt: Naturnahes Baden, ausgewiesene Badestellen und Flussbäder. Am Tagesende wurden die Rahmenbedingungen der drei Ausgestaltungsmodelle vorgestellt.

Abbildung 81: Szenarienworkshop Sichere Ruhr

Szenario: Naturnahes Baden

An zugänglichen Stellen darf auf eigene Gefahr gebadet werden, wenn keine hygienischen Bedenken, z. B. nach stärkeren Regenereignissen oder bei hohem Wasserstand, vorliegen. Bürger können sich über den Gewässerzustand und davon ausgehende mögliche Gefahren informieren. Bestehende lokale Badeverbote (z. B. Privatgrund) sowie der Naturschutz müssen eigenverantwortlich beachtet werden. Für die Verbesserung der Wasserqualität und die Bereitstellung der Informationen fallen Basiskosten an.

Szenario: Ausgewiesene Badestellen

Gekennzeichnete Badestellen sind an ausgewählten Stellen, z. B. durch einen Steg, Badewiese oder Sandufer, gestaltet und stören andere Wassersportler nicht. Der Badebereich ist durch Bojen gekennzeichnet; der Ruhebereich (z. B. Liegewiese) ist an die städtische Müllentsorgung angeschlossen. Es gibt keine Badeaufsicht vor Ort, aber Sanitäreinrichtungen, Infotafeln zur Wasserqualität, Verhaltensempfehlungen, Gefahren beim Baden und Telefonnummern für Notfälle. Für die Einrichtung und Unterhaltung der Infrastruktur fallen neben den Basiskosten zur Qualitätsanhebung des Flusswassers zusätzliche Kosten an.

Szenario: Flussbäder an verschiedenen Orten

An verschiedenen Orten werden individuell gestaltete Flussbäder direkt am Wasser - ähnlich Freibädern - betrieben. Baden ist nur erlaubt, wenn die Wasserqualität gut genug ist. Flussbäder sprechen verschiedene Besuchergruppen an, nämlich: naturnah, familienfreundlich und trendig. Es gibt alle Einrichtungen wie in einem Freibad: Bademeister, Umkleiden, Lie-

gewiese, Toiletten und Gastronomie. Für die Nutzung werden angemessene Eintrittsgelder erhoben. Zu den Basis- und Infrastrukturkosten fallen für die Einrichtung und Unterhaltung der Flussbäder die insgesamt höchsten Kosten an.

Die Bewusstseinsentwicklung der Teilnehmer für das Thema Baden in der Ruhr und das Aufzeigen der Möglichkeit der Mitgestaltung an dem Realisierungsprozess von Beginn an war von großer Bedeutung für die erfolgreiche nachfolgende Öffentlichkeitsarbeit im Projekt. Möglichst hohe Transparenz, Nähe zu den Entscheidern und Mitsprachemöglichkeiten erhöhen das Vertrauen in einen erfolgreichen Partizipationsansatz, dies konnte auch in diesem Workshop von einigen Teilnehmern rückgemeldet werden. Darüber hinaus konnten wertvolle, noch nicht bestehende Kontakte geknüpft bzw. Netzwerke gestärkt oder wiederbelebt werden (z. B. Vereine und Rettungsschwimmer). Nicht zuletzt haben die Projektmitarbeiter viele Informationen und Hinweise über die lokalen Gegebenheiten erfahren, die sonst nur schwer zugänglich gewesen wären (z. B. bereits bestehende informelle Badestellen und geschätztes Badeaufkommen an Schönwettertagen). Alle im Szenarienworkshop erarbeiteten Inhalte sind dokumentiert und den relevanten Teilarbeitspakten zur Verfügung gestellt worden. Die Maßnahmen und Maßnahmekombinationen wurden durch den Ruhrverband auf Basis der durch A AP 4a (ISA) und AP 4b (IWW) erstellten Ergebnisse geprüft, detailliert und zur weiteren Bearbeitung dem IWW (AP 5-3) zur Verfügung gestellt, um auf den Anwendungsfall „Baden an der Ruhr“ übertragen werden zu können, Risiken einzuschätzen und die Zielführung der Maßnahmen abzuschätzen. Die Ergebnisse sind als Empfehlungen im Handlungsleitfaden unter dem Praxisbeispielen „Lernerfahrungen aus Sichere Ruhr“ dargestellt sowie den beteiligten Akteuren in dem Abschlusstreffen von Sichere Ruhr detailliert vorgestellt worden.

II.9.2.3 Kosten-Nutzen-Analyse

Der Ruhrverband koordinierte die Beiträge aller Partner in diesem Teilarbeitspaket, unterstützte IWW, UDE-KOM, UDE-SOZ bei der Konzeption des Fragebogens und bei der Erarbeitung des einführenden Fragebogenteils. Darüber hinaus wirkte der Ruhrverband bei der Auswertung der Befragung und der Bewertung der Kosten-/ Nutzenverhältnisse durch IWW für die einzelnen Szenarien mit.

II.9.2.4 Fachworkshop Februar 2014 und Umsetzungsworkshop Mai 2014

Fachworkshop Sichere Ruhr

Im Laufe der Erarbeitung des Realisierungskonzepts kam zunehmend die Frage nach einer rechtlichen Klärung und Interpretation der bestehenden Regulierung mit Bezug auf die Be-

wirtschaftung eines Badegewässers nach NRW-Recht auf. Ebenso bestand Konkretisierungsbedarf hinsichtlich der Ausgestaltung eines geeigneten Finanzierungsinstruments für die Einrichtung und Unterhaltung eines Badegewässers und der Form eines geeigneten Kommunikationsmediums zur kontinuierlichen Vermittlung der hygienischen Gewässerqualität an die Öffentlichkeit. Um den Partizipationsgedanken in Sichere Ruhr fortzusetzen, wurde ein zusätzlicher sog. Fachworkshop zusammen mit den Stake- und Shareholdern aus dem Szenarienworkshop sowie weiteren Interessierten zur weiteren Klärung ins Leben gerufen und durchgeführt (Abbildung 82 - Abbildung 84). Dies hat sich als durchaus zielführend dargestellt, da auch der Informationsbedarf bis hierher seitens der Stake- und Shareholder zum Entwicklungsstand des Projekts und der Ergebnisse über die hygienische Beschaffenheit der Ruhr im Projektraum angewachsen war. Insbesondere die zuständigen lokalen Behörden und die Regulierungsbehörde, das LANUV, zeigten großes Interesse an dem Projektfortschritt und dem Fortgang der Initiativen für ein Interesse am Baden in der Ruhr auf Gemeindeebene. Konkrete Aussagen hinsichtlich einer Risikoabschätzung für das Baden in der unteren Ruhr in Form von QMRAs und DALYs auf Basis der im Projekt erhobenen hygienischen Gefährdungsanalyse konnten mit Blick auf den Sachstand zu diesem Zeitpunkt im Projektfortschritt noch nicht dargestellt werden. Es wurden jedoch wichtige Zwischenschritte erreicht: vornehmlich die weitere Stärkung der Vernetzung der Akteure und Etablierung von notwendigen Umsetzungsstrukturen sowie die Beratung über die Verantwortlichkeiten und notwendige Aufgaben auf Gemeindeebene bei einer möglichen Realisierung.

Abbildung 82: Fachworkshop Sichere Ruhr, AG Recht

Abbildung 83: Fachworkshop Sichere Ruhr, AG Finanzierung

Abbildung 84: Fachworkshop Sichere Ruhr, AG Kommunikation

<u>Ergebnisdokumentation der Arbeitsgruppe Recht</u>

Eingangsfragestellung:

Muss eine Badestelle nach Badegewässerverordnung NRW zwingend angemeldet werden, wenn sie zum Baden genutzt wird? Wie sehen die Verantwortlichkeiten aus?

Ergebnisdokumentation:

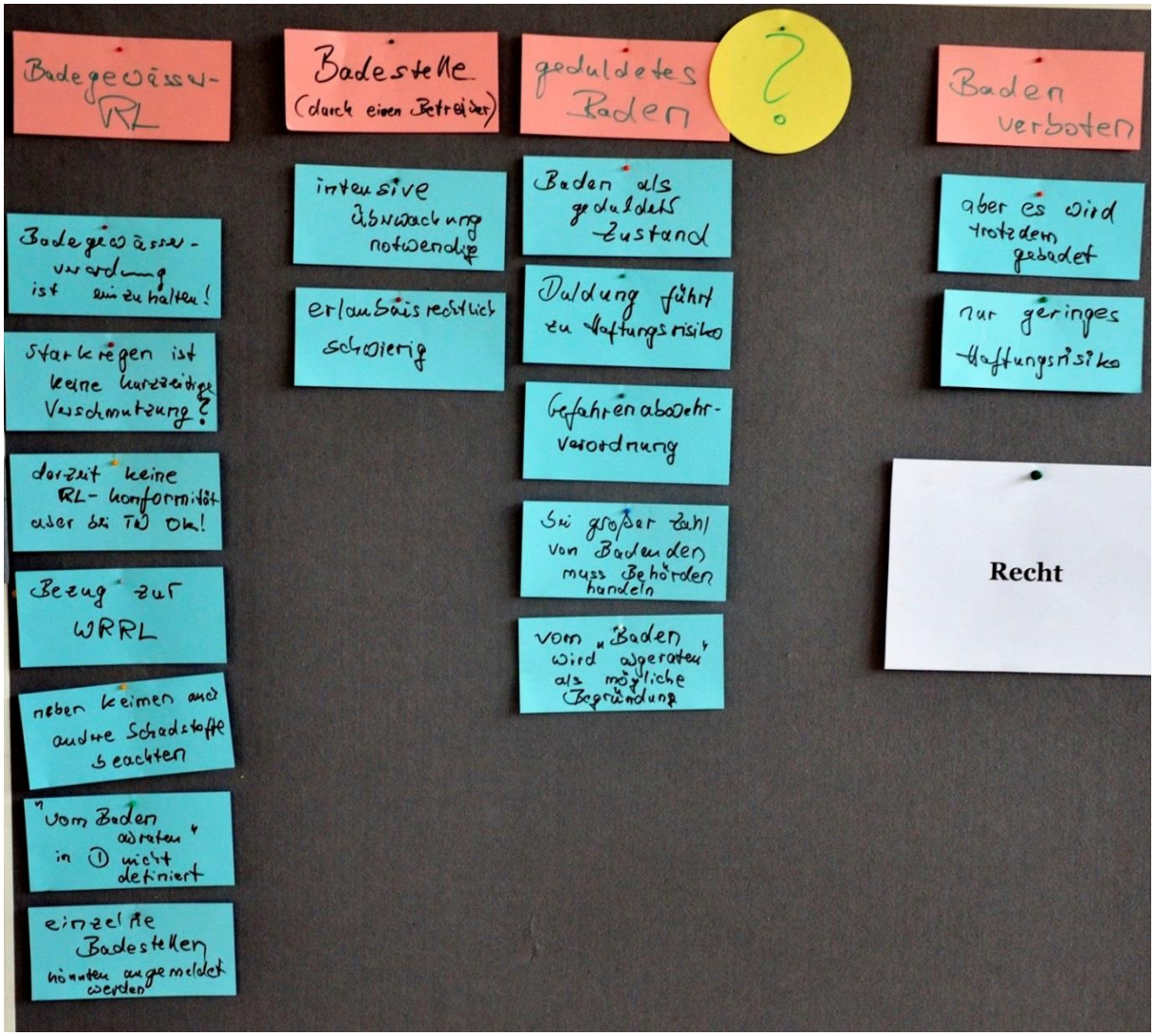


Abbildung 85: Ergebnis AG Recht

<u>Ergebnisdokumentation der Arbeitsgruppe Finanzierung</u>

Eingangsfragestellung:

Welche (Re-) Finanzierungsmöglichkeiten für Badegewässer sind denkbar?

Ergebnisdokumentation:

Abbildung 86: Ergebnis AG Finanzierung

<u>Ergebnisdokumentation der Arbeitsgruppe Kommunikation</u>

Eingangsfragestellung:

Was muss kommuniziert werden und wie? Welche Kommunikationsmedien können zur Information an die Badenden genutzt werden?

Ergebnisdokumentation:

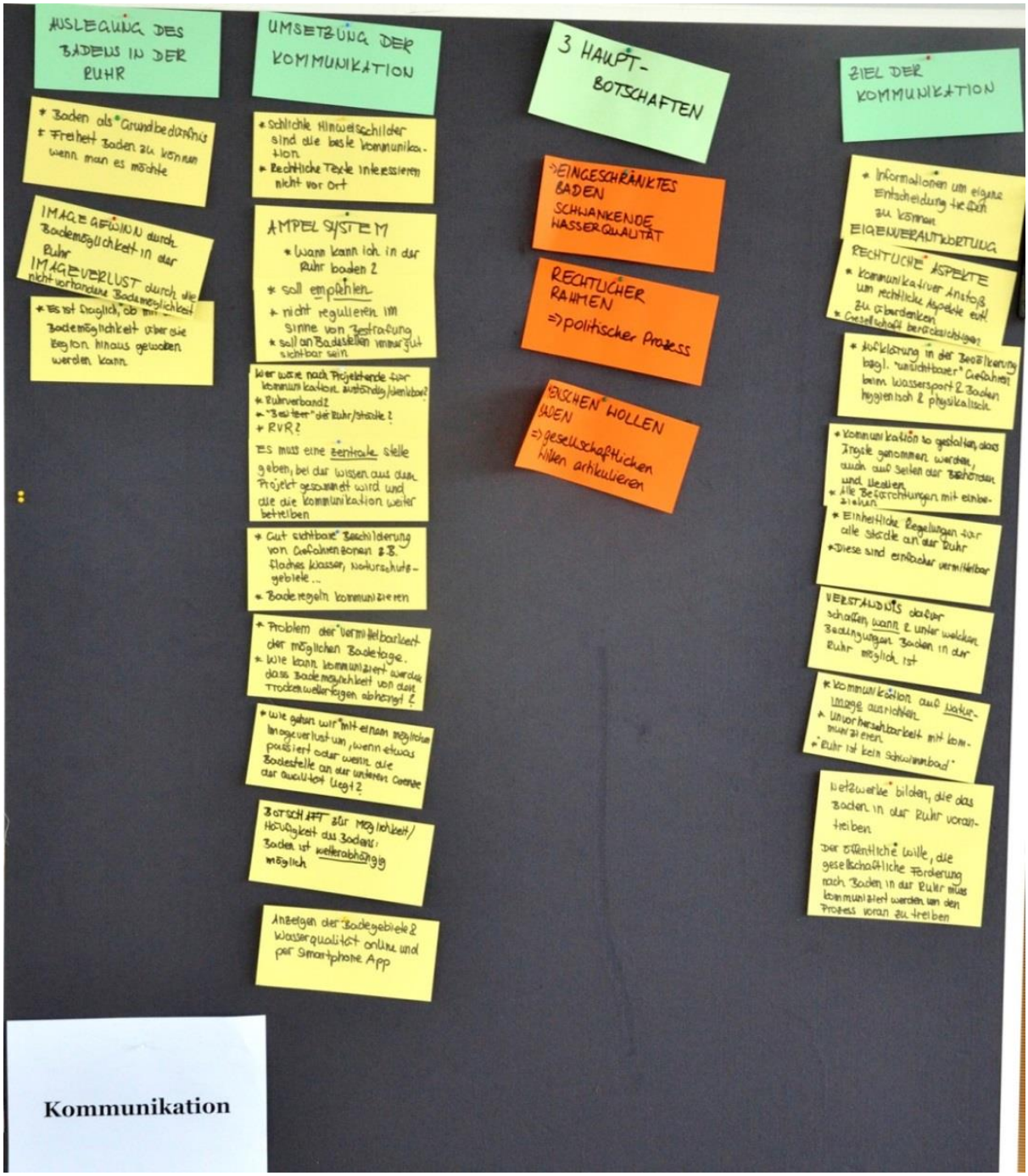


Abbildung 87: Ergebnis AG Kommunikation

Umsetzungsworkshop

Der Umsetzungsworkshop, als letzter im Projekt vorgesehener Teil des Partizipationsansatzes, fand im Mai 2014 statt (Abbildung 88). Als Veranstaltungsort wurde das Regattahaus am Baldeneysee gewählt, welches durch das Sport- und Bäderamt als Räumlichkeit der Stadt Essen zur Verfügung gestellt wurde. Die optimale Lage am Nordufer des Baldeneysees, als zentraler Bezugspunkt für mögliche Badeeinrichtungen an der unteren Ruhr, bot den notwendigen Rahmen für die Ausarbeitung eines konkreten Umsetzungskonzepts bzw. eines Fahrplans für die Weiterführung der Projektidee zur tatsächlichen Einrichtung und Unterhaltung eines oder mehrerer offizieller Badegelegenheiten. Insbesondere fand eine ausführliche Betrachtung und Diskussion über die entstehenden Kosten sowie ein mögliches konkretes Finanzierungsmodell für eine oder mehrere Badestellen an der Ruhr statt. Zentral war dabei vor allem der Anspruch an Finanzierungsmöglichkeiten in dem alle Nutznießer an den verbundenen Wasserqualitätsverbesserungen beteiligt werden.

Abbildung 88: Umsetzungsworkshop

Die Kosten für die Einrichtung der individuellen Badestelle jedoch sollten abgegrenzt davon lediglich durch die direkten Nutzer, also durch die Badenden selbst getragen werden. Die Ergebnisse zu den Kostenaufstellungen aus Sichere Ruhr wurden zuvor in Postern zusammengefasst und den Teilnehmern präsentiert. Das Interesse an der Teilnahme und die Bekundung zur aktiven Unterstützung der Projektidee waren diesmal insbesondere dabei den Vereinsvertretern und Betreibern von Freizeiteinrichtungen groß, welche unmittelbar am Ufer der Ruhr bzw. des Baldeneysees liegen (Seaside Beach, DRK Wasserwacht Essen-Kettwig, Schwimmverein Steele 11 e.V. u.a.). Zentrale Ergebnisse des Workshops sind die Einigung darüber, dass eine Badestelle an der unteren Ruhr nur unter der Einhaltung der Vorgaben der Badegewässerverordnung eingerichtet wird, und die Gründung der Interessengemein-

schaft Baden in der Ruhr, um die Projektidee von Sichere Ruhr nach Projektabschluss aufzugreifen und zu realisieren. Alle bisher erarbeiteten Projektergebnisse sowie Ergebnisse dieses Umsetzungsworkshops (insbesondere eine konkrete Umsetzungsstrategie, die wesentlichen organisatorischen und technischen Maßnahmen, Kommunikationsformen, die Informationsmedien über die aktuelle hygienische Situation und anzustrebende Form der Finanzierung) sind als „Lernerfahrungen aus Sichere Ruhr“ in den Handlungsleitfaden und in das Kommunikationskonzept eingeflossen.

Für die Zeit vom 01.01.2015 bis 31.03.2015 hat der Ruhrverband sichergestellt, dass gemäß Kommunikationskonzept des Projekts Sichere Ruhr, welches durch UDE-KOM betreut wurde, in jeder Woche ein Blogbeitrag für die Aufrechterhaltung des Traffics auf der Webseite Sichere Ruhr und zur Bekanntmachung des Projekts in der breiten Öffentlichkeit erstellt und veröffentlicht wurde.

II.9.2.5 Handlungsleitfaden

Der im Projekt entstandene Handlungsleitfaden fasst das systematische Vorgehen bei der Erarbeitung eines Realisierungskonzepts zur Einrichtung eines Badegewässers nach Badegewässerverordnung zusammen. Mit Bezug zu den Anforderungen aus der Gesetzgebung wird ein gangbarer Weg für ein Badegewässer an Fließgewässern am Beispiel des Baldeneysees und der unteren Ruhr auf Basis der Erkenntnisse aller Arbeitspakete im Projekt Sichere Ruhr und anhand zwei existierender Praxisbeispiele aufgezeigt.

Die Badegewässerverordnungen, die die Bewirtschaftung von Badegewässern in den Bundesländern regeln, haben insbesondere strenge Vorgaben für den Umgang mit kurzzeitigen Verschmutzungen. Für eine EU-richtlinienkonforme Bewirtschaftung eines Flussbades stellen diese die größte Herausforderung bei der auf Dauer ausgelegten Einrichtung eines Badegewässers in dem Kontext der hygienischen Situation an der unteren Ruhr dar. Der Handlungsleitfaden zum Baden in Fließgewässern soll Betreibern, Kommunen und zuständigen Behörden eine systematische Übersicht zur Planung, Einrichtung und Umsetzung eines Badegewässers geben. Insbesondere Bürgern und Badenutzern dient der Handlungsleitfaden als Einführung, sich über die Beteiligungsmöglichkeiten bei der Einrichtung und Unterhaltung eines EU-Badegewässers zu informieren. Er dient auch dem Ziel, mögliche kommunale Strukturen

aufzubauen, um Informationsstrategien zu etablieren, die die Badenutzer in die Lage versetzen, die Risiken, die sich aus dem Baden in öffentlichen Gewässern ergeben, besser einschätzen zu können. Der Handlungsleitfaden ist in drei Teile gegliedert. Teil I stellt den Zusammenhang von öffentlicher Risikovorsorge für die Vermeidung von Infektionserkrankungen und der Siedlungswasserwirtschaft dar. Darüber hinaus werden die rechtlichen Rahmenbedingungen als Teil der bestehenden Risikovorsorge aufgezeigt. In Teil II, der Hauptteil dieses Leitfadens, werden die Planung, Einrichtung und Unterhaltung eines EU-Badegewässers beschrieben. Eingeleitet wird der Teil II mit den für den gesamten Prozess der Entwicklung eines Badegewässers wichtigen Handlungsfeldern: das Projektmanagement, die Öffentlichkeitsbeteiligung und das Datenmanagement. Anschließend erfolgt die Vorstellung einer systematischen Vorgehensweise für eine Machbarkeitsstudie und der notwendigen Arbeitsschritte bei der Unterhaltung eines Badegewässers. In Teil III werden zwei existierende Bademöglichkeiten in Fließgewässern und die mögliche Fortführung der Initiative zur Einrichtung eines Badegewässers an der unteren Ruhr unter Federführung der Interessengemeinschaft „Baden in der Ruhr“ vorgestellt. Der Leitfaden schließt mit einer Schlussbetrachtung, den Kontaktadressen der Projektpartner und den behördlichen Ansprechpartnern zum Thema Badegewässer.

Die Anmerkungen der beteiligten Akteure (die Stadt Essen, das UBA, das LANUV sowie die Projektpartner aus Sichere Ruhr) aus den Abstimmungsprozessen des Handlungsleitfadens werden in dem vom Ruhrverband erstellten Entwurf integriert. Nach Andruck kann die Publikation den Akteuren als Broschüre und weiteren auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden. Ebenso wird der Handlungsleitfaden als pdf-Dokument auf der Homepage des Projekts veröffentlicht.

II.10 Voraussichtlicher Nutzen / Verwertbarkeit der Ergebnisse

II.10.1 Gefährdungsanalyse und Risikobewertung

Voraussichtlicher Nutzens, insbesondere der Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des vorgeschriebenen Verwertungsplans

Die Ergebnisse werden bei nationalen und internationalen Veranstaltungen und in wissenschaftlichen Veröffentlichungen präsentiert. Darüber hinaus werden die Ergebnisse in wissenschaftlichen Fachzeitschriften hochrangig publiziert. In Abstimmung mit den Projektpartnern wurde hierzu ein einheitliches Vorgehen abgestimmt. Ein Special Issue im Journal of Hygiene and Environmental Health ist geplant, in dem IWW, UDE, RUB und UBN Beiträge leisten werden. Eine weitere Publikation zur Analyse der Risikoregulierung von Badegewässern (II.2.2) ist geplant.

Wissenschaftliche Anschlussfähigkeit

Die erstellte Literaturdatenbank (II.2.1) wird als Grundlage für wissenschaftliche Veröffentlichungen genutzt. Diese Datenbank kann nach Abschluss des Projektes auch weiteren Forschungseinrichtungen zur Verfügung gestellt werden. Die Ergebnisse aus der Gewässeranalytik und der Risikobewertung flossen direkt in das Statuspapier „Bewertungskonzepte der Mikrobiologie mit den Schwerpunkten „neue“ Krankheitserreger und Antibiotikaresistenzen im Wasserkreislauf“ des RiSKWa Verbundes ein.

Untersuchungsmethoden Coliphagen, Parasiten

Durch die deutlichen Unterschiede der im Projektverlauf untersuchten Proben hinsichtlich Partikelgehalts und Algenkonzentration konnten vor allem im Bereich der Coliphagenanalytik Erkenntnisse zur Robustheit der Methode und möglicher Modifikationen gewonnen werden. Auf diese Weise lässt sich zukünftig die Aussagekraft von Untersuchungen, z.B. in Oberflächenwässern zur Trinkwassergewinnung, deutlich besser absichern. Die erzielten Ergebnisse liefern darüber hinaus für Untersuchungen in Oberflächengewässern wertvolle Vergleichszahlen.

Interviews

Die Erkenntnisse aus den Interviews fanden in den Workshops des AP 5 (siehe AP5) Anwendung und trugen zu einer erfolgreichen Vermittlung zwischen den Institutionen bei.

Des Weiteren wurden über die Interviews vertiefte Erkenntnisse über die gesetzlichen Regularien insbesondere der EU- Badegewässerichtlinie und der landesspezifischen Umsetzung

,die „Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer – Badegewässerverordnung“ (NRW), gewonnen, welche bei der Betreuung der IG Baden Anwendung finden.

Risikobewertung

Die Methoden der Risikobewertungen können bei weiteren Forschungsprojekten, zur Abschätzung des Risikos für die Trinkwasserversorgung und zur Bewertung von Handlungskonzepten zur Sicherung der Gewässerqualität verwendet werden. Die etablierten Berechnungen und Methoden können ferner in Projekten, die als Schutzgut Badegewässer betrachten, übertragen werden. Entsprechend erzielte Ergebnisse können mit den Ergebnissen aus Sichere Ruhr verglichen werden. Durch die Ermittlung der DALY-Werte wurde eine Vergleichbarkeit des Risikos beim Baden in der Ruhr ermöglicht. Diese bieten Behörden, potentiellen Betreibern einer Badestelle oder Versicherungen dieser Betreiber fundierte Kommunikationsgrundlage.

Die Literaturrecherche zu Legionellen in Oberflächengewässern zeigte den Mangel vorliegender Erkenntnissen in diesem Bereich auf. Hierfür wird ein wissenschaftliches Review angestrebt, woraus sich weiterführender Forschungsbedarf ableiten lässt.

II.10.2 Risikowahrnehmung, Risikokommunikation und Partizipation

Risikowahrnehmung

Das ITAS hat während der Projektlaufzeit neben dem engen fachlichen Austausch mit verschiedenen Projektpartnern des Verbundprojektes Sichere Ruhr auch mit dem RiSKWa Arbeitskreis “Risikokommunikation” zusammengearbeitet. Im Januar 2014 wurde für das RISKWA Konsortium ein Risiko-Kommunikationsworkshop für Entscheider organisiert. Darüber hinaus ergaben sich Kontakte mit anderen internationalen Experten und Organisationen (Nationale Institute of Public Health in Tschechien), die Interesse an der vom ITAS durchgeführten Bevölkerungsstudie zeigten und mit denen Informationen ausgetauscht wurden. Auch sollen die Ergebnisse in verschiedenen Fachzeitschriften und Branchendiensten veröffentlicht werden (detaillierte Ausführungen dazu in Punkt 5). Die ITAS Forschungsergebnisse und die daraus formulierten Ableitungen und Handlungsempfehlungen aus dem Teilprojekt AP3a „Risikowahrnehmung“ werden in verschiedensten Formen im Nachfolgeprojekt IG Baden an der Ruhr einfließen. Auch können die Ergebnisse bzw. die Publikationen von verschiedenen Projektpartnern (Wasserwerke, Abwasserverbände etc.) des RiSKWa Verbundes direkt genutzt werden.

Risikokommunikation

Der voraussichtliche Nutzen, der sich aus den in AP 3b durchgeführten Arbeiten ergibt, ist in erster Linie auf gesamtgesellschaftlicher Ebene verankert. Sollte das Baden in der Ruhr in Zukunft aufgrund der Forschung im Projekt Sichere Ruhr umgesetzt werden, so ergibt sich hieraus eine langfristige Erhöhung des Freizeitwertes für die Bewohner und Besucher der Region. Auch der seit langem angestrebte Imagewandel der Region kann hierdurch positiv unterstützt werden. Die konkreten Beiträge zu dem gesamtgesellschaftlichen Nutzen von Sichere Ruhr, die speziell aus den Arbeiten des AP 3b hervorgehen, werden im Folgenden näher beschrieben:

Der primäre Nutzen, der sich langfristig für die Region aus den Arbeiten im AP 3b ergibt, liegt in der Gründung einer „Interessengemeinschaft (IG) Baden in der Ruhr“. Im Rahmen der partizipativen Strategien wurden unter Federführung des Ruhrverbandes in AP 5 verschiedene Stakeholderworkshops durchgeführt, zu denen das AP 3b wesentliche Arbeiten beitrug. Aus dem Share- und Stakeholder Netzwerk, welches im Rahmen des AP 3b aufgebaut und kontinuierlich gepflegt wurde, hat sich im Laufe der Workshops eine Gruppe herausgebildet, die sich in Zukunft in der „IG Baden in der Ruhr“ institutionell verankern möchten. Die IG strebt an, das Projektvermächtnis von Sichere Ruhr nach Projektende weiterzuführen und sich langfristig für die reale Umsetzung des Badens in der Ruhr einzusetzen.

Weiterhin leistet das AP 3b einen indirekten Beitrag zu dem Nutzen, der aus den Arbeiten im AP 3c hervorgeht. Dies insbesondere vor dem Hintergrund, dass im AP 3b wichtige Grundlagenforschung durchgeführt wurde, die einen wesentlichen Beitrag zur Entwicklung des Kommunikationskonzepts in AP 3c geleitet hat, welches auch auf andere Flussbade-Situationen übertragen werden kann.

Partizipation

Der voraussichtliche Nutzen, der sich aus den in AP 3c durchgeführten Arbeiten ergibt, ist in erster Linie auf gesamtgesellschaftlicher Ebene verankert. Sollte das Baden in der Ruhr in Zukunft aufgrund der Forschung im Projekt Sichere Ruhr umgesetzt werden, so ergibt sich hieraus eine langfristige Erhöhung des Freizeitwertes für die Bewohner und Besucher der Region. Auch der seit langem angestrebte Imagewandel der Region kann hierdurch positiv unterstützt werden. Die konkreten Beiträge zu dem gesamtgesellschaftlichen Nutzen von Sichere Ruhr, die speziell aus den Arbeiten des AP 3c hervorgehen, werden im Folgenden näher beschrieben:

Abhängig von der Empfehlung, die durch das Projekt zum Ende Laufzeit hin gegeben wird, liegt eine mögliche nächste Phase in der Umsetzung der empfohlenen Maßnahmen zur Optimierung der Wasserqualität der Ruhr und zur Implementierung diverser Badestellen in der

Ruhr. Diese Anschlussphase müsste von den autorisierten Behörden der Stadt Essen, bzw. weiterer Städte im Ruhrgebiet, unternommen werden. Hier kann das am Institut für Kommunikationswissenschaft entwickelte Kommunikationskonzept als zentrales Ergebnis der Arbeiten im AP 3c einen Beitrag zur Information der Bevölkerung und der Kommunikation mit der Bevölkerung leisten. Da das Konzept zudem dem Anspruch gerecht wird, auf andere Flussgebiete in Europa übertragbar zu sein, kann eine Nutzung des Konzepts auch über das Projektgebiet hinaus gewährleistet werden. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass das Konzept an die örtlichen soziodemografischen, rechtlichen etc. Gegebenheiten angepasst werden muss.

Ebenso wurde die Website, abzurufen unter www.sichere-ruhr.de, als langfristiges Element zur Bürgerbeteiligung und als Informationsplattform konzipiert. Es ist geplant, die Website nach Projektende an einen geeigneten Träger zu übergeben und weiter zu nutzen, um die Bevölkerung weiterhin über Risiken beim Baden in natürlichen Fließgewässern aufzuklären, um tagesaktuell über die Wasserqualität der Ruhr zu informieren, um generelle Informationen zum Baden in Fließgewässern zur Verfügung zu stellen und um als Mehrwert Informationen zu Ausflugszielen rund um die Ruhr bereit zu stellen. Aus der Website ergibt sich daher in erster Linie der langfristige Nutzen, Risikokommunikation zum Baden in der Ruhr zu betreiben. Weiterhin kann sie langfristig der Sensibilisierung der Bürger für die Ruhr als schützenswertes Gut dienen. Ein weiterer Nutzen, der sich langfristig aus der Website ergibt, ist die Einbindung der Bürger in partizipative Prozesse zum Thema Baden in der Ruhr.

II.10.3 Einträge und Maßnahmen

Die Bilanzierung der Eintragspfade und Auswertung der Ergebnisse aus den Messungen aus dem AP 1 ergaben einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Regenereignissen und dem Konzentrationsanstieg pathogener Keime in der Ruhr. Diese Erkenntnis ging in die Entwicklung eines Konzepts zur Realisierung des Badens in der Ruhr ein.

In einigen Studien wurden bereits die Mischwasserentlastungen als maßgebliche Eintragspfade für anthropogene Verschmutzungen identifiziert. In diesem Vorhaben wurden darüber hinaus mit den vorgestellten Maßnahmen Behandlungsmöglichkeiten getestet, die über eine mechanische Behandlung hinausgehen und eine deutliche Verminderung vieler Krankheitserreger ermöglichen. Insbesondere der große Analyseumfang kann für weitere Forschungsvorhaben als gute Basis zur Einschätzung und zum Vergleich der Desinfektionsverfahren herangezogen werden.

Die Behandlung von Mischwasser mit Ozon und UV sind in Deutschland bislang weitgehend unübliche Maßnahmen, deren Wirksamkeit innerhalb dieses Projekts für eine große Anzahl

an mikrobiologischer Parameter untersucht wurde. Der Vergleich der Mischwasserdesinfektion mit der Kläranlagenablaufdesinfektion für einen derart umfangreichen Parametersatz bietet eine gute Grundlage für folgende Forschungsvorhaben, die den Einfluss der Abwasserbeschaffenheit auf den Desinfektionserfolg eruieren.

Die Versuche zur Desinfektion von Mischwasser mittels Perameisensäure waren die ersten Versuche zur großtechnischen Anwendung dieser Technologie an Mischwasseranlagen in Deutschland. Die Ergebnisse aus diesen Versuchen können zur Weiterentwicklung für den Bereich Mischwasserdesinfektion beitragen. Die Technologie ist gegenüber Konkurrenzlösungen vorteilhaft, weil sie nach geringer Vorlaufzeit einsatzfähig ist und die laufenden Kosten im Wesentlichen von der Verbrauchsmenge der Chemikalien abhängig sind. Es müssen jedoch noch Fragen zur Praxistauglichkeit und Ökotoxikologie des Verfahrens geklärt werden. Kann die Anwendungsreife hergestellt werden, eröffnen sich neue Marktchancen für diese Technologie.

II.10.4 Monitoring und Prognose

Als Reaktion auf die Ergebnisse des Forschungsvorhabens wurde am 12. Juni 2015 die Interessengemeinschaft (IG) „Baden in der Ruhr“ gegründet. Erklärtes Ziel der IG ist die Einrichtung von bis zu drei Bademöglichkeiten im Stadtgebiet Essen im Sommer 2016. Mitglieder der IG sind u. a. Ämter, Vereine, Bürgergemeinschaften, Privatpersonen sowie das IWW. Die Erkenntnisse zur Entwicklung eines Frühwarnsystems werden in die Arbeit der IG einfließen und die Grundlage für das an den Badestellen zu errichtende Frühwarnsystem vor kurzzeitigen Verschmutzungen darstellen. Weiterhin fließen die Erkenntnisse und die Methodik zur Erstellung des Frühwarnsystems in das vom BMBF geförderte Verbundvorhaben „Flusshygiene“ (BMBF Förderkennzeichen 02WRM1364C) ein, das die Verbesserung des Verständnisses über den Eintrag und die Dynamik hygienischer Belastungen als auch die Schaffung von Instrumenten zur ökonomischen und hygienischen Gewässerbewirtschaftung zum Ziel hat. Die an der Ruhr entwickelte Methodik der Erstellung von Frühwarnsystemen wird dabei auf andere Fließgewässer (Spree-Havel-Systems, Rhein, Mosel, Isar, Ilz) übertragen.

Die Erkenntnisse aus ersten Modellrechnungen zur Durchströmung des Badeneysees und des Stofftransports führten zu konkreten Fragestellungen der Auswirkung von kurzzeitigen Einleitungen von Verschmutzungen auf die Konzentrationen am Ufer sowie im Wasserkörper des Baldeneysees, die im Rahmen der Weiterförderung des Projektes Sichere Ruhr (BMBF Förderkennzeichen 02WRS1283A) in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Mechanik und Robotik der Universität Duisburg-Essen, der als Unterauftragnehmer eingebunden ist, geklärt

werden sollen. Auch diese Ergebnisse fließen in die Arbeit der IG Baden ein und dienen dem Schutz der Bevölkerung vor kurzzeitigen Verschmutzungen an der Badestelle.

II.10.5 Realisierungskonzept

Nutzbarkeit des Realisierungskonzepts in der Region

Für die Einrichtung einer Badestelle an der Ruhr wird ein konkretes Handlungskonzept aufgezeigt. Die relevanten Stakeholder sind identifiziert und kennen die fachlichen Ansprechpartner zur Umsetzung. Der Handlungsleitfaden stellt die grundlegenden Anforderungen an die Planung und Umsetzung dar, ebenso bietet das darin aufgezeigte Umsetzungskonzept die notwendige Flexibilität für eine individuelle Konzeptweiterentwicklung. Die „beteiligten" Institutionen konnten die Projektlaufzeit nutzen, um Kapazitäten zur geregelten Einrichtung und Unterhaltung eines Badegewässers in den Vereinen und Verwaltungsorganen aufzubauen. Der Ruhrverband als überkommunal organisierter Abwasserverband wird auch nach Beendigung des Projekts seine Erfahrungswerte auf Anfrage oder in den entsprechenden Gremien zur Verfügung stellen können.

Überregionale Nutzbarkeit des Realisierungskonzepts

Um eine Übertragbarkeit auf andere Bundesländer zu gewährleisten, ist der Handlungsleitfaden möglichst allgemein verfasst. Landesspezifische Badegewässerverordnungen als Umsetzung der EU-Badegewässerrichtlinie können jedoch neben allgemeinen Mindestanforderungen auch spezifische Anforderungen beinhalten. Hier wird anhand der Badegewässerverordnung NRW ein Beispielkonzept aufgezeigt, individuelle Prüfungen der einzelnen Landesverordnungen müssen dann für das konkrete Fallbeispiel des Anwenders des Handlungsleitfadens vorgenommen werden. Erfahrungswerte und Empfehlungen aus Sichere Ruhr können auch nach Projektende zur Verfügung gestellt werden. Auch sind die konzeptionellen Arbeiten der Befragungsergebnisse zur Zahlungsbereitschaft und der Kostenschätzungen auf andere Flüsse oder Badegewässer übertragbar. Die konzeptionelle Ausarbeitung und das Vorgehen der Kosten-Nutzen-Analyse sind im Handlungsleitfaden festgehalten worden.

Verwertbarkeit der Ergebnisse

Zur Einrichtung eines Probebetriebs zum Baden in der Ruhr und der Aufgabenteilung der Verantwortlichkeiten bezüglich allgemeiner planerischer Aufgaben sowie der Bewirtschaftungsmaßnahmen nach Vorgabe der Badegewässerverordnung NRW bedarf es einer Organisation oder eines gemeinnützigen Zusammenschlusses von Initiatoren und Behördenver-

tretern. Diese Initiative kann aktiv die notwendigen Schritte voranbringen und auch als stetiger Ansprechpartner für die Öffentlichkeit und die Stadtpolitik fungieren.

Im Umsetzungsworkshop im Mai 2014 wurde als Teil der Strategie zur Öffentlichkeitsbeteiligung daher vereinbart, das Vorhaben in eine zivilgesellschaftliche Initiative zu überführen. Die Initiative (Interessengemeinschaft Baden in der Ruhr, kurz: IG Baden) soll zusammen mit einer starken administrativen Unterstützung von Seiten des Essener Sportbundes, des Gesundheitsamtes und des Grünflächenamts der Stadt Essen „Grün & Gruga“ gegründet werden, ggf. auch begleitet von den Institutionen der Nachbarstadt Mülheim. Aus Gründen der engen Haushaltslage der Stadt Essen bedarf das Baden in der Ruhr der finanziellen und organisatorischen Unterstützung aus der Zivilgesellschaft, von Vereinen oder der Privatwirtschaft. Eine IG Baden könnte dazu als eine rechtsfähige Gesellschaft fungieren und somit offiziell bestimmte Aufgaben mit klaren Verantwortlichkeiten zur Bewirtschaftung des Badegewässers übernehmen. Engagierte Bürger, Vereine, Vertreter aus Politik und sonstigen Institutionen werden zur Mitwirkung in der IG Baden eingeladen.

Die erfolgreiche Einrichtung eines Badegewässers unterliegt einer Vielzahl von Unsicherheiten und zusätzlichen Aufgaben für die Behörden einerseits und für den Betreiber von Badestellen andererseits. Dazu gehört vor allem die kontinuierliche Bewirtschaftung der Badestelle aufgrund der teilweise stark schwankenden hygienischen Wasserqualität, welche immer wieder zu unmittelbaren und mehrtägigen Badeverboten führen kann und zeitnahes Handeln erfordert. Die Badegewässerverordnung NRW sieht z. B. vor, dass die Badegewässer bei der Feststellung von Einzelwerten für *E. coli* und Int. Enterokokken 1.800 KBE/100 ml bzw. 700 KBE/100 ml zu schließen sind. Eine kontinuierlich durchgeführte Risikokommunikation während der Badesaison über den hygienischen Zustand und anderer Gefahren, wie Strömungen und Algenvorkommen, ist verpflichtend und erfordert ein großes Maß an Fachwissen und somit personelle Ressourcen. Bestandteile sind zum Beispiel: ständige Pflege der Informationen an den Badestellen sowie die jederzeit abrufbare Bereitstellung von elektronisch aufbereiteten Daten zur hygienischen Wasserqualität über die Badestelle (offizielle Webseite, Radiobeiträge, Bade-App, Tagespresse). Dies ist von einer „zuständigen Stelle“ kontinuierlich aktuell zu halten. Zusammen mit der Organisation und Durchführung der hygienischen Überwachung erfordert dies eine enge Zusammenarbeit und Koordination zwischen den Behörden, den verantwortlichen Betreibern der Badestelle und den Fachinstitutionen zur Einrichtung und zum Betrieb eines sogenannten „Frühwarnsystems“. Insbesondere ist das Vorgehen für eine zielgruppengerechte Risikokommunikation abzustimmen. Badeverbote müssen zur Akzeptanz erklärt und klar kommuniziert werden. Die Risikobeschreibung muss eine Vielzahl von Lesern erreichen können, ohne dass sie zu einer generellen

Unsicherheit in der Bevölkerung führt. Daher bedarf es bei der Einrichtung einer Badestelle an der Ruhr eines soliden und sorgfältigen Vorgehens in der Sicherstellung dieser Bewirtschaftungsmaßnahmen unter Einbeziehung der lokalen und überregionalen Überwachungsbehörden, auch um eine Lockerung des generellen Badeverbotes für den Abschnitt in der unteren Ruhr herbeizuführen und geeignete und nachhaltige Finanzierungsmöglichkeiten zu identifizieren. Ebenso sollten Nutzungskonflikte mit anderen Wassersportlern oder Freizeitnutzern sowie die Anforderungen aus dem Natur- und Trinkwasserschutz vorab identifiziert und ausgleichend geregelt werden.

Die Ergebnisse der ökonomischen Bewertung des Badens in der Ruhr sind auf nationalen und internationalen Veranstaltungen: I.S. Rivers Konferenz (Lyon, 22.-26. Juni 2015), Cities of the Future Conference (Mülheim an der Ruhr, 28.-30. April 2015) und in wissenschaftlichen Veröffentlichungen präsentiert worden (DVGW energie | wasser-praxis, Kompendium der I.S. Rivers Konferenz und Kompendium der Cities of Future Conference). Neben der kritischen Würdigung wissenschaftlicher Akteure auf dem Gebiet der kontingenten Bewertung öffentlicher Umweltgüter, konnte ein Austausch mit nationalen und internationalen Instituten zur potentiellen Übertragbarkeit (bspw. mit der Universität in Krakau und dem geographischen Lehrstuhl: Prof. Joanna Zawieska, mit dem GHD aus den USA: Hr. Dr. Raymond Wong, Universität Leipzig, Professur für Umwelttechnik/ Umweltmanagement: Hr. Dr. Stefan Geyler) erfolgen.

II.11 Während der Durchführung des Projektes bekannt gewordener Fortschritt auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen

II.11.1 Gefährdungsanalyse und Risikobewertung

Das MKULNV und LANUV veröffentlichte im Jahr 2014 eine Broschüre zum Programm „Reine Ruhr“ (MKULNV 2014, http://www.masterplan-wasser.nrw.de/data/files/145/NRW_ReineRuhr_2014.pdf). Diese Erkenntnisse wurden in die Gefährdungsanalyse mit einbezogen.

In den Jahren 2012 und 2013 hat der ADAC je eine Badegewässerstudie durchgeführt. Hierbei wurden 41 kleinere Seen in den Einzugsbereichen der größten Städte Deutschlands beprobt und auf *E. coli* und intestinale Enterokokken untersucht. Insgesamt wurden in der Badesaison 2012 und 2013 aus dem Flachwasserbereich je drei Proben genommen. Die Risikobewertung wurde anhand des Konzeptes von A. Wiedenmann durchgeführt.

http://www.adac.de/infotestrat/tests/urlaub-reise/wasserqualitaet/2013/default.aspx?ComponentId=180883&SourcePageId=32660

Gallas-Lindemann et al. (2013) veröffentlichten einen Artikel zu Cryptosporidien und Giardien in Oberflächen-, Ab-, -, Trink- und Grundwasser am Niederrhein. Die Ergebnisse wurden bei der Interpretation der Projektergebnisse berücksichtigt.Schmidt et al. (2013) beschrieben die Anwendung von QMRA-Modellen im Rahmen der Risikobewertung des Vorkommens von *Campylobacter* spp. in Fließgewässern in Kanada hinsichtlich einer möglichen Exposition im Form der oralen Wasseraufnahme, z.B. während des Schwimmens.

McBride et al. haben 2013 eine neue Methode zur näherungsweisen Beschreibung der Verteilung mikrobiologischer Daten zu ausgewählten Referenzpathogenen (*Salmonella*, *Cryptosporidium*, *Giardia*, Enterovirus, Adenovirus, Norovirus und Rotavirus) im Zusammenhang mit der QMRA vorgestellt (McBride et al., 2013). Diese Erkenntnisse wurden im Rahmen von AP2 berücksichtigt.

II.11.2 Risikowahrnehmung, Risikokommunikation und Partizipation

Jährlich werden weltweit etwa 400 wissenschaftliche Studien auf dem Gebiet der Risikowahrnehmung und Risikokommunikation veröffentlicht. Zur Risikowahrnehmung von Trinkwasser wurden 2011-2015 laut der wissenschaftlichen Datenbank „Web of Science“ zirka 45 wissenschaftliche Studien veröffentlicht, davon bezieht sich keine auf Deutschland. In Bezug

auf Risikowahrnehmung und Badegewässer findet sich im Projektzeitraum nur eine australische Veröffentlichung.

Somit können folgende Innovationspotenziale herausgestellt werden:

- Es ist die erste repräsentative Umfrage zum Thema „Perzeption von Trinkwasser- und Badegewässer-Risiken in Deutschland“.
- In einer innovativen Verknüpfung von Ansätzen der Risikowahrnehmungsforschung, der intuitiven Toxikologie sowie mit kognitionspsychologischen Modellen zur Erfassung des Risikowissens wurde ein Erhebungsinstrument entwickelt, das auch in zukünftigen Wasser-Projekten eingesetzt werden kann.
- Die erhobenen Daten sind geeignet, die Risikokommunikation zu verbessern und somit klar umsetzungsorientiert.

II.11.3 Einträge und Maßnahmen

Im Bereich der Eintragsminderung wurde im Jahr 2013 das aktualisierte DWA Merkblatt 205 „Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“ veröffentlicht, welches bei der Bearbeitung des AP 4a beachtet wurde. In Berlin wurden während des Projektzeitraums Versuche zur Desinfektion mittels Perameisensäure am Ablauf der Kläranlage Ruhleben durchgeführt. Dort wurde diese Technologie erstmals in Form einer großtechnischen Umsetzung innerhalb von Deutschland getestet (Gnirss et al., 2015). Außerdem erschien in der internationalen Fachliteratur in den Jahren 2014 und 2015 Beiträge eine dänischen Forschergruppe zur Umsetzung der Behandlung von Mischwasser mit Perameisensäure in halb- und großtechnischen Untersuchungen (Chhetri et al., 2014, 2015). Die entsprechenden Ergebnisse wurden in die Auswertung der eigenen Versuchsergebnisse einbezogen.

In den Jahren 2012 bis 2013 durchgeführte Untersuchungen an der Ozonanlage in Schwerte wurden durch Absprachen mit dem Betriebspersonal des Ruhrverbands bei der Planung der Versuche im AP 4a berücksichtigt. Der veröffentlichte Abschlussbericht zum Projekt „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“ enthielt ebenfalls Ergebnisse zu mikrobiologischen Untersuchungen, die zum Vergleich herangezogen wurden (ARGE, 2014).

II.11.4 Monitoring und Prognose

Während der Projektlaufzeit wurden weitere Methoden und Geräte zur Onlineerfassung von z. B. *E. coli* beschrieben. Alle Verfahren beruhen dabei auf einem enzymatischen Nachweis von *E. coli*. Allgemein wurde die Eignung solcher enzymatischen Nachweisverfahren für

Oberflächenwasserproben von George et al. (2000) beschrieben. Auch der Einsatz dieser Methoden für Schnelltests und Frühwarnsysteme wurde bereits von Servais et al. (2005) gezeigt. Das im Projekt eingesetzte Coliguard-System der Fa. mbOnline basiert auch auf diesen enzymatischen Nachweisreaktionen von *E. coli* und coliformen Bakterien über deren spezifische Enzymaktivität von ß-D-Glucuronidase bzw. ß-D-Galactosidase und einer fluorimetrischen Quantifizierung der Enzymaktivität. 2013 wurde von Vogl ein weiteres kommerzielles Gerät, basierend auf dem gleichen Messprinzip, vorgestellt (Vienna Water Monitoring Solutions). Vorteile gegenüber dem im Projekt eingesetzten Gerät waren nicht erkennbar.

Insbesondere auf Grund der hohen Investitionskosten für solche Online-Messgeräte war eine Erprobung weiterer *E. coli*-Online-Messgeräte im Rahmen des Projektes nicht möglich.

In Hinblick auf die Modellierungsansätze gab es keine relevanten Fortschritte auf dem Gebiet des Vorhabens des AP 4b bei anderen Stellen, die während der Durchführung des Vorhabens bekannt wurden.

II.11.5 Realisierungskonzept

Anfang August 2014 wurde ein Aufruf der DWA zwecks Stellungnahme zu einem erarbeiteten Merkblatt mit dem Titel „DWA-M 624 „Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht“ bekannt und an den Ruhrverband im Rahmen der DWA-Mitgliedschaft herangetreten. Die Vorarbeiten dazu waren den Projektpartnern im Arbeitspaket 5 nicht bekannt. Für die weitere Erarbeitung des Handlungsleitfadens war dies nur bedingt von Belang, da das Merkblatt stark naturwissenschaftlich geprägt ist. Der Inhalt des Handlungsleitfadens beinhaltet neben den naturwissenschaftlichen Aspekten auch explizit die Konkretisierung der Partizipationsstrategien, Projektmanagementanforderungen, eine ausführliche Rechtsanalyse, eine konkrete Empfehlung zur praktischen Umsetzung an Betreiber sowie die Darstellung von bereits umgesetzten Beispielen. Daher ergänzen sich aus Projektsicht beide Dokumente. Das DWA Merkblatt war ebenfalls für die erarbeiteten Ergebnisse aus der ökonomischen Betrachtung nicht von Belang.

Aufgrund des immer noch stattfindenden Prozesses der Umsetzung der „neuen“ Badegewässerverordnung in den Ländern kann während der Laufzeit des Projekts festgestellt werden, dass vor allem die Online-Auftritte und Informationen an die Bürger deutlich zugenommen haben und inhaltlich umfangreicher sowie anwenderfreundlich ausgestaltet sind. Dies betrifft vornehmlich die Online-Auftritte der landesweit zuständigen Behörden und einzelnen Kommunen.

II.12 Erfolgte Veröffentlichungen und Vorträge

II.12.1 Publikationen

Boerner, F., Wiedemann, P.M. (2015) Wasser im Blick der Öffentlichkeit. Black Hen Research.

Horstkott, M., Strathmann, M., Flemming, H.-C., Wingender, J. (2014) Belastung der Ruhr mit hygienisch relevanten Bakterien. Vom Wasser 112 (2), 52-55.

Horstkott, M., Strathmann, M., Wingender, J., (in preparation): Occurrence of pathogenic bacteria in the River Ruhr under the aspect of its potential use for recreational activities, International Journal of Hygiene and Environmental Health

Jurzik, L., Leifels, M., Hamza, I.A., Wilhelm, M. (2015): Detection of human pathogenic viruses in Baldeney See, North Rhine Westphalia, Germany. In: International Journal of Hygiene and Environmental Health (geplant)

Jurzik, L., Hamza, I.A., Luther, S., Wilhelm, M., Kistemann, T., Timm, C. (2015): Risk of gastrointestinal illness by bathing in surface water. In: International Journal of Hygiene and Environmental Health (geplant)

Lahdo, R., Debo, L., Reichertz, J. (2014): Das medienvermittelte Wissen der Bevölkerung im Ruhrgebiet zum Thema „Baden in der Ruhr“. Eine Inhaltsanalyse im Rahmen des BMBF-Projekts Sichere Ruhr. Essen: Institut für Kommunikationswissenschaft, Universität Duisburg-Essen.

Lahdo, R., Neuendorf, K., Reichertz, J. (2014): Risikokommunikation zu den Themen Baden in natürlichen Gewässern und hygienische Wasserqualität. Eine Mediendiskursanalyse im Rahmen des BMBF-Projekts Sichere Ruhr. Essen: Institut für Kommunikationswissenschaft, Universität Duisburg-Essen.

Lahdo, R., Reichertz, J. (2012): Stakeholderanalyse für öffentliche Gewässer am Beispiel des Projekts Sichere Ruhr. Eine Analyse im Rahmen des BMBF-Projekts Sichere Ruhr. Essen: Institut für Kommunikationswissenschaft, Universität Duisburg-Essen.

Lahdo, R., Debo, L., Reichertz, J. (2015): Risikokommunikation zum Baden in natürlichen Fließgewässern. Ein Kommunikationskonzept mit Erfolgsfaktoren und Kommunikationsempfehlungen am Beispiel der Ruhr. Essen: Institut für Kommunikationswissenschaft, Universität Duisburg-Essen.

Lahdo, R., Debo, L., Reichertz, J. (2014): Das medienvermittelte Wissen der Bevölkerung im Ruhrgebiet zum Thema „Baden in der Ruhr“. Eine Inhaltsanalyse im Rahmen des BMBF-Projekts Sichere Ruhr. Essen: Institut für Kommunikationswissenschaft, Universität Duisburg-Essen.

Luther, S., Timm, C. (2013): Safe future use of the river Ruhr. The Project 'Sichere Ruhr', WHO CC Newsletter Water & Risk 21: 7-10

Luther, S., Timm, C., Jurzik, L., Kistemann, T. (2015): Oberflächengewässer: Auswirkungen von Nutzungskonkurrenzen auf die menschliche Gesundheit. In: Forum für hydrologie und Wasserbewirtschaftung. In: Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement, Prozesse | Methoden | Konzepte Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn Mariele Evers und Bernd Diekkrüger (Hrsg.), Heft 35,15, 255-265.

Mälzer H.-J., aus der Beek T., Müller S., Gebhardt J. (2015): Comparison of different model approaches for a hygiene early warning system at the lower Ruhr River, Germany. In-

ternational Journal of Hygiene and Environmental Health, (in press). http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.06.005

Merkel, W.; Strathmann, M.; Tondera, K.; Klaer, K.; Schoenemann, B.; Jardin, N. (2015): Sichere Ruhr - Stand und Perspektiven einer zukünftigen Badenutzung. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Band 236, 32.1-32.17.

Neskovic, M., Hein, A. (2015a): Rivers as social assets in urbanised areas: A cost-benefit analysis for bathing in the river Ruhr using contingent valuation method, Cities of the Future Conference Transitions to the Urban Water Services of Tomorrow (TRUST), Compendium, 2015.

Neskovic, M.; Hein, A. (2015b): Kosten-Nutzen-Analyse für das Baden in der Ruhr und ihren Seen - unter Anwendung der Contingent Valuation und des Contingent Ranking, DVGW energie | wasser-praxis, April 2015, S. 34-37.

Nödler K, Hillebrand O, Idzik K, Strathmann M, Schiperski F, Zirlewagen J, Licha T. (2013): Occurrence and fate of the angiotensin II receptor antagonist transformation product valsartan acid in the water cycle--a comparative study with selected β-blockers and the persistent anthropogenic wastewater indicators carbamazepine and acesulfame. Water Res.47(17), 6650-6659, doi: 10.1016/j.watres.2013.08.034.

Roder, S.; Tondera, K.; Klaer, K.; Strathmann, M.; Pinnekamp, J. (2014): Identifying Relevant Pathogen Pathways Into Surface Waters Used For Recreational Purposes. In: Proceedings of the 13th International Conference on Urban Drainage, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014.

Schoenemann, B., Jardin, N. (2015): Baden in Fließgewässern. Ein Handlungsleitfaden am Beispiel des Baldeneysees & der Unteren Ruhr im Rahmen des BMBF-Projekts Sichere Ruhr. Essen.

Schoenemann, B., Jardin, N. (2015): Baden in der Ruhr – drei Jahre Forschung gehen zu Ende. In Ruhrwasserspiegel 01/2015, Ruhrverband, Essen, in Bearbeitung.

Selbach, C., Soldánová, M., Sures, B. (2015). Estimating the risk of swimmer's itch in surface waters – A case study from Lake Baldeney, River Ruhr. International Journal of Hygiene and Environmental Health, (in press).

Soldánová, M., Selbach, C., Kalbe, M., Kostadinova, A., Sures, B. (2013). Swimmer's itch: etiology, impact, and risk factors in Europe. *Trends in Parasitology*, *29*, 65–74.

Strathmann, M., Wingender, J., (in preparation): The River Ruhr - an urban river with particular interest for recreational use and as raw water source for drinking water: description of the study area of the joint research project "Safe Ruhr", International Journal of Hygiene and Environmental Health

Timm C., Luther S., Jurzik L., Wilhelm M., Kistemann T. (2014): Abschätzung und vergleichende Bewertung hygienischer Risiken beim Baden in der Ruhr. In: Umweltmedizin –Hygiene - Arbeitsmedizin, Journal of Environmental and Occupational Health Sciences, Jg. 19, Nr. 4, 325

Tondera, K., Klaer, K., Gebhardt, J., Wingender, J., Koch, C., Horstkott, M., Strathmann, M., Jurzik, L., Hamza, I.A., Pinnekamp, J. (2015): Reducing Pathogens in Combined Sewer Overflows Using Ozonation or UV Irradiation. International Journal of Hygiene and Environmental Health, accepted, doi: 10.1016/j.ijheh.2015.09.002.

Tondera, K.; Klaer, K.; Roder, S.; Brückner, I.; Strathmann, M.; Kistemann, T.; Schreiber, C.; Pinnekamp, J. (2015): Developing an Easy-to-Apply Model for Identifying Relevant Pathogen Pathways into Surface Waters Used for Recreational Purposes. submitted.

Tondera, K., Pinnekamp, J. (2014); Optimising Treatment of Combined Sewer Overflow in Densely Populated Areas. In: Proceedings of 13th International Conference on Urban Drainage (USB-Stick), 7.-12.9.2014; Kuching, Malaysia.

Tondera, K., Roder, S., Klaer, K., Brückner, I., Pinnekamp, J. (2013): Effective Treatment of Combined Sewer Overflow Discharge to Protect Drinking Water Resources. 7th IWA International Conference on Efficient Use and Management of Water (Efficient 2013), Paris, France. 22-25 October 2013.

II.12.2 Vorträge

Heyer, A. (2015): Ergebnisse aus dem Projekt „Sichere Ruhr“ - Schwerpunkt Rohwasser Vortrag beim 15. IFWW-Fachkolloquium "Mikrobiologische Herausforderungen für den Wasserkreislauf" am 7. Mai 2015 in Haltern.

Jardin, N. (2015): Hygienische, wasserwirtschaftliche und weitere Aspekte des Badens in der Ruhr. Vortrag beim15. IFWW-Fachkolloquium "Mikrobiologische Herausforderungen für den Wasserkreislauf" am 7. Mai 2015 in Haltern.

Jurzik, L., Hamza, I.A., Leifels, M., Timm, C., Kistemann, T., Wilhelm, M. (2014): Quantitative microbiological risk assessment in the Sichere Ruhr project. VAAM-DGHM Tagung, Dresden

Kistemann T., Timm C., Luther S., Jurzik L., Flemming H.C. (2015): Towards the big jump: challenging the antediluvian ban on bathing for the river Ruhr, The 16th International Medical Geography Symposium, Vancouver (angenommen)

Luther S., Timm C., Jurzik L., Kistemann T. (2015): Oberflächengewässer: Auswirkungen von Nutzungskonkurrenzen auf die menschliche Gesundheit. Tag der Hydrologie 2015, Bonn.

Luther S., Timm C., Kistemann T. (2013): Oberflächengewässer: Nutzungskonkurrenzen in dicht besiedelten Räumen. Eine Analyse am Beispiel des Essener Baldeneysees. 58. Deutscher Geographentag, Passau.

Merkel, W. (2014): Badegewässer und Trinkwasser für das Ruhrgebiet - Sichere Ruhr, 32. BOCHUMER WORKSHOP SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT, 18. September 2014, Bochum

Merkel, W. (2014): Recreational and Drinking Water for the Ruhr Area, Collaborate Research Project under the BMBF research framework „Risk Management of emerging pollutants and pathogens (RisKWA) in the water cycle”, DAAD-Sommerschule, Uni DuE, Oktober 2014

Merkel, W.; Jardin, N. (2015): Sichere Ruhr - Stand und Perspektiven einer zukünftigen Badenutzung. Vortrag auf der 48. Essener Tagung am 16. April 2015 in Aachen.

Merkel, W., Lahdo, R., Reichertz, J. (2013): Risikokommunikation zu Schadstoffen und-Krankheitserregern im Wasserkreislauf, Internationales Forum im Rahmen der Wasser Berlin 2013, 23. April 2013

Neskovic, M., Hein, A. (2015): Rivers as social assets in urbanised areas: A cost-benefit analysis for bathing in the river Ruhr using contingent valuation method, Oral presenation, Cities of the Future Conference Transitions to the Urban Water Services of Tomorrow (TRUST), 28-30 April 2015.

Neskovic, M., Hein, A. (2015): Rivers as social assets in urbanised areas: A cost-benefit analysis for bathing in the river Ruhr using contingent valuation method, IS Rivers –

integrative sciences and sustainable development of rivers, conference June 22-26, 2015.

Roder, S., Tondera, K., Klaer, K., Strathmann, M.; Pinnekamp, J.: Identifying Relevant Pathogen Pathways into Surface Waters used for Recreational Purposes. 13th International Conference on Urban Drainage, 7.-12.9.2014; Kuching, Malaysia.

Selbach, C., Soldánová, M., Sures, B. (2013): Trematode communities in freshwater snails from the Ruhr area in Germany with a focus on bird schistosomes. 88th Annual Meeting of the American Society of Parasitologists and the 13th Annual Québec Molecular Parasitology Meeting. Québec, Canada. (Poster)

Selbach, C., Soldánová, M., Sures, B. (2013): Bird schistosomes and other trematodes in freshwater snails from the Ruhr area in Germany: troublemakers and ecosystem players. SEFS 8: Symposium for European Freshwater Sciences. Münster, Germany.

Selbach, C., Soldánová, M., Georgieva, S., Sures, B. (2014): New lakes, old parasites – trematode communities in a reservoir system in Germany. 13th International Congress of Parasitology, Mexico City, Mexico.

Selbach, C., Soldánová, M., Sures, B. (2015). Eutrophication driven trematode infections and health risks in Europe and Africa. Environment and Health Symposium, Pretoria, South Africa.

Timm C., Luther S, Jurzik L, Wilhelm M, Kistemann T. (2014): Abschätzung und vergleichende Bewertung hygienischer Risiken beim Baden in der Ruhr, 8. Jahrestagung der Gesellschaft für Hygiene, Umweltmedizin und Prävention (GHUP)

Timm C., Luther S., Kistemann T., Jurzik J. (2015): Applying the DALY concept to assess health risks by urban river bathing, 18th International Symposium on Health-Related Water Microbiology, Lissabon (eingereicht)

Timm C., Luther S., Jurzik L., Kistemann T. (2015): Abschätzung und vergleichende Bewertung hygienischer Risiken beim Baden in der Ruhr. 59. Deutscher Geographentag, Berlin.(angenommen)

Tondera, K., Pinnekamp, J.: Concept for Optimised Treatment of Combined Sewer Overflow in a Densely Populated Area. 13th International Conference on Urban Drainage, 7.-12.9.2014; Kuching, Malaysia.

Tondera, K., Roder, S., Klaer, K., Brückner, I., Pinnekamp, J. (2013): Effective Treatment of Combined Sewer Overflow. Konferenz WETPOL, 13.-17. Oktober 2013.

Tondera, K.; Klaer, K.; Pinnekamp, J. (2015): Desinfektion von entlastetem Mischwasser mittels Perameisensäure. Tagungsband, 11. AACHENER TAGUNG WASSERTECHNOLOGIE, 27.-28. Oktober 2015, Aachen.

III.Literatur

Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bern: BAFU.

Abulreesh, H. H., Paget, T. A., Goulder, R. (2006): Campylobacter in waterfowl and aquatic environments: incidents and methods of detection. Environmental Science and Technology 40, 7122–7131.

Ahmed, W., Richardson, K., Sidhu, J. P. S., Toze, S. (2012): *Escherichia coli* and *Enterococcus* spp. in rainwater tank samples: comparison of culture-based methods and 23S rRNA gene quantitative PCR assay. Environmental Science and Technology 46, 11370-11376.

Alex, J. (2008): Methoden zum effizienten Einsatz der dynamischen Simulation zur Analyse und Planung von Abwasserbehandlungsanlagen. Abschlussbericht zum BMBF Vorhaben, 02WA0579, ifak e.V.

Allgemeiner Deutscher Automobil Club (ADAC) (2012): Wo Baden krank machen kann.

Altlas-Agrarstatistik, 2014: Größen landwirtschaftlicher Flächen in Deutschland, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, http://www.atlas-agrarstatistik.nrw.de/ [Stand 11.05.2014].

ARGE (2014): Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Abschlussbericht zur Phase 2. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Armstrong T. W.; Haas C. N. (2007): A quantitative microbial risk assessment model for Legionnaires' disease: animal model selection and dose-response modeling. In: Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis 27 (6), S. 1581–1596.

Arnone, R., Perdek Walling, G. (2006): Evaluating Cryptosporidium and Giardia concentrations in combined sewer overflow. Journal of Water and Health 04 (2), 157-165.

Arnone, R., Perdek Walling, J. (2005): Evaluating Cryptosporidium and Giardia concentrations in combined sewer overflow. Journal of water an health, 4(2), 157-165

Arrow, K.; Solow, R.; Portney, P. R.; Leamer, E. E.; Radner, R.; Schuman, H. (2001): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation.

Atherholt, T.B., LeChevallier, M.W., Norton, W.D. und Rosen, J.S. (1998) Effect of rainfall on Giardia and Crypto. Journal American Water Works Association, 90(9), pp. 66-80.

ATV, 1992. Arbeitsblatt ATV-A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Abwassertechnische Vereinigung e.V. -ATV-, Hennef; Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. -GFA-, Hennef.

ATV-DVWK-A 198 (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef.

Auer, M. T., Niehaus, S.L. (1993): Modeling fecal coliform bacteria—I. Field and laboratory determination of loss kinetics. Water Research 27 (4), 693-701

Auerbach, B, Güde, H., Miller, G. und Wurm K. (2009): Schussenprogramm 2008 Erfolgskontrolle und Maßnahmenoptimierung Abschlussbericht. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

AWWR (2005): Kooperation Landwirtschaft / Wasserwirtschaft im Ruhreinzugsgebiet 1992 – 2005. Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr.

Bahr, C. et al. (2007): Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion. Pilotox. In: Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin Band 5. Hrsg.: Dr. Bodo Weigert. Berlin

Balzer, M., Witt, N., Flemming, H.-C., Wingender, J. (2010) Faecal indicator bacteria in river biofilms. Water Sci. Tech. 61, 1105-1111

Bambic, D., G.B. McBride, W. Miller, R. Stott, and S. Wuertz. (2011). Quantification of pathogens and sources of microbial indicators for QMRA in recreational waters. Water Environment Research Foundation:384.

Bateman, I., Carson, R. T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemiroglu, E., Pearce, D.W. OBE, Sugden, R. ,Swanson, J. (2002): Economic Valuation with Stated, Preference Techniques, Summary Guide, Department for Transport, Local Government and the Regions, London.

Bentele, G. (1997): Grundlagen der Public Relations. In: W. Donsbach (Hg.) Public Relations in Theorie und Praxis. München: Fischer. S. 21-36.

Bentele, G., Fröhlich, R., Szyszka, R., (Hg.) (2005): Handbuch Public relations. Wiesbaden: VS Verlag.

Bidlo, Oliver & Carina Englert & Jo Reichertz (Hrsg.) (2011): Securitainment. Medien als Akteure der Inneren Sicherheit. Wiesbaden: VS Verlag.

Black, R.E., M.M. Levine, M.L. Clements, T.P. Hughes, and M.J. Blaser (1988), Experimental Campylobacter jejuni infection in humans. J Infect Dis. 157:472-479.

Borchers U., Peters B., Overath H. (1995): Limits and Possibilities of Using Computer Models to Predict Fate and Behaviour of Pesticides in Soil. In: Pesticide Movement to Water, BCPC Monograph No. 62, British Crop Protection Council (BCPC) (Hrsg.), Band 62, British Crop Protection Council, Coventry (UK), 281-286

Börner F., Wiedemann P. (2014): Wasser im Blick der Öffentlichkeit. Ergebnisse der deutschlandweiten Umfrage des BMBF-Forschungsprojekts Sichere Ruhr. (Interner Abschlussbericht

Bouwknegt M., Schijven J. F., Schalk J. A. C., de Roda Husman A. M. (2013): Quantitative risk estimation for a Legionella pneumophila infection due to whirlpool use. In: Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis 33 (7), S. 1228–1236.

Breiman R. F. (1987): Guinea pigs sublethally infected with aerosolized Legionella pneumophila develop humoral and cell-mediated immune responses and are protected against lethal aerosol challenge. A model for studying host defense against lung infections caused by intracellular pathogens. In: Journal of Experimental Medicine 165 (3), S. 799–811.

Brion, G.M., Lingireddy, S., 2003. Artificial neural network modelling: a summary of successful applications relative to microbial water quality. Water. Sci. Technol. 47, 235–240.

Brouwer, R.; Beckers, A.; Courtecuisse, A.; van den Driessche, L.; Dutrieux, S. (2010): Economic valuation of the non-market benefits of the European Water Framework Directive: An international river basin application of the contingent valuation method.

Burton, Jr. G. A., Gunnison, D., Lanzai, G.R. (1987) : Survival of Pathogenic Bacteria in Various Freshwater Sediments. Applied and Environmental Microbiology, Apr., 633-638

Byappanahalli, M., Fowler, M., Shively, D., Whitman, R. (2003) Ubiquity and persistence of Escherichia coli in a Midwestern coastal stream. Appl. Environ. Microbiol. 69, 4549-4555

Calderon, R., Mood, E.W. und Dufour, P. (1991) Health eff ects of swimmers and non-point sources of contaminated water. Int J Environ Health Res. 1 pp. 21-31.

Campos, C., Avant, J., Lowther, J., Till, D., Lees, D. (2013): Levels of Norovirus and E. coli in Untreated, Biologically Treated and UV-Disinfected Sewage Effluent Discharged to a Shellfish Water. Journal of Water Resource and Protection 5, 978-982

Canale, R. P., Auer, M. T., Owens, E. M., Heidtke, T. M., Effler, S. W. (1993): Modeling fecal coliform bacte-ria—II. Model development and application. Water Research 27 (4), 703-714

Caretti und Lubello (2003): Wastewater disinfection with PAA and UV combined treatment:a pilot plant study. In: Water Research 37. p. 2365 – 2371.

Chapra, S. C.(1997): Surface-Water Quality Modelling. WCB/McGraw-Hill

Chapra, S.; Pelletier, G. (2003): QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts Uni-versity, Medford, MA.

Characklis, G.W., Mackenzie, J.D., Simmons, O.D.III, Likirdopoulos, C.A., Krometis, L.-A.H., Sobsey, M.D. (2005): Microbial partitioning to settleable solids in stormwater. Water Research 39 (9), 1773-1782.

Chhetri, R.K., Flagstadb, R., Munchc, E.S., Hørningd, C., Bernerd, J., Kolte-Olsenc, A., Thornberge, D., Andersen, H.R.(2015): Full scale evaluation of combined sewer over-flows disinfection using performic acid in a sea-outfall pipe. Chemical Engineering Journal Volume 270, 133–139.

Chhetri, R.K., Thornberg, D., Berner, J., Gramstad, R., Ojstedt, U., Sharma, A.K., Andersen, H.R. (2014): Chemical disinfection of combined sewer overflow waters using perfor-mic acid or peracetic acids. The Science of the Total Environment, Vol. 49, 1065-1072, DOI:10.1016/j.scitotenv.2014.05.079.

Cho, K. H., Cha, S. M., Kang, J. H., Lee, S. W., Park, Y., Kim, J. W., Kima, J. H. (2010): Meteorological effects on the levels of fecal indicator bacteria in an urban stream: A modeling approach. Water Research 44 (7), 2189-2202

Christoffels, E., Mertens, F.M., Kistemann, T. Schreiber, C (2014): Retention of pharmaceuti-cal residues and microorganisms at the Altendorf retention soil filter. Water Science & Technology, 70(9), 1503-1509.

Collins R., Rutherford K. (2004): Modelling bacterial water quality in streams draining pasto-ral land. Water Research 38 (3), 700-712

Coupe, S., Delabre, K., Pouillot, R., Houdart, S., Santillana-Hayat, M., Derouin, F. (2006) Detection of Cryptosporidium, Giardia and Enterocytozoon bieneusi in surface water, including recreational areas: a one-year prospective study. FEMS Immunol. Med. Mi-crobiol. 47, 351-359

Craig, D. L., Fallowfield, H. J., Cromar, N. J. (2002) Enumeration of faecal coliforms from recreational coastal sites: evaluation of techniques for the separation of bacteria from sediments. J. Appl. Microbiol. 93, 557-565

Craun, G.F., et al., (2010) Causes of outbreaks associated with drinking water in the United States from 1971 to 2006. Clin Microbiol Rev. 23(3): p. 507-528.

David M.M., Haggard B.E. (2010): Development of Regression-Based Models to Predict Fecal Bacteria Numbers at Select Sites within the Illinois River Watershed, Arkansas and Oklahoma, USA. Water, Air & Soil Pollution 215 (1-4), 525-547

De Man H., Bouwknegt M., van Heijnsbergen E., Leenen E. J. T. M., van Knapen F., de Roda Husman A. M. (2014): Health risk assessment for splash parks that use rainwater as source water. In: Water research 54, S. 254–261.

de Roda Husman, A.M., W.J. Lodder, S.A. Rutjes, J.F. Schijven, and P.F. Teunis. 2009. Long-term inactivation study of three enteroviruses in artificial surface and groundwaters, using PCR and cell culture. Appl Environ Microbiol. 75:1050-1057.

DeStatis (2011a): Broschüre Landwirtschaft auf einen Blick 2011, S. 22

DeStatis (2011b): Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben – Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung

Devleesschauwer B., Havelaar A.H., Maertens de Noordhout C., Haagsma J. A., Praet N., Dorny P., Duchateau L., Torgerson P.R., Van Oyen H., Speybroeck N. (2014b): Calculating disability-adjusted life years to quantify burden of disease. In: International journal of public health 59 (3), S. 565–569.

Devleesschauwer B., McDonald S., Haagsma J., Praet N., Havelaar A., Speybroeck, N. (2014a): DALY: The DALY Calculator - A GUI for stochastic DALY calculation in R. R package version 1.3.0. Online verfügbar unter http://cran.rproject.r-project.org/package=DALY, zuletzt geprüft am 27.04.2015

Diamantopoulou, M. J.; Dimitris M. P., Vassilis Z. A., 2005. The use of a Neural Network technique for the prediction of water quality parameters. Operational Res. 5, 115-125.

Diamond, P. A.; Hausman, J.A. (1994): Contingent valuation: is some number better than no number? J. Econ. Perspect., 8, 45-64.

DIN 38402 Teil 15 (DEV A15), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A) - Teil 15: Probenahme aus Fließgewässern (A 15) , Beuth Verlag, Berlin

DIN 38411-8, 1982. German standard methods for the analysis of water, waste water and sludge; microbiological methods (group K), detection of Pseudomonas aeruginosa (K 8), Beuth Verlag GmbH, Berlin.

DIN EN ISO 11731-2, Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Legionellen - Teil 2: Direktes Membranfiltrationsverfahren mit niedriger Bakterienzahl (ISO 11731-2:2004); Deutsche Fassung EN ISO 11731-2:2008, Beuth Verlag, Berlin

DIN EN ISO 19458, Wasserbeschaffenheit - Probenahme für mikrobiologische Untersuchungen (ISO 19458:2006); Deutsche Fassung EN ISO 19458:2006, Beuth Verlag, Berlin

DIN EN ISO 7899-1, Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken in Oberflächenwasser und Abwasser - Teil 1: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren) (ISO 7899-1:1998); Deutsche Fassung EN ISO 7899-1:1998, Beuth Verlag, Berlin

DIN EN ISO 7899-2, Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken - Teil 2: Verfahren durch Membranfiltration (ISO 7899-2:2000); Deutsche Fassung EN ISO 7899-2:2000, Beuth Verlag, Berlin

DIN EN ISO 9308-1, Wasserbeschaffenheit - Zählung von Escherichia coli und coliformen Bakterien - Teil 1: Membranfiltrationsverfahren für Wässer mit niedriger Begleitflora (ISO 9308-1:2014); Deutsche Fassung EN ISO 9308-1:2014, Beuth Verlag, Berlin

DIN EN ISO 9308-2, Wasserbeschaffenheit - Zählung von Escherichia coli und coliformen Bakterien - Teil 2: Verfahren zur Bestimmung der wahrscheinlichsten Keimzahl (ISO 9308-2:2012); Deutsche Fassung EN ISO 9308-2:2014, Beuth Verlag, Berlin

DIN EN ISO 9308-3, Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Escherichia coli und coliformen Bakterien in Oberflächenwasser und Abwasser - Teil 3: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren) (ISO 9308-3:1998); Deutsche Fassung EN ISO 9308-3:1998, Beuth Verlag, Berlin

Dirckx, G, Schütze, M., Kroll, S., Thoeye, CH., De Gueldre, G., Van De Steene, B. (2011): RTC versus static solutions to mitigate CSO's impact. 12nd International Conference on Urban Drainage, 10-15 September 2011, Porto Alegre/Brazil.

Ditges, F., Höbel, P., Hofmann, T. (2008): Krisenkommunikation. Konstanz: UVK.

Dizer, H., Bartocha, W., Bartel, H., Seidel, K., Lopez-Pila, J., Grohmann, A. (1993): Use of ultraviolet radiation for inactivation of Bacteria and coliphages in pretreated wastewater. Water Research 27(3), 397-403

Donner, C., Panglisch, S., Grobe, S., Wingender, J. (2012) Strategien zur Anpassung von Versorgungsanlagen an neue Herausforderungen. Energie Wasser-Praxis 63(5), 40-46.

Donovan, E. P., Staskal, D. F., Unice, K. M., Roberts, J. D., Haws, L. C., Finley, B. L., Harris, M. A. (2008) Risk of gastrointestinal disease associated with exposure to pathogens in the sediments of the Lower Passaic River. Appl. Environ. Microbiol. 74, 1004-1018

Donsbach, W. (Hg.) (1997): Public Relations in Theorie und Praxis. München: Fischer.

Dufour, A.P., O. Evans, T.D. Behymer, and R. Cantu. 2006. Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study. Journal of Water and Health. 4:425-430.

Düngemittelgesetz (DüngMG) 1977: G. v. 15.11.1977 BGBl. I S. 2134; aufgehoben durch § 18 G. v. 09.01.2009 BGBl. I S. 54, 136; Geltung ab 01.01.1978

DWA-M 178 (2005): Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef

DWA-M 180 (2005): Handlungsrahmen zur Planung der Abflusssteuerung im Kanalnetz. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef

DWA-M 205 (2013): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef

Dwivedi, D., Mohanty, B.P., Lesikar, J., 2013. Estimating Escherichia coli loads in streams based on various physical, chemical, and biological factors. Water Resour. Res. 49, 2896–2906. doi:10.1002/wrcr.20265.

Earle T.C., Siegrist, M. & Gutscher H. (2007). Trust, Risk Perception and the TCC Model of Cooperation. In M. Siegrist, T. C. Earle & H. Gutscher (Eds.), Trust in Cooperative Risk Management. Uncertainty and Scepticism in the Public Mind, 1-49. London: Earthscan.

Ecker C. (1997): Mikrobielle Reinigungsleistung und Reduktion von Parasiten in einer mechanisch/biologischen Kläranlage und einer Teichkläranlage. gwf Wasser Abwasser, 138(5): S. 255-259.).

Einfalt, T., Jessen, M. (2005): Kanalnetzbewirtschaftung: Nachweisführung über Langzeitsimulation und systematische Schätzung der erforderlichen Investitionskosten. 17. Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, 6.-7. April 2005, Lübeck.

EPA (2005). EPA (Technologies and Techniques for Early Warning Systems to Monitor and Evaluate Drinking Water Quality: A State-of-the-Art Review

Erbe, V.; (2004): Entwicklung eines integralen Modellansatzes zur Immissionsorientierten Bewirtschaftung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer, Bauhaus-Universität Weimar 2004, ISBN 3-937231-41-2, S. 62.

EU-Badegewässerrichtlinie (2006). Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. Amtsblatt der Europäischen Union L 64/S. S. 37-51

Fahlenkamp, H., Nöthe T., Nowotny, N., Launer, M. (2008). Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3. Abschlussbericht, Universität Dortmund, Fakultät Chemie- und Bioingenieurwesen, Lehrstuhl Umwelttechnik, Dortmund.

Ferguson C.B., Coote B.G., Nicholas J. N.J., Stevenson I.M. (1996): Relationships between indicators, pa-thogens and water quality in an estuarine system. Water Research 30 (9), Pages 2045-2054

Fiedler, W. et al., (2005). Entwicklung von Maßnahmen zur Verminderung der Badedermatitis-Belastung am Bodensee. Umweltforschung in Baden-Würtemberg, Abschlussbericht 1–44.

Fitzgeorge R. B., Baskerville A., Broster M., Hambleton P., Dennis P. J. (1983): Aerosol infection of animals with strains of Legionella pneumophila of different virulence: comparison with intraperitoneal and intranasal routes of infection. In: J. Hyg. 90 (01), S. 81.

Frahm, E., Obst, U. (2003) Application of the fluorogenic probe technique (TaqMan PCR) to the detection of Enterococcus spp. and Escherichia coli in water samples. J Microbiol Methods., 52(1), 123-31

Francy et al. (2012): Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. In: Water Research 46. p. 4164 - 4178.

Franke C., Rechenburg A., Baumanns S., Willkomm M., Christoffels E., Exner M., Kistemann T., 2009. The emission potential of different land use patterns for the occurrence of coliphages in surface water. International Journal of Hygiene and Environmental Health 212, 338–345.

Frick, W.; Ge, Z.; Zepp, R.G., 2008. Nowcasting and forecasting concentrations of biological contaminants at beaches: A feasibility and case study. Environ. Sci. Technol. 42, 4818–4824.

Fuchs, S., Mayer, I., Haller, B., Roth, H. (2014): Lamella settlers for storm water treatment – performance and design recommendations. WST 69 (2), 278-285.

Gabler, S., (Hrsg.): Telefonstichproben. Methodische Innovationen und Anwendungen in Deutschland, Münster, New York, Berlin, München, 2002.

Gannon J.J., Busse M.K., Schillinger J.E. (1983): Fecal Coliform Disappearance in a River Impoundment. Water Research 17 (11), 1595-1601

Gantner, K., Barjenbruch, M. (2012): Reduzierung des Frachteintrags aus Mischwasserentlastungen. Abschlussbericht. https://www.siwawi.tu-berlin.de/fileadmin/fg118/120326Abschlussbericht_Frachteintrag_downl.pdf (19.08.2015).

Gao G., Falconer R.A., Lin B. L. (2011b): Numerical modelling of sediment–bacteria interaction processes in surface waters. Water Research 45 (5), 1951-1960

Gao G., Falconer R.A., Lin B.L. (2011a): Numerical Modelling Sediment-Bacteria Interaction Processes in the Severn Estuary. Journal of Water Resource and Protection 3, 22-31

Gasse, J. (2009): Quantifizierung der Emissionen aus Abwasseranlagen und deren Auswirkungen auf die hygienische Qualität von Fließgewässern. Dissertation Stuttgart.

Gehr, R., Chen, D., Moreau, M. (2009): Performic Acid (PFA): Tests on an Advanced Primary Effluent Show Promising Disinfection Performance. Water Science & Technology 59(1), 89-96. doi: 10.2166/wst.2009.761.

Gehr, R., Wagner, M., Veerasubramanian, P., Payment, P. (2003): Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. Water Research 37. S. 4573 – 4586

George, I., Petit, M., Servais, P. (2000): Use of enzymatic methods for rapid enumeration of coliforms in freshwaters. J. Appl. Microbiol. 88: 404-413

Georgiou, S.; Bateman, I. J.; Langford, I. H.; Day, R. J. (2000). Coastal Bathing Water Health Risks: Developing Means of Assessing the Adequacy of Proposals to Amend the 1976 EC Directive. Risk, Decision and Policy, 5 (1), 49-68.

Gibson, C.J., Stadterman, K.L., States, S. und Sykora, J. (1998) Combined sewer overflows: A source of Cryptosporidium and Giardia? Wat. Sci. Tech., 38(12), pp. 67-72.

Gläser J., Laudel G. (2010): Experteninterviews und qualitative Inhaltsanalyse. Als Instrumente rekonstruierender Untersuchungen. 4. Aufl. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaft.

Gnirss R., Lüdicke, C., Franzke, U. (2015): Chemische Desinfektion – Bewertung anhand ausgewählter Indikatoren. "Forschung trifft Praxis" : 48. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen, 15.04.2015 – 17.04.2015 Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 236, 28/1-28/12.

Graw, M. und Borchardt, D. (1995) Hygienerelevante Belastungen von Fließgewässern - Bewertung und Sanierungsmöglichkeiten am Beispiel Lahn. gwf Wasser Abwasser, 136(11): S. 567-571.

Grimes D. J. (1980): Bacteriological Water Quality Effects of Hydraulically Dredging Contaminated Upper Mississippi River Bottom Sediment. Applied and Environmental Microbiology, Apr., 782-789

Grohmann, G.S., Ashbolt, N., Genova, M.S., Logan, G., Cox, P., Kueh, C.S., 1993, Detection of viruses in coastal and river watersystems in Sydney, Australia. Water Sci Technol 27, 457-461

Grottker, M.; Holzapfel, I.; Krause, N. und Stresius, I. (2008): Verbesserung und Sicherstellung der Badegewässerqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde. INTERREG IIIA. Lübeck.

Güde, H. (2002): Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für Belastungen mit Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Bodenseekreis). Abschlussbericht. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Langenargen.

Gujer, W.; Henze M.; Mino T.; van Loosdrecht M. (1999): Activated Sludge Model No. 3, Wat. Sci. Techn., 39 (1), 183-193.

Guo, M., Hongying H., Bolton, J., El-Din, M. (2009): Comparison of low- and medium-pressure ultraviolet lamps: Photoreactivation of Escherichia coli and total coliforms in secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. Water Research 43, 815-821.

Hamza, I.A., Jurzik, L., Uberla, K., Wilhelm, M., 2011, Evaluation of pepper mild mottle virus, human picobirnavirus and Torque teno virus as indicators of fecal contamination in river water. Water Res 45, 1358-1368.

Hamza, I.A., Jurzik, L., Wilhelm, M., Uberla, K., 2009b, Detection and quantification of human bocavirus in river water. J Gen Virol 90, 2634-2637.

Hamza, I.A., L. Jurzik, A. Stang, K. Sure, K. Uberla, and M. Wilhelm. 2009. Detection of human viruses in rivers of a densly-populated area in Germany using a virus adsorption elution method optimized for PCR analyses. Water Res. 43:2657-2668.

Harakeh, M., Butler, M. (1984): Inactivation of human rotavirus, SA 1l and other enteric virusesin effluent by disinfectants. J.Hyg. Camp, 93, 157-163.

Hassen, A. et al. (2000): UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. In: Bioresource Technology 74. S. 141 – 150.

Havelaar, A. H., During, M., Versteegh, J. F. M (1987): Ampicillin-dextrin agar medium for the enumeration of Aeromonas species in water by membrane filtration. Journal of Applied Bacteriology 62, 279-287.

Hein, A., Levai, P., Wencki, K. (2015): Multikriterielle Bewertungsverfahren: Kurzbeschreibungen und Defizitanalyse (Teil 2), in gwf Wasser Abwasser 2015 (02), 58-68, i.E.

Hellekes R., Overath H., Borchers U., Peters B., Schumacher D., Lambertz B. (1997): Flächenhafter Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser - Abschlußbericht - Band Materialien, Bd. Nr. 39, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1-214

Henze, M.; Grady C.P.L.; Guje, W.; Marais, G. v. R.; Matsuo, T. (1987): Activated Sludge Model No. 1, IAWQ, London, ISSN 1010-707X.

Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M. C.; Marais, G. v. R (1995): Activated Sludge Model No. 2, IAWQ, London, ISSN 1025-0913, ISBN 1 900222 00 0.

Hijnen, W. A. M., Schijven, J. F., Visser, A., Medema, G. J. (2004): Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. Water Science and Technology 50(1), 147-154.

Hillenbrand T., Böhm E. (2004): Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung und -bewirtschaftung. KA Abwasser, Abfall 51(8) (in German).

Hobus et a. (2013): Bilanzierung der Nährstoffeinträge und der bakteriologischen Belastung eines Fließgewässers im Hinblick auf zukünftige Ausbaumaßnahmen. In: Korrespondenz Abwasser Abfall 11/13. Hrsg. GFA. Hennef.

Holenstein, M. (2010): Risikokommuniation in der Trinkwasserversorgung. In: gwa H. 4. S. 289-294.

Holzheu, F., Wiedemann, P. (1993) Perspektiven in der Risikowahrnehmung. In: Bayerische Rück (Hrsg.), Risiko ist ein Konstrukt: Wahrnehmungen zur Risikowahrnehmung. München - Knesebeck, pp. 9-19

Horák, P., Kolářová, L. (2011). Snails, waterfowl and cercarial dermatitis. Freshwater Biology, 56(4), 779–790.

Horák, P., Kolářová, L., & Adema, C. (2002). Biology of the Schistosome Genus Trichobilharzia. Advances in Parasitology, 52, 155–233.

Horák, P., Mikeš, L., Lichtenbergová, L., Skála, V., Soldánová, M., Brant, S.V., (2015). Avian schistosomes and outbreaks of cercarial dermatitis. Clinical Microbiology Reviews, 28, 165–190.

Horák, P., Mikeš, L., Rudolfová, J., Kolářová, L., (2008). Penetration of Trichobilharzia cercariae into mammals: dangerous or negligible event? Parasite, 15 (3), 299–303.

Hörman, A., Rimhanen-Finne, Maunula, L., von Bonsdorff, C.-H., Torvela, N., Heikinheimo, A., Hänninen, M.-L. (2004) Campylobacter spp., Giardia, spp., Cryptosporidium, spp., noroviruses and indicator organisms in surface water in southwestern Finland, 2000-2001. Appl. Environ. Microbiol. 70, 87-95

Hsu, K., H. V. Gupta, and S. Sorooshian (1995), Artificial Neural Network modeling of the rainfall-runoff process. Water Resour. Res., 31(10), 2517–2530, doi:10.1029/95WR01955.

Huber, S., Popp, W. (2005): Überprüfung der Abtötung bzw. Inaktivierung ausgewählter Krankheitserreger in Abwasser durch UV-Strahlung im Vergleich zur Reduktion von Fäkalindikatorbakterien und Untersuchungen zur Wiederverkeimung. Bayerisches Landesamt für Umwelt, http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/biol_analytik_ mikrobielle_oekologie/bakterien_schaedlinge/doc/krankheitserreger.pdf (15.06.2015).

Hurst, C.J. Viral Pathogens in Surface Water: Current Risks and future challanges.183-190.

Imandoust, S. B.; Gadam, S. B. (2007): Are people willing to pay for river water quality, contingent valuation. Int. J. Environ. Sci. Tech., (3) 4, 401-408.

Ingenhoff, D. (2004). Corporate Issues Management multinationalen Unternehmen. Wiesbaden: VS Verlag.

Irvin, S.; Haaab, T.; Hitzhausen, F. J. (2007): Estimating willingness-to-pay for additional protection of Ohio sur-face waters: contingent valuation of water quality.In: Hitzhausen, F. J. (Ed.): Economic Valuation of River Systems, 35-51.

Irvine K.N., Pettibone G.W. (1993): Dynamics of indicator bacteria populations in sediment and river water near a combined sewer outfall. Environmental Technology No. 14, 531-542

ISO 11731 (1998), Wasserbeschaffenheit - Nachweis und Zählung von Legionellen, Beuth Verlag, Berlin

ISO 17995 (2005): Water quality - Detection and enumeration of thermotolerant Campylobacter species. ISO International Organization for Standardization, Geneva.

ISO 19250 (2010): Water quality - Detection of Salmonella spp. ISO International Organization for Standardization, Geneva.

Janda, J. M., Abbott, S. L. (2010): The genus Aeromonas: taxonomy, pathogenicity and infection. Clinical Microbiology Reviews 23, 35–73.

Johnson, E. K.; Moran, D.; Vinten, A. J. (2008): A framework for valuing the health benefits of improved bathing water quality in the River Irvine catchment. J Environ Manage., 87 (4), 633-638Liebe, U. (2007): Zahlungsbereitschaft für kollektive Umweltgüter, Soziologische und ökonomische Analysen, Wiesbaden.

Jonsson, N., M. Gullberg, and A.M. Lindberg. 2009. Real-time polymerase chain reaction as a rapid and efficient alternative to estimation of picornavirus titers by tissue culture infectious dose 50% or plaque forming units. Microbiology and immunology. 53:149-154.

Jurzik, L., I.A. Hamza, W. Puchert, K. Uberla, and M. Wilhelm. 2010. Chemical and microbiological parameters as possible indicators for human enteric viruses in surface water. Int J Hyg Environ Health. 213:210-216.

Kahneman, D.; Knetsch, J. (1992): Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction. J. Environ. Econ. Manage., 22, 57-70.

Kashefipour, S. M., B., Lin, B., Falconer, R. A., 2005. Neural networks for predicting seawater bacterial levels. Water Management 158, 111–118.

Kashefipour, S.M., Lin B., Harris, E., Falconer, R.A., 2002. Hydro-environmental modelling for bathing water compliance of an estuarine basin. Water Res. 36, 1854-68.

Kaul, G., Werker, H. (1999): Messungen zur Kanalnetzbewirtschaftung in der Kölner Mischwasserkanalisation. Korrespondenz Abwasser, Jg. 46 (3), S. 338-347.

Kent, G.P., J.R. Greenspan, J.L. Herndon, L.M. Mofenson, J.A. Harris, T.R. Eng, and H.A. Waskin. 1988. Epidemic giardiasis caused by a contaminated public water supply. Am J Public Health. 78:139-143.

Khelil, A., Albrecht., M., Broll-Bickhardt, J. (1994): Steuerung eines Entwässerungskanals mit Hilfe eines regelbasierten Systems. Korrespondenz Abwasser, Jg. 41 (5), S. 744-748

Kimming, P., Fleischer, J., 2000, Abschlussbericht zum DVGW Projekt 11/97: Untersuchungen zur Belastung von Rohwässern mit enteropathogenen Viren und deren Verhalten bei der Trinkwasseraufbereitung. 1-91.

Kistemann T., Christoffels, E., Franke, C., Rechenburg, A., Willkommen, M., Exner, M. (2007): Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist („Swist III“), Abschlussbericht, MUNLV NRW

Kistemann, T., Koch, C., Herbst, S., Rechenburg, A. und Exner, M. (2001): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen am Beispiel der Swist („Swist I“). Abschlussbericht, MUNLV NRW.

Kistemann T., Koch C., Claßen T., Rechenburg A., Kramer F., Herbst S., Franke C., Rind E., Höser C., Exner M. (2009): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge. Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.), Düsseldorf. http://www.ihph.de/dokumente/Swist-Broschuere.pdf (14.02.15)

Kistemann T., Rind E., Koch C., Claßen T., Lengen C., Exner M., Rechenburg A. (2012): Effect of sewage treatment plants and diffuse pollution on the occurrence of protozoal parasites in the course of a small river. International Journal of Hygiene and Environmental Health.

Kistemann, T., Christoffels, E., Koch, C., Claßen, T., Rechenburg, A., Exner, M. (2004): Untersuchung der mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen am Beispiel der Mischwasserkanalisation am Beispiel der Swist („Swist II“). Abschlussbericht, MUNLV NRW.

Kitis M. (2004): Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. In: Environment International 30. pp. 47-55.

Kleinwellfonder, B. (1996): Der Risikodiskurs. Opladen: Westdeutscher Verlag.

Koch, C. (2014): Schriftliche Auskunft von Dr. Christoph Koch, Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit, Universität Bonn.

Koivunen, J. und Heinonen-Tanski,H. (2005): Peracetic acid (PAA) disinfection of primary, secondary and tertiary treated municipal wastewaters. In: Water Research 39. pp. 4445–4453.

Koivunen, J., Siitonen, A. und Heinonen-TanskiI, H. (2003): Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. In: Water Research 37. pp. 690 - 698.

Kouřilová, P., Hogg, K. G., Kolářová, L., Mountford, A. P., (2004). Cercarial dermatitis caused by bird schistosomes comprises both immediate and late phase cutaneous hypersensitivity reactions. Journal of Immunology, 172 (6), 3766–74.

Kraus, N., Malmfors, T., & Slovic, P. (1992). Intuitive toxicology: Expert and lay judgments of chemical risks. Risk Analysis, 12, 215–232.

Krauth K.H., Bondareva O. (2000): Anwendung von Flockungsverfahren bei der Regenwasserbehandlung. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart.

Krüger, J., Ruß-Mohl, S. (Hg). (1991): Risikokommunikation. Berlin: sigma.

Landeswassergesetz (1995), Bekanntmachung der Neufassung des Wassergesetzes für das Land Nordrhein-Westfalen (Landeswassergesetz - LWG -) vom 25. Juni 1995, Ministerium für Inneres und Kommunales Nordrhein-Westfalen, GVBl. NW.

Landwirtschafskammer NRW (2013): Landwirtschaftlicher Fachbeitrag zum Regionalplan Düsseldorf. Daten, Fakten, Entwicklungen der Landwirtschaft im ländlichen, suburbanen und urbanen Raum.

Lauschke, R. (2013): Aufstellung und Betrieb von Hundekotbehältern, Vorlage für den Ausschuss für Technik und Umwelt am 06.11.2013, Stadt Esslingen am Neckar.

LAWA AQA-Merkblatt P-8/3 (2012), Probenahme aus Fließgewässern. In: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Hrsg.), AQS-Merkblätter für die Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin

LAWA- Bund Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, Juli 2012, 8. überarbeitete Auflage, [Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V sowie Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.), Dresden.

Leighton, B. J., Zervos, S., Webster, J. M., (2000). Ecological factors in schistosome transmission, and an environmentally benign method for controlling snails in a recreational lake with a record of schistosome dermatitis. Parasitology International, 49 (1), 9–17.

Lenz, A., Stark, W. (2002): Empowerment. Neue Perspektiven für psychosoziale Praxis und Organisation. Tübingen.

Lévesque, B., Giovenazzo, P., Guerrier, P., Laverdière, D., Prud'Homme, H., (2002). Investigation of an outbreak of cercarial dermatitis. Epidemiology and Infection, 129 (2), 379–86.

Liberti, L., Lopez, A., Notarnicola, M. (1999): Disinfection With Peracetic Acid for Domestic Sewage Re-Use in Agriculture. J.CIWEM

Liberti, L., Notarnicola, M., Petruzzelli, D. (2002): Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation. Desalination 152, 315-324

Liebe, U. (2007): Zahlungsbereitschaft für kollektive Umweltgüter, Soziologische und ökonomische Analysen, Wiesbaden.

Lin, B., Syed, M., Falconer, R.A., 2008. Predicting faecal indicator levels in estuarine receiving waters - An integrated hydrodynamic and ANN modelling approach. Environ. Modell. Softw.23, 729-740.

Lindblade, K. A., (1998). The epidemiology of cercarial dermatitis and its association with limnological characteristics of a northern Michigan lake. Journal of Parasitology, 84 (1), 19–23.

Lindesmith, L., Moe, C., Marionneau, S., Ruvoen, N., Jiang, X., Lindblad, L., Stewart, P., LePendu, J., Baric, R., 2003, Human susceptibility and resistance to Norwalk virus infection. Nat Med 9, 548-553.

Loeb, B. (2011): Ozone: Science & Engineering: Thirty-Three Years and Growing. Ozone: Science & Engineering, 33, 329-342

Lohr H., Prien K.-J. (2005): Wassergütevorhersagen für eine Talsperre auf der Grundlage neuronaler Netze. GWF Wasser Abwasser 146 (11), 865-869

Loy, C., Haas, W., (2001). Prevalence of cercariae from Lymnaea stagnalis snails in a pond system in Southern Germany. Parasitology Research, 87 (10), 878–882.

Mälzer, H.-J., Strugholz, S., 2008. Artificial neural networks for cost optimization of coagulation, sedimentation and filtration in drinking water treatment. Water. Sci. Technol.: Water Supply-WSTWS, 8, 383-388.

Mandilara et al. (2006): Correlation between bacterial indicators and bacteriophages in sewage and sludge. In: FEMS Mirobiol Lett 263. p. 119 - 126.

Marcogliese, D. J. (2004). Parasites: Small Players with Crucial Roles in the Ecological Theater. EcoHealth, 1(2), 151–164.

Mas, D.M.L., Ahlfeld, D.P., 2007. Comparing artificial neural networks and regression models for predicting faecal coliform concentrations. Hydrolog. Sci. J., 52, 713-730.

Maya, C.; Chávez, A.; Lucario, E ; Hernández, E. and Jiménez, B. (2012): „Resistance of a wide spectrum of microorganisms to diverse disinfection systems to produce safe reuse water“, Disinfection of Water, Wastewater and Biosolids Conference, Nov. 2012, Mexico

Mays, L. W. (2004). Water supply systems security. New York: The McGraw-Hill Companies.

McBride G. B., Stott R., Miller W., Bambic D, Wuertz S. (2013): Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwater-borne pathogens in recreational waters in the United States. In: Water research 47 (14), S. 5282–5297.

Medema G.J., Schets F.M., Teunis P.F.M., Havelaar A.H. (1998): Sedimentation of free and at-tached Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in water. Appl. Env. Microbiol., 64(11): S. 4460-4466.

Medema G.J., van Asperen I.A., Havelaar A.H. (1997): Assessment of the Exposure of Swimmers to Microbiological Contaminants in Fresh Waters. Water Science and Technology, 35: S. 157-163.

Medema, G. J., Shaw, S., Waite, M., Snozzi, M., Morreau, A., Grabow, W. (2003) Catchment characterisation and source water quality. In: Assessing Microbial Safety of Drinking-Water, World Health Organisation, Geneva, Switzerland, Chapter 4, 111-158

Merkel, W., Schaule, G. (2010): Bewertung der Leistungsfähigkeit von vier Retentionsbodenfiltern hinsichtlich der Rückhaltung hygienisch relevanter Mikroorganismen. IWW (unveröffentlicht).

Mertsch, V., Herbst, H., Alt, K. (2013): Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. Gewässer – Wasser – Abwasser. ISBN 978-3-938996-38-6

Mikrozensus (2014): Bevölkerung nach Alter und Geschlecht, URL: https://www.it.nrw.de/statistik/a/daten/eckdaten/r511alter.html, abgerufen am 25.11.2014.

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), (Hrsg.), 2014. Programm Reine Ruhr zur

Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen

Mitch A.A., Gasner K.C., Mitch W.A. (2010): Fecal coliform accumulation within a river subject to sea-sonally-disinfected wastewater discharges. Water Research 44, 4776 – 4782

Muller, J., Lem, W. (2011): UV disinfection of storm water overflows and low UVT wastewaters.

Münkler, H., Bohlender, M., Meurer, S. (Hg.) (2010a): Handeln unter Risiko. Bielfeld: transcript.

Münkler, H., Bohlender, M., Meurer, S. (Hg.) (2010b): Sicherheit und Risiko. Bielfeld: transcript.

Neil, N., Malmfors, T. & Slovic, P. (1994). Intuitive toxicology: expert and lay judg-ments ofchemical risks. In: Toxicologic Pathology, 22, 198-201.

Nevers, M. B., Whitman, R.L., 2005. Nowcast modeling of Escherichia coli concentrations at multiple urban beaches of southern Lake Michigan. Water Res.39, 5250–5260.

Nieuwstad, T., Havelaar, A., vanOlphen, M. (1991): Hydraulic and microbilogical characterization of reactors for ultraviolet disinfection of secondary wastewater effluent.Water Research 25(7), 775-783

Nolte C., Fohrmann R., Overath H. (2000): LAWIS - Land- und Wasserwirtschaftliches Informationssystem der Wasserversorgung zum Schutz des Rohwassers. Arbeitshefte Wasser (1), 99-106

NRW (2007): Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer (Badegewässerverordnung) vom 11. Dezember 2007. GV NRW. 2008 S. 138.

Nwachuku, N., and C.P. Gerba. 2004. Microbial risk assessment: don't forget the children. Current opinion in microbiology. 7:206-209.

Oberg, C. (1995): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser mit UV-Licht und Ozon und ihre Nebenwirkungen. Dissertation. Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Witten/Herdecke.

Obiri-Danso, K., Jones, K. (1999): Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England. Journal of Applied Microbiology 87, 822-832.

Orb, R. (2012): Rückhalt hygienerelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern – Konstruktive Hinweise. Disseration, Karlsruhe.

Orth, H. und Schmidtlein, F. (2010): Einsatzbedingungen und Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser. Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Bereich der Wasserver- und -entsorgung. Abschlussbericht. Gefördert vom BMBF.

Ottoson, J., Hansen, A., Björlenius, B., Norder, H. and Stenström, T.A. (2006): Removal of viruses, protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in wastewater pilot plant. In: Water Research 40. p. 1449 - 1457.

Overath H. ,. B. A. ,. P. T. (2000): Untersuchungen zur Verminderung der Abgabe von Kupfer aus Kupferhausinstallationen durch Einsatz von Inhibitoren. bbr (06), 25-33

Paraskeva, P., Graham, N.J.D., 2002. Ozonation of municipal wastewater effluents - state-of-the-art-review. Water Environment Research 74 (6), 569-581.

Patzelt T., Becker A., Overath H. (2001): Die neue Trinkwasserverordnung - Untersuchungen zur Verminderung der Abgabe von Kupfer aus Kupferinstallationen an das Trink- und Abwasser durch den Einsatz von Inhibitoren. In: Berichte aus dem IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung GmbH (Hrsg.), Band 33, 600. Auflage, IWW, Mülheim an der Ruhr, 293-320

Payment, P., Waite, M., Dufour, A. (2003) Introducing parameters for the assessment of drinking water quality. In: Assessing microbial safety of drinking water. World Health Organisation, Geneva, Switzerland, Chapter 4, 47-77

Payne, A.F., I. Binduga-Gajewska, E.B. Kauffman, and L.D. Kramer. 2006. Quantitation of flaviviruses by fluorescent focus assay. J Virol Methods. 134:183-189.

Perdek, J., Arnone, R., Stinson, M. (2003): Managing Urban Watershed Pathogen Contamination. EPA/600/R-03/111

Pietrasch, L. (2013): Verfahren und Kosten der 4. Reinigungsstufe. Studienarbeit, Technische Universität München (in German).

Pinnekamp J. (2013): Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem, Abschlussbericht. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Retentionsbodenfilter.pdf (15.06.2015).

Puig, M., J. Jofre, F. Lucena, A. Allard, G. Wadell, and R. Girones. 1994. Detection of adenoviruses and enteroviruses in polluted waters by nested PCR amplification. Appl Environ Microb. 60:2963-2970.

Pusch D., Oh D.-Y., Wolf S., Dumke R., Schröter-Bobsin U., Höhne M., Röske I., Schreier E. (2005): Detection of enteric viruses and bacterial indicators in German environmental waters. Arch. Virol. 150, 929–947.

Rauch W., Henze M., Koncsos L., Reichert P., Shanahan P., Somlyódy L., Vanrolleghem P. (1998): River Water Quality Modelling: I State of the Art. Wat. Sci. Tech. 38 (11), 237-244

Rechenburg A, Kistemann T (2009): Sewage effluent as a source of Campylobacter sp. in a surface water catchment, Int J Environ Health Res 19(4): 239-49

Rechenburg A, Koch C, Claßen T, Kistemann T (2006): Impact of Sewage Treatment Plants and Combined Sewer Overflow Basins on the Microbiological Quality of Surface Water, in: Water Science Technology 54 (3): 95 - 99.

Renn, O. (2008): Risk Governance: Coping with Uncertainty in a Complex World (Risk, Society and Policy). Earthscan.

Renn, O. (2009): Risk Governance (White Paper No. 1.) Genva. Switzerland

Renn, O., Schweizer, P.-J., Dreyer, M., Klinke, A. (2007): Risiko. Über den gesellschaftlichen Umgang mit Unsicherheit. Oekom Verlag, München.

Reuter, H. (2009): Entwicklung eines Gewässergütemodells unter Berücksichtigung der Wasserrahmen-richtlinie. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, TU München, Band 196.

Riera-Montes, M., Brus Sjolander, K., Allestam, G., Hallin, E., Hedlund, K.O., Lofdahl, M., 2011, Waterborne norovirus outbreak in a municipal drinking-water supply in Sweden. Epidemiol Infect, 1-8.

RKI, 2004, Zu einer Häufung von Norovirus-Erkrankungen als Folge verunreinigten Trinkwassers. Epidemiologisches Bulletin Nr. 36, 301-302.

Rodríguez, S., Araujo, R. (2012): Effect of environmental parameters on the inactivation of the waterborne pathogen Campylobacter in a Mediterranean river. Journal of Water and Health 10, 100-107.

Ruhrverband (2007): Hygienische Belastung der Ruhr und des Baldeneysees durch Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung – Abschätzungen und Empfehlungen zum weiteren Vorgehen.

Ruhrverband (2014): Ruhrgütebericht 2013. AWWR Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr und Ruhrverband, Essen, 2014.

Ruhrverband (2014a): Fünfjahresübersicht 2014 bis 2018 über die Unternehmen des Ruhrverbands (§ 3 Abs. 2 RuhrVG), Ruhrverband, Essen.

Ruhrverband (2015): Datenbereitstellung durch Ruhrverband mit Stand vom 03.06.2015.

Ruhrverband (Hrsg.) (2010): Hygienische Beschaffenheit der Ruhr. In: Ruhrgütebericht 2010, S. 99-105. Essen.

Ruhrverband (o.J. a), online Quelle: http://www.ruhrverband.de/fluesse-seen/fluesse/, vom 20.03.2015.

Ruhrverband (o.J. b), online Quelle: http://www.ruhrverband.de/?id=544, vom 23.03.2015.

Ruhrverband (o.J. c), online Quelle: http://www.talsperrenleitzentrale-ruhr.de/gewaesser.html?SID=2769510000100q, vom 03.06.2015.

Sales-Ortells H., Medema G. (2014): Screening-level microbial risk assessment of urban water locations: a tool for prioritization. In: Environmental science & technology 48 (16), S. 9780–9789.

Salomon J. A., Vos T., Hogan D. R., Gagnon M., Naghavi M., Mokdad A. et al. (2012): Common values in assessing health outcomes from disease and injury: disability weights measurement study for the Global Burden of Disease Study 2010. In: The Lancet 380 (9859), S. 2129–2143.

Scarcella, C., Carasi, S., Cadoria, F., Macchi, L., Pavan, A., Salamana, M., Alborali, G.L., Losio, M.M., Boni, P., Lavazza, A., Seyler, T., 2009, An outbreak of viral gastroenteritis linked to municipal water supply, Lombardy, Italy, June 2009. Euro Surveill 14.

Schaar, H. und Kreuzinger, M. (2011): KomOzon – Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik. Hrsg.: Lebensministerium. Wien.

Scheer, M. (2008): Ermittlung und Bewertung der Wirkungen der Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme, Dissertation. ISBN: 978-3-9811461-4-1, Kaiserslautern.

Schets, F. M., Lodder, W. J., de Roda Husman, A. M., (2010). Confirmation of the presence of Trichobilharzia by examination of water samples and snails following reports of cases of cercarial dermatitis. Parasitology, 137 (1), 77–83.

Schets, F. M., Lodder, W. J., van Duynhoven, Y. T., Roda Husman, A. M. de (2008). Cercarial dermatitis in the Netherlands caused by Trichobilharzia spp. Journal of Water and Health, 6(2), 187-95

Schmidt, P.J., Pintar, K.D.M., Fazil, A.M.,Flemming, C.A.,Lanthier, M.,Laprade, N.,Sunohara, M.D.,Simhon, A.,Thomas, J.L., Topp, E,, Wilkes, G., Lapen, D.R. (2013). Using Campylobacter spp. and Escherichia coli data and Bayesian microbial risk assessment to examine public health risks in agricultural watersheds under tile drainage management. Water Res. 47, 3255–72.

Schneider, S. (2011): Bestimmung von *Pseudomonas aeruginosa* in Schwimm- und Badebeckenwasser mit dem Pseudalert-Verfahren. Besondere Eignung zur Untersuchung von Naturfreibädern. Der Hygieneinspektor 13(1), 44–47.

Schoen M.E., Small M.J., VanBriesen J.M. (2010): Bayesian model for flow-class dependent distributions of fecal-indicator bacterial concentration in surface waters. Water Research 44 (3), 1006-1016

Schreiber C., Rechenburg A., Rind E., Kistemann T. (2014): The impact of land use on microbial surface water pollution. International Journal of Hygiene and Environmental Health 218: 181 – 187.

Schreiber, C., Rechenburg, A., Rind, E., Kistemann, T. (2015): The impact of land use on microbial surface water pollution. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 218(2), 181-187.

Schultz-Fadembrecht C. (2009) : Forum 75 Mitteilungsblatt des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft. Technische Universität München

Schultz-Fadembrecht C., Wichern M., Horn H.(2008): The impact of sunlight on inactivation of indicator mi-croorganisms both in river water and benthic biofilms. Water Research 42, 4771-4779

Servais, P., Garcia-Armisen, T., Lepeuple, A. S., Lebaron, P. (2005): An early warning method to detect faecal contamination of river waters. Ann. Microbiol. 55(2): 151-156

Shanahan P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Reichert P., Somlyódy L. and Vanrolleghem P.A. (2001): River Water Quality Model No. 1 (RWQM1): I. Modelling approach, Wat. Sci. Tech., 43 (5), 1-9.

Shanahan P., Henze M., Koncsos L., Rauch W., Reichert P., Somlyódy L., Vanrolleghem P. (1998): River Water Quality Modelling: II Problems of the Art. Wat. Sci. Tech. 38 (11), 245-253

Sichere Ruhr (2011): Verbundantrag RiskWa-Ausschreibung im Rahmen der Förderbekanntmachung „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf“ auf Basis der Projektskizze RESS-235-001 RUHR-SAFE, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gGmbH, Mülheim an der Ruhr.

Sinclair, R.G., Jones, E.L., Gerba, C.P., 2009, Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: a review. J Appl Microbiol 107, 1769-1780.

Sinton L.W., Hall C.H., Lynch P.A., Davies-Colley R.J. (2002): Sunlight Inactivation of Fecal Indicator Bac-teria and Bacteriophages from Waste Stabilization Pond Effluent in Fresh and Saline Waters. Ap-plied and Environmental Microbiology, Mar., 1122–1131

Skraber, S., Schijven, J., Italiaander, R., Husman, A.M.D., 2009, Accumulation of enteric bacteriophage in fresh water sediments. Journal of Water and Health 7, 372-379

Soldánová, M., Selbach, C., Sures, B., Kostadinova, A., Perez-Del-Olmo, A. (2010). Larval trematode communities in Radix auricularia and Lymnaea stagnalis in a reservoir system of the Ruhr River. Parasites & Vectors, 3(1), 56

Somlyódy L., Henze M., Koncsos L., Rauch W., Reichert P., Shanahan,P., Vanrolleghem P. (1998): River Water Quality Modelling: II Problems of the art. Wat. Sci. Tech. 38 (11), 245-253

States, S., Newberry, J., Wichtermann, J., Kuchta, J., Scheuring, M., Casson, L. (2004). Rapid analytical techniques for drinking water security investigations. Journal AWWA 96, 152-164.

Stetter D., Overath H. (1996): Stand und neuere Entwicklungen bei der zentralen chemischen Enthärtung von Trinkwasser. bbr, 3/4, 1-12

Stidson, R. T., Gray, C.A., McPhail C. D. (2012), Development and use of modelling techniques for real-time bathing water quality predictions. Water Environ. J. 26, 7–18.

Strugholtz, S., Panglisch, S., Gebhardt, J., Gimbel, R. (2006), Modeling and optimization of ceramic membrane microfiltration using neural networks and genetic algorithms. IWA World Water Congress, Peking, China, 10.-14.09.2006.

Tagliareni F., Ecker C. (1997): Mikrobielle Reinigungsleistung und Reduktion von Parasiten in einer mechanisch/biologischen Kläranlage und einer Teichkläranlage. gwf Wasser Abwasser, 138(5): S. 255-259.).

Teunis, P.F., C.L. Moe, P. Liu, S.E. Miller, L. Lindesmith, R.S. Baric, J. Le Pendu, and R.L. Calderon. 2008. Norwalk virus: how infectious is it? J Med Virol. 80:1468-1476.

Tondera K., Klaer K., Roder S., Brueckner I., Strathmann M., Pinnekamp J. (2015): Identifying Relevant Pathogen Pathways into Surface Waters Used for Recreational Purposes. International Journal of Hygiene and Environmental Health. Submitted

Tondera K., Koenen S., Pinnekamp J. (2013): Survey monitoring results on the reduction of micropollutants, bacteria, bacteriophages and TSS in retention soil filters. Water Science and Technology, 68(5), 1004-1012.

Töpfer, A. (2008): Krisenkommunikation. In: M. Meckel & B. Schmid (Hg.) Unternehmenskommunikation. Wiesbaden: Gabler. S. 355-402.

Trinkwasserverordnung (2001), Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. August 2013 (BGBl. I S. 2977), die durch Artikel 4 Absatz 22 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.

Tyrrell, S.A.; Rippey, S.R. und Watkins, W.D. (1995): Inactivation of bacterial and viral indicators in secondary sewage effluents, using chlorine and ozone. Water Research 29, pp. 2483 – 2490.

U.S.EPA. (2012). Recreational Water Quality Criteria (US EPA).

Universität der Bundeswehr München (2003): Erstellung eines Hygienebausteins für das ATV-Gewässergütemodell im Auftrag des Bayrischen Landesamts für Wasserwirtschaft http://forschung.unibw-muenchen.de/berichte/2002/instinfo.php-SID&id=6.htm

US Congress (2000): Oil Pollution Act of 1990 as amended through P.L. 106–580, Dec. 29, 2000.

Valdovinos, C., Balboa, C., (2008). Cercarial dermatitis and lake eutrophication in south-central Chile. Epidemiology and Infection, 136 (3), 391–4.

Van Asperen, I. A., de Rover, C. M., Schijven, J. F., Oetomo, S. B., Schellekens, J. F., van Leeuwen, N. J., Collé, C., Havelaar, A. H., Kromhout, D., Sprenger, M. W. (1995): Risk of otitis externa after swimming in recreational fresh water lakes contaning Pseudomonas aeruginosa. British Medical Journal 311, 1407–1410.

Verbrugge, L. M., Rainey, J. J., Reimink, R. L., Blankespoor, H. D., (2004). Prospective study of swimmer's itch incidence and severity. Journal of Parasitology, 90 (4), 697–704.

Viau, E.J., Lee, D., Boehm, A.B. (2011), Swimmer risk of gastrointestinal illness from exposure to tropical coastal waters impacted by terrestrial dry-weather runoff. Environmental science & technology. 45:7158-7165.

Viegas, C., Neves, R., Fernandes, R., Mateus, M., 2012. Modelling tools to support an early alert system for bathing water quality. Environ. Eng. Manag. J. 11, 907-918.

Vinten, A.J.A., Lewis, D.R., McGechan, M., Duncan, A., Aitken, M., Hill, C., Crawford C., 2004. Predicting the effect of livestock inputs of E. coli on microbiological compliance of bathing waters. Water Res. 38, 3215–3224.

Vogel, W. (2013): Keimen frühzeitig auf der Spur. CIT plus 12, 15-16

Von Gunten, U. (2003 a): Ozonation of drinkingwater: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. In: Water Research 37, pp. 1469 - 1487

Waldhoff, A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF). Dissertation, ISBN 978-3-89958-606-0, Kassel.

Warren J.E. (2009): A policy comparison of bacterial pollution management at two swimming beaches in Southern California using a joint physical-behavioral-economic simulation analysis. Ph.D. Theses, Stanford University

Weiß, K.; Popp, W. (2004): Quantifizierung der diffusen Belastung von Gewässern mit Fäkalbakterien aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Schlussbericht, Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft.

Werber, D.; Lausević, D.; Mugosa, B.; Vratnica, Z.; Ivanović-Nikolić, L.; Zizić, L. et al. (2009): Massive outbreak of viral gastroenteritis associated with consumption of municipal drinking water in a European capital city. In: Epidemiology and infection 137 (12), S. 1713–1720.

Weyand, M., Xanthopoulos, C., Schilling, W. (2003): Auswertung von Messdaten an Mischwasserentlastungsanlagen zur Beurteilung der Steuerungswürdigkeit von Mischkanalisationen. KA Abwasser, Abfall, 50(1), S.33-38.

WHO (2003) Guidelines for Safe Recreational-water Environments - Vol. 1: Coastal and Fresh-waters, vol.1. Geneva: WHO.

WHO (2005): Water Safety Plans - Managing drinking-water quality from catchment to consumer (Geneva, Davison, A.; Howard, G.; Stevens, M.; Callan, P.; Fewtrell, L.; Deere, D.; Bartram, J.), pp. 1-225.

WHO (2011): Guidelines for drinking-water quality (fourth Edion) 564 pp.

Wiedemann, P. (1999): Risikokommunikation. Ansätze, Probleme, Verbesserungsmöglichkeiten. MUT: Forschungszentrum Jülich.

Wiedemann, P.M.; Schütz, H. (2010) Risikokommunikation als Aufklärung: Informieren über und Erklären von Risiken. In V. Linneweber, E-D. Lantermann, E. Kals (Hrsg.) Spezifische Umwelten und umweltbezogenes Handeln, Enzyklopädie der Psychologie, Umweltpsychologie. Band 2, Göttingen: Hogrefe, 2010, 793-827.

Wiedenmann, A., P. Kruger, K. Dietz, J.M. Lopez-Pila, R. Szewzyk, and K. Botzenhart. (2006), A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of Escherichia coli, intestinal enterococci, Clostridium perfringens, and somatic coliphages. Environ Health Perspect. 114:228-236.

Wojtenko, I., Stinson, M., Field, R. (2001a): Combined Sewer Overflow with Ultraviolet Light Irradiation. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 31(3), 223-239.

Wojtenko, I., Stinson, M., Field, R. (2001b): Performance of Ozone as a Disinfectant for Combined Sewer Overflow. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 31(4), 295-309.

World Bank (1993), World development report 1993: Investing in health., New York: Published for the World Bank, Oxford University Press. online verfügbar: https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/5976. (zuletzt geprüft: 30.04.2015)

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Europäische Wasserrahmenrichtlinie - EG-WRRL). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 vom 22.12.2000.

Wuertz S., Bambic D., McBride G., Miller W. (2011): Quantification of pathogens and sources of microbial indicators for QMRA in recreational waters. Alexandria, Va., London: Water Environment Research Foundation; IWA Publishing

Wulff, C., Haeberlein, S., Haas, W., (2007). Cream formulations protecting against cercarial dermatitis by Trichobilharzia. Parasitology Research, 101 (1), 91–7.

Xu, P.; Janex, M.-L.; Savoye, P.; Cockx, A. und Lazarova, V. (2002): Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design. Water Research 36.

Zaglauer, A. (2003): Belastung von Oberflächengewässern durch Wasservögel. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft (Hsg.): Hygienische Aspekte von Oberflächengewässern aus Sicht der Wasserwirtschaft. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 55, 93-105; Oldenbourg München

Zbikowska, E. (2004). Infection of snails with bird schistosomes and the threat of swimmer's itch in selected Polish lakes. Parasitology Research. 92(1), 30-5.

Zibuschka, F., Lendenfeld, T., Lindner, G. (2010). Near Real Time Monitoring von E. coli in Wasser. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft Nr.11-12, 215-219.