



# NACHHALTIGES GESAMTKONZEPT ZUM MANAGEMENT DES MIKROBIOLOGISCH- HYGIENISCHEN ZUSTANDES DES NEUSIEDLER SEES UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER SIEDLUNGSWASSER-WIRTSCHAFT DER UMLANDGEMEINDEN PHASE 1: „PILOTSTUDIE“

Mit Unterstützung von Bund und Land

**IMPRESSUM**

Medieninhaber und Herausgeber:  
BUNDESMINISTERIUM  
FÜR NACHHALTIGKEIT UND TOURISMUS  
Stubenring 1, 1010 Wien  
[www.bmnt.gv.at](http://www.bmnt.gv.at)

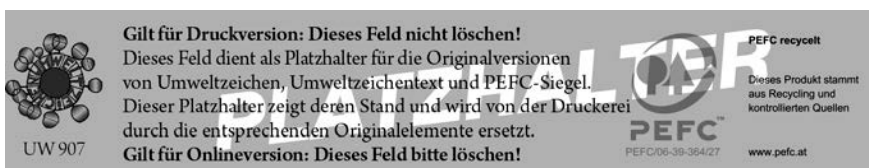
Text und Redaktion: Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Alfred Paul Blaschke, Univ.-Prof. Mag. Dr. Andreas Farnleitner,  
Assoc.Prof. Mag. Dr. Alexander Kirschner, Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Regina Sommer

Bildnachweis: Fotos Abbildung 82 (Gemeinde Weiden); alle übrigen ICC Water Health [ICC Water & Health](http://www.iccwaterandhealth.com)

Gestaltungskonzept: WIEN NORD Werbeagentur

Zitiervorschlag: Blaschke, A.P., Farnleitner, A.H., Kirschner, A.K.T., Sommer, R. (2018): Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasser-Wirtschaft der Umlandgemeinden, Phase 1: "Pilotstudie".  
Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

1. Auflage



**Gilt für Druckversion: Dieses Feld nicht löschen!**  
Dieses Feld dient als Platzhalter für die Originalversionen von Umweltzeichen, Umweltzeichentext und PEFC-Siegel. Dieser Platzhalter zeigt deren Stand und wird von der Druckerei durch die entsprechenden Originalelemente ersetzt.  
**Gilt für Onlineversion: Dieses Feld bitte löschen!**

UW 907

**PEFC**  
PEFC/06-39-364/27

**PEFC recycelt**  
Dieses Produkt stammt aus Recycling und kontrollierten Quellen  
[www.pefc.at](http://www.pefc.at)

## PROJEKTPARTNER



Interuniversitäres Kooperationszentrum Wasser und Gesundheit  
(TU Wien und Medizinische Universität Wien)



Institut für Wasserbau und  
Ingenieurhydrologie  
Karlsplatz 13  
A-1040 Wien

Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Alfred Paul Blaschke

Dipl.-Ing. Gerhard Lindner  
Dr. Julia Derx  
MSc. Dr.techn. Michael Exner-Kittridge

ARBEITSPAKET 5



Institut für Verfahrenstechnik,  
Umwelttechnik und Technische  
Biowissenschaften  
Arbeitsgruppe  
Umweltmikrobiologie und  
Molekulare Ökologie  
Gumpendorfer Straße 1a/3. Stock  
A-1060 Wien

Univ.-Prof. Mag. Dr. Andreas Farnleitner

Univ.-Ass. Mag. Mag. Dr. Rita Barbara Linke  
Dipl.-Ing. Dr.techn. Georg Reischer  
Mag.rer.nat. Dr.techn. Dr. René Mayer  
Dipl.-Ing.(FH) Simone Katharina Ixenmaier

ARBEITSPAKET 3



Institut für Hygiene und  
Angewandte Immunologie  
Abteilung Wasserhygiene

Kinderspitalgasse 15  
A-1090 Wien

Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Regina Sommer

Dipl.-Ing. Elisabeth Holzhammer  
Dipl.-Ing. Gerhard Lindner  
Ing. Sonja Knetsch  
Ing. Andrea Lettl  
Angelika Schmidhuber

ARBEITSPAKETE 1, 4 und 6



Assoc. Prof. Mag. Dr. Alexander Kirschner  
(AG Ökologie gesundheitsrelevanter Mikroorganismen)

ARBEITSPAKETE 2 und 7

## KOOPERATIONSPARTNER

### **ARBEITSPAKET 2**

Ao. Univ. Prof. WHR Dr. Alois Herzig  
Wissenschaftlicher Leiter des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel  
Ehem. Leiter der Biologischen Station Illmitz

Dr. István Hatvani  
Institute for Geological and Geochemical Research  
Research Centre for Astronomy and Earth Sciences  
Hungarian Academy of Sciences  
H-1112 Budapest. Budaörsi ut 45, Hungary

Péter Tanos, Ph.D. Aspirant  
Institute of Mathematics and Informatics,  
Szent István University,  
H-2103 Gödöllő. Páter Károly utca 1, Hungary

### **ARBEITSPAKET 7**

Dr. Mag. Thomas Zechmeister  
Leiter der Biologischen Station Illmitz  
7142 Illmitz

Gabriele Schwammel, Bakk  
Mitarbeiterin der Biologischen Station Illmitz  
7142 Illmitz



## ZUSAMMENFASSUNG

**ZUR BEWERTUNG UND ÜBERWACHUNG DER BADEGEWÄSSERQUALITÄT** sind international unterschiedliche Konzepte etabliert. Einerseits wird eine Einstufung in Qualitätsklassen auf Basis der vorherrschenden fäkalen Belastung anhand statistischer Bewertungen der Konzentrationen der beiden Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und Enterokokken einer Probenserie vorgenommen (z.B. WHO, 2003; EU-Badegewässerrichtlinie, 2006; Österreichische Badegewässerverordnung, 2009). Zum anderen werden aufgrund epidemiologischer Studien Aktionswerte oder Schwellenwerte für Magen-Darm-Erkrankungen definiert, die eine unterschiedlichen Annahmen und Berechnungen beruhen (z.B. US-EPA, 2012; No Observed Adverse Effect Levels, NOAEL, Wiedenmann, 2007). Überlegungen für zukünftige Regelungen beziehen für die Bewertung der mikrobiologischen Badegewässerqualität weitere Fäkalindikatororganismen ein (z.B. somatische Coliphagen und Sporen von *C. perfringens*), die auch das Verhalten widerstandsfähiger Krankheitserreger widerspiegeln. Unabhängig von der Art der Bewertung der Wasserqualität ist allen genannten Vorgangsweisen gemein, dass der Schutz der Gesundheit der Nutzer von Badegewässern nur erreicht werden kann, wenn eine hygienische Bewertung möglicher Verschmutzungseinträge der Badegewässer und ein effektives Qualitätsmanagement erfolgen. Hier sind für einen effektiven Infektionsschutz insbesondere fäkale Verunreinigungen zu berücksichtigen, wobei solche humaner Herkunft das höchste Gefährdungspotential darstellen.

Ziel der vorliegenden Pilotstudie war es eine Methodenkombination zu entwickeln, die es ermöglicht die mikrobiologisch-hygienische Qualität des Oberflächenbadegewässers unter Berücksichtigung von Umweltfaktoren wie Windgeschwindigkeit, Strömungsmuster und Niederschlag darzustellen, Einträge fäkaler Verunreinigungen qualitativ und quantitativ zu erfassen und deren Herkunft (Mensch, Tier) zu bestimmen. Im daran anschließenden, weiterführenden Untersuchungsprogramm konnten mit den entwickelten Methoden und Konzepten zusätzliche Daten im zeitlichen Verlauf wie auch räumlich über den Bereich Podersdorf hinausgehend (Golser Kanal, Wulka, Weiden) erhoben werden.

Die Methodik, die in den sieben Arbeitspaketen entwickelt wurde, besteht aus folgenden Tools:

- (A) Auswertung von Datenpools mit historischen Daten und Ergebnissen von regelmäßigen Untersuchungsprogrammen auf Basis von Standard-Fäkalindikatorbakterien (FIB) gemäß Badegewässerverordnung an ausgewählten Stellen im Neusiedler See und Untersuchung des Einflusses der Umweltfaktoren Windgeschwindigkeit, Strömungsmuster und Niederschlag (AP 2 und AP7).
- (B) Systemerfassung der hydrologischen und hydraulischen Situation im Untersuchungsgebiet, bestehend aus der Erhebung siedlungswasserwirtschaftlichen Verhältnisse, der Untersuchung der Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächenwässern und Abflussmessungen zur Berechnung der Frachten von Mikroorganismen und möglichen chemischen Indikatoren (z.B. TOC, Kalium) zur Quantifizierung der fäkalen Belastung (AP 5).
- (C) Erhebung der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen (FIO) bei Abwasserreinigungsanlagen und entlang der Abwasserpfade und Zuflüsse zum See unter Berücksichtigung erweiterter mikrobiologischer Parameter und ergänzender physikalischer und chemischer bzw. technischer Parameter im Untersuchungsgebiet und Bestimmung der Effizienz der UV-Desinfektionsanlage (AP 1, 4 und 6).
- (D) Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontamination (Mensch, Tier) anhand innovativer und anspruchsvoller Untersuchungstechniken auf Basis von molekularbiologischen Analyseverfahren und der Bestimmung von wirtsassoziierten Bakteriophagen (AP 3).

Folgende grundlegenden Erkenntnisse wurden im Zuge der Pilotstudie gewonnen.

a) Mit Hilfe der historischen Daten wurden die Hot-spots im Neusiedler See eruiert, an denen im Zeitraum 1987 – 2013 erhöhte Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken auftraten. Diese wurden mit meteorologische Datensätzen und hydrographischen Daten verknüpft. Weiters wurde ein detailliertes Bild der Badegewässerqualität im Untersuchungsbereich Podersdorf für die Jahre 2014, 2015 und 2016 erstellt. Die historischen Daten zeigten, dass im Zeitraum 1992-2013 erhöhte Konzentrationen an den Hot-spots in etwa 30-35% mit Starkregenereignissen assoziiert waren. Ereignisse wie starke Winde, die zu einer Resuspension von Sedimenten und zum Ausspülen belasteter Wässer aus dem Schilfgürtel im Einzugsbereich von Abwassereinleitungen (Golser Kanal, Podersdorf Abwasserpfad und Südgraben) führen, waren häufig mit einem signifikanten Anstieg der Konzentrationen an Fäkalindikatorbakterien verknüpft. Eine Korrelation der Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken an der EU Badestelle Podersdorf (Seestelle 26) mit jenen der Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf) und Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal) war gegeben. In den Jahren 2015 und 2016 entsprachen die Ergebnisse der im Rahmen der Badegewässerverordnung durchgeführten Untersuchung der EU-Badestelle Podersdorf den bakteriologischen Anforderungen.

b) Die hydrologischen Untersuchungen im Untersuchungsgebiet der Gemeinde Podersdorf zeigten, dass die Drainagegräben Julagraben, Nordgraben (beiden am nördlichen Ortsrand gelegen) und der Südgraben (am südlichen Ortsrand gelegen) mit dem Grundwasser in Kontakt stehen und eine entwässernde Wirkung haben. Zumindest im nordöstlichen Ortsbereich beim 2014 errichteten Hochwasserrückhaltebecken gibt es gezielt errichtete Drainageleitungen zur Grundwasserstandsabsenkung, die mit dem Kanalsystem fallweise interagieren. Eine Betrachtung der Flurabstände weist nicht auf einen großflächigen Einfluss von Grundwasser auf das Kanalsystem (Fremdwassereinfluss) hin. Frachtberechnungen konnten nur für die Beobachtungspunkte durchgeführt werden, bei denen aufgrund der örtlichen Gegebenheiten eine Abflussmessung möglich war. Die Situation der Abwasserentsorgung der Gemeinde Podersdorf konnte mittels Ortsbesichtigungen und den zur Verfügung gestellten Unterlagen weitestgehend dargestellt werden. Neben der Kläranlage mit dem zugehörigen Kanalsystem spielen die Drainagegräben für eine Gesamtsicht eine große Rolle. Bei stärkeren Niederschlägen kommt es zu Mischwasserentlastungen in diese Gräben. Dies zeigten insbesondere auch die Ergebnisse der Frachtberechnungen. Ein hoher Eintrag von Fäkalindikatororganismen erfolgt in den Nordgraben, wenn die UV-Desinfektionsanlage nicht in Betrieb ist. Wie sich durch den direkten Vergleich der Frachten an Fäkalindikatororganismen zwischen Nord- und Südgraben zeigte, ist bei einem ordnungsgemäßen Betrieb der UV-Anlage das prozentuale Frachtverhältnis zwischen Nordgraben und Südgraben etwa 60:40. Ist die UV-Anlage der ARA nicht in Betrieb, beträgt der Anteil der mikrobiologischen Fracht im Nordgraben über 99%. Fäkale Einträge erfolgten auch in den Julagraben vor ARA, den Nordgraben nach Rückhaltebecken und den Südgraben nach der Brücke beim Georgshof.

Im Untersuchungsbereich Golser Kanal wurden bereits an der Stelle vor der Einleitung des Ablaufs der ARA Gols-Mönchhof erhöhte Frachten an Fäkalindikatororganismen, speziell an somatischen Coliphagen, festgestellt. Diese Belastung war etwa gleich hoch wie jene vom Ablauf der ARA. Durch die Einleitung des Ablaufs der ARA kam es zu einem Anstieg der Frachten vor allem von Sporen von *C. perfringens* sowie Kalium und TOC. Die Frachten der chemischen Parameter nahmen entlang der Fließstrecke zum See weiter zu. Die mikrobiologischen Frachten blieben weitgehend unverändert. Keine Änderung war beim Parameter somatische Coliphagen festzustellen, die Frachten von *E. coli*, Enterokokken und Sporen von *C. perfringens* nahmen lediglich um ca. 30% ab.

Im Untersuchungsbereich Wulka wurde festgestellt, dass die Wulka vor der Einleitung des Ablaufs der ARA Schützen mit hohen Frachten an Fäkalindikatororganismen belastet ist, die durch den Ablauf der ARA mäßig erhöht wird (30-66%). Die Fracht an TOC und Kalium lagen nach der ARA um 15 bzw. 24% höher und nahmen Richtung See geringfügig ab.

Vergleicht man die Frachten an Fäkalindikatororganismen der untersuchten Zuflüsse zum See, wies die Wulka den höchsten Wert auf, gefolgt von Podersdorf Nordgraben, wenn die UV-Anlage nicht in Betrieb ist, dem Golser Kanal, dem Südgraben und dem Ablauf der ARA Podersdorf, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist.

c) Die Desinfektionsleistung der im Jahr 2014 installierten UV-Desinfektionsanlage der ARA Podersdorf wurde evaluiert und optimiert und es wurden technische und mikrobiologische Parameter zur Betriebsführung und zur hygienischen Beurteilung des Ablaufs der ARA definiert. Die Grundlagen für die Festlegung der Betriebsbedingungen wurden in einem vom BMNT geförderten Projekt erarbeitet (Sommer et al., 2012).

d) Für die fäkale Herkunftsbestimmung konnte das qPCR Verfahren zur Quantifizierung wirtsassoziierter genetischer Fäkalmarker aufgrund der erfolgreichen Weiterentwicklung der DNA-Extraktion und der Etablierung eines Referenz-Zellstandards für die schwierige Wassermatrix der zu untersuchenden Gewässerproben im Projektgebiet etabliert werden. Fäkale Einträge von Mensch, Rind, Schwein und Möwe waren hinsichtlich der fäkalen Sensitivität und Spezifität sehr gut erfassbar. Für weitere tierische fäkale Eintragsquellen (Pferd, Vogel, und Fisch) besteht noch Entwicklungsbedarf. Erste Ergebnisse zeigten, dass nicht nur der Ablauf der Kläranlage als Eintragsquelle, sondern auch Untersuchungsstellen im Bereich Julagraben (oberhalb der Einleitung der ARA) und Südgraben eindeutig mit Mensch-assoziierten Abwassersignaturen aufwiesen. Darüber belegten diese ersten Ergebnisse der Pilotstudie, dass zu gewissen Zeitpunkten auch an der Seestelle 26 (EU-Badestelle) ein Einfluss durch human-assoziierte Fäkaleinträge gegeben war. Die Nachweishäufigkeit und Konzentrationen dieser Fäkalmarker waren an der Seestelle 26 zwar um Größenordnungen geringer als in den Grabensystemen/Vorflutern der Abwasserentsorgung, jedoch eindeutig nachweisbar. Tierische Fäkalquellen waren, auf Basis der derzeit verfügbaren (und limitierten) Nachweissysteme, von untergeordneter Bedeutung. Diese Schlussfolgerung wurde durch das Ergebnis der zusätzlich eingesetzten Methode, auf Basis der Identifikation von wirtsassozierten Bakteriophagen von *Bacteroides*-Stämmen, bestätigt. Auch dieses zeigte überwiegend humane Eintragsquellen. Proben mit Rinder-assoziierten und Geflügel-assoziierten Fäkalkontaminationen traten nur sporadisch auf. Desgleichen ergab die darüber hinaus eingesetzte Methode der genetischen Bestimmung von Enterokokkenisolaten, dass im Nordgraben jene Arten, die auf Kontamination durch humane Fäkalien hindeuten (*E. faecium* und *E. faecalis*), 66% aller Proben ausmachen, im Südgraben etwa 33% und in Proben des Neusiedler See etwas mehr als 50%.

Das entwickelte qPCR Verfahren wurde im Rahmen des weiterführenden Untersuchungsprogramms eingesetzt, um die Herkunft der im Juli 2017 stark erhöhter Konzentrationen an Fäkalbakterien an der EU-Badestelle Weiden zu untersuchen. Es wurden bei drei Probenahmeserien (August bis Oktober) im Bereich des Badestrands Weiden jeweils an drei Stellen (Nord, Mitte und Süd) vom Boot aus Seeproben entnommen. und auf genetische Fäkalmarker zum Nachweis von human-assoziierten, Wiederkäuer-assoziierten, Schweine-assoziierten und Möwen-assoziierten fäkalen Verunreinigungen untersucht. An keinem der drei Probenpunkte wurden zu den drei Zeitpunkten human-assoziierte Fäkalmarker nachgewiesen. Hingegen traten Wiederkäuer-assoziierte genetische Fäkalmarker in drei Proben auf.

Im weiterführenden Untersuchungsprogramm wurde eine weitere Methode zur genetischen Speziesbestimmung von Enterokokken entwickelt, die auf dem *sodA* Gen als Alternative zur Bestimmung der 16S-rRNA-Gensequenz basiert. Es zeigte sich, dass die Methode zuverlässige Ergebnisse lieferte und die Kosten sowie der bioinformatische Aufwand der Datenauswertung stark reduziert werden konnte. Neben den Untersuchungen der Enterokokken Isolate wurde auch eine DNA Probenbank angelegt, die bei Bedarf einer Ursachen- und Herkunftsabklärung einer molekularbiologischen Analyse unterzogen werden können. Die Untersuchung zeigte, dass bei der Zusammensetzung der Enterokokkenarten in dem Untersuchungsgebiet jene Arten dominierten, die einer humanen fäkalen Verunreinigung zuordenbar sind. Die am häufigsten vorkommenden Arten waren hier *E. faecium* und *E. faecalis*. Bei den Seeproben waren es z.B. bei der

## ZUSAMMENFASSUNG

Seestelle 26 (EU Badestelle) 68%, bei der Seestelle 32 (Badestrand Podersdorf Nord) und der Seestelle 29 (Einlauf Kläranlage in den Neusiedler See) 83% der Isolate. Im Golser Kanal dominierten bereits vor der Einleitung des Ablaufs der ARA Gols-Mönchhof *E. faecalis* und *E. faecium* (88%). Nach der ARA Gols sowie an dem Probenpunkt nach der Bahnbrücke konnten ausschließlich *E. faecalis* und *E. faecium* (50:50) nachgewiesen werden. Erst nach dem Schönungsteich rechts zeigte sich eine größere Diversität die Enterokokken-Spezies. Bei der Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal) war wie bei der Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf) überwiegend *E. faecalis* nachweisbar. In der Wulka vor und nach der Einleitung des Ablaufs der Kläranlage ARA Schützen sowie beim Einlauf der Wulka in den Neusiedler See waren keine wesentlichen Unterschiede in der Zusammensetzung der Arten feststellbar. Der Anteil der Arten mit überwiegend humaner Herkunft vor und nach der ARA Schützen betrug 79% bzw. 87%. Bei der Wulka Einlauf in den See trat zusätzlich *E. mundtii* (21% der Isolate) auf.

Es konnte gezeigt werden, dass die entwickelte Methodik geeignet ist, die wesentlichen Fragestellungen, die für die Bewertung der mikrobiologisch-hygienischen Qualität von Oberflächenbadegewässern von Bedeutung sind, zu bearbeiten.

## SUMMARY

**DIFFERENT INTERNATIONAL CONCEPTS** have been established for the assessment and monitoring of bathing water quality. On the one hand, classification into quality classes on the basis of the prevailing faecal pollution is based on statistical evaluations of the concentrations of the two faecal indicator bacteria *E. coli* and enterococci of a sample series (e.g. WHO, 2003; EU Bathing Water Directive, 2006; Austrian Bathing Water Regulation, 2009). On the other hand, epidemiological studies are used to define action values or threshold values for gastrointestinal diseases which are based on different assumptions and calculations (e.g. US-EPA, 2012; No Observed Adverse Effect Levels, NOAEL, Wiedenmann, 2007). Considerations for future regulations include further faecal indicator organisms (e.g. somatic coliphage and spores of *C. perfringens*) for the assessment of microbiological bathing water quality, which also reflect the behaviour of resistant pathogens. Regardless of the way in which water quality is assessed, all the above procedures have in common that the protection of the health of bathing water users can only be achieved if a hygienic assessment of possible pollution inputs into bathing water and effective quality management are carried out. For effective protection against infection, faecal pollution in particular must be taken into account, whereby those of human origin represent the highest risk potential.

The aim of the present pilot study was to develop a combination of methods that enables the microbiological and hygienic quality of surface bathing waters to be represented taking into account the environmental factors wind speed, flow patterns and precipitation to qualitatively and quantitatively record input of faecal contaminants and to determine their origin (humans, animals). In the subsequent further investigation program, the methods and concepts developed were used to collect additional data over time and beyond the Podersdorf area (Golser Kanal, Wulka, Weiden).

The methodology developed in the seven work packages consists of the following tools:

- (A) Evaluation of data pools with historical data and results of regular investigation programmes based on standard faecal indicator bacteria (FIB) according to the Bathing Water Regulation at selected sites in Lake Neusiedl and the influence of the environmental factors wind speed, flow patterns and precipitation (AP 2 and AP7).
- (B) System recording of the hydrological and hydraulic situation in the study area, consisting of the survey of settlement water management conditions, the investigation of the interaction between groundwater and surface waters and discharge measurements to calculate the loads for microbiological and chemical parameters to quantify the faecal load (AP 5).
- (C) Determination of the concentrations of faecal indicator organisms (FIO) in wastewater treatment plants and along the wastewater paths and tributaries to the lake taking into account extended microbiological parameters and supplementary physical, chemical and technical parameters in the study area and determination of the efficiency of the UV disinfection plant (WP 1, 4 and 6).
- (D) Determination of origin of microbiological faecal contamination (human, animal) using innovative and sophisticated examination techniques based on molecular biological analysis methods and the determination of host-associated bacteriophages (AP 3).

The following basic findings were gained in the course of the pilot study.

a) Using the historical data, the hot spots in Lake Neusiedl at which increased concentrations of *E. coli* and enterococci occurred during the period 1987 - 2013 were determined and these results were linked to

meteorological data sets and hydrographic data. Furthermore, a detailed picture of bathing water quality in the Podersdorf study area for the years 2014, 2015 and 2016 was provided. Historical data showed that increased hot-spot concentrations were associated with extreme rainfall in about 30-35% in the period 1992-2013. Events such as strong winds, which lead to a resuspension of sediments and to the flushing out of polluted water from the reed belt in the catchment area of wastewater discharges (Golser Kanal, Podersdorf wastewater path and Südgraben), were often associated with a significant increase in concentrations of faecal indicator bacteria. A correlation of the concentrations of *E. coli* and enterococci at the EU bathing site Podersdorf (lake site 26) with those of lake site 29 (inflow wastewater path Podersdorf) and lake site 25 (inflow Golser Kanal) was given. In 2015 and 2016, the results of the study carried out by the EU Podersdorf Bathing Water Regulation met the bacteriological requirements.

b) The hydrological investigations in the area of the municipality of Podersdorf showed that the drainage ditches Julagraben, Nordgraben (both on the northern edge of the village) and Südgraben (on the southern edge of the village) are in contact with the groundwater and have a drainage effect. At least in the north-eastern area of the flood retention basin built in 2014, there are specifically constructed drainage pipes for lowering the groundwater level, which interact with the sewer system on a case-by-case basis. An examination of the distances between corridors does not indicate an extensive influence of groundwater on the sewer system (external water influence). Load calculations could only be carried out for those observation points where a discharge measurement was possible due to the local conditions. The situation of the sewage disposal of the municipality of Podersdorf could be presented as far as possible by means of site inspections and the provided documents. In addition to the wastewater treatment plant with its sewer system, the drainage trenches play an important role for an overall view. During heavy rainfall, these trenches are relieved of mixed water. This was also shown in particular by the results of the freight calculations. A high input of faecal indicator organisms occurs in the North Trench when the UV disinfection system is not in operation. As the direct comparison of the loads on faecal indicator organisms between the north and south ditches showed, the percentage load ratio between the north ditch and south ditch is about 60:40 when the UV system of the ARA is in operation, the proportion of microbiological loads in the north ditch is over 99%. Faecal inputs were also present in the Julagraben before ARA, the Nordgraben after retention basins and the Südgraben after the bridge at Georgshof.

In the Golser Kanal area, increased loads of faecal indicator organisms, especially somatic coliphage, were already detected at the site prior to the discharge of the effluent of the ARA Gols-Mönchhof. This load was about the same as that of the ARA effluent. The discharge of the ARA led to increases in loads, especially for *C. perfringens* spores as well as potassium and TOC. The loads of the chemical parameters continued to increase along the course of the Golser Kanal to the lake. Microbiological loads remained rather unchanged. No change was observed in the parameters somatic coliphages. The loads of *E. coli*, enterococci and spores of *C. perfringens* decreased by only about 30%.

It was found that the Wulka reveals high loads of faecal indicator organisms already before the discharge of the effluent of the ARA, which moderately increase by the discharge of the ARA (30-66%). The TOC and potassium loads were 15 and 24% higher, respectively, after the ARA and decreased slightly towards the lake.

Comparing the loads of faecal indicator organisms of the investigated tributaries to the lake, the Wulka had the highest value, followed by Podersdorf Nordgraben when the UV system is not in operation, Golser Kanal, Südgraben and Podersdorf Nordgraben when the UV system is in operation.

c) The disinfection efficacy of the UV disinfection system installed for ARA Podersdorf in 2014 was evaluated and optimised and technical and microbiological parameters for operational management and hygienic assessment of the ARA process were defined. The basis for determining the operating conditions was developed in a BMNT-funded project (Sommer et al., 2012).



d) The qPCR method for the quantification of host-associated genetic faecal markers was established for faecal source tracking due to the successful further development of DNA extraction and the establishment of a reference cell standard for the complex water matrix of the water samples to be investigated in the project area. Faecal entries of humans, cattle, pigs and gulls were very well detectable in terms of faecal sensitivity and specificity. Further animal faecal sources of input (horse, bird, and fish) still need to be developed. First results showed that not only the effluent of the wastewater treatment plant as a source of input, but also investigation sites in the area of Julagraben (above the discharge of the ARA) and Südgraben clearly showed human-associated wastewater signatures. Furthermore, these first results of the pilot study proved that at certain time points an influence by human-associated faecal input occurred at lake site 26 (EU bathing site). The detection frequency and concentrations of these faecal markers at lake 26 were lower by orders of magnitude than in the drainage systems/receiving waters of wastewater effluents, but they were clearly detectable. Animal faecal sources were of secondary importance based on the currently available (and limited) detection systems. This conclusion was confirmed by the result of the additional method used, based on the identification of host-associated bacteriophages of *Bacteroides* strains. This also showed predominantly human sources. Samples of cattle-associated and poultry-associated faecal contamination were sporadic. In addition, the method used for the genetic identification of enterococci isolates showed that in the Nordgraben those species of enterococci that indicate contamination by human faeces (*E. faecium* and *E. faecalis*) made up 66% of all samples, in the Südgraben about 33% and in samples from Neusiedler See about 50%.

The developed qPCR method was used for the further investigation program to investigate the origin of the highly increased concentrations of faecal bacteria at the EU bathing site Weiden in July 2017. In three sampling series (August to October) in the area of the bathing beach Weiden, lake samples were taken from the boat at three locations (north, middle and south) and investigated for genetic faecal markers specific for human-associated, ruminant-associated, pig-associated and gull-associated faecal pollution. No human-associated faecal markers were detected at any of the three sample points at any of the three points in time. However, ruminant-associated genetic faecal markers were found in three samples.

A further method for the genetic determination of enterococci based on the *sodA* gene as an alternative to the determination of the 16S rRNA sequence was developed in the further investigation program. It was shown that the method provided reliable results and that the costs as well as the bioinformatic effort of data processing could be greatly reduced. In addition to the investigations of enterococci isolates, a DNA sample bank was also created, which can be used for genetic analysis if the determination of cause and origin of pollution is needed. The study showed that the composition of the enterococcal species in the study area was dominated by those species that can be attributed to human faecal contamination. The most common species were *E. faecium* and *E. faecalis*. In the lake samples, for example, 68% of the isolates were found at lake site 26 (EU bathing site), at lake site 32 (Podersdorf Nord bathing beach) and lake site 29 (inlet of the sewage treatment plant into Neusiedler See), 83% of the isolates. *E. faecalis* and *E. faecium* (88%) dominated the Golser Kanal even before the discharge of the effluent of the ARA Gols-Mönchhof. After the ARA Gols and at the sampling point after the railway bridge, only *E. faecalis* and *E. faecium* (50:50) were detected. After the retention pond on the right a greater diversity of enterococcal species became apparent. At lake site 25 (inflow Golser Kanal), as at lake site 29 (inflow wastewater path Podersdorf), mainly *E. faecalis* was detectable. In the Wulka before and after the discharge of the effluent of the ARA Schützen and at the inlet of the Wulka into the Neusiedler See no significant differences in the composition of the species were found. The proportion of species with predominantly human origin before and after ARA discharge was 79% and 87%, respectively. *E. mundtii* (21% of the isolates) occurred at the Wulka inlet into the lake.

It could be shown that the developed methodology is suitable to be applied for the evaluation of the important issues dealing with the microbiological and hygienic quality of bathing water.

INHALTSVERZEICHNIS

PROJEKTPARTNER.....	3
KOOPERATIONSPARTNER .....	4
ZUSAMMENFASSUNG.....	5
SUMMARY .....	9
1 EINLEITUNG.....	16
1.1 ALLGEMEINES.....	16
1.2 MIKROBIOLOGISCH-HYGIENISCHES GESAMTKONZEPT FÜR DEN NEUSIEDLER SEE17	
1.3 STRATEGIE, STUDIENDESIGN UND ZIELE DER PILOTSTUDIE .....	17
1.4 PROJEKTSTRUKTUR - ARBEITSPAKETE.....	20
1.5 LITERATUR.....	21
2 ARBEITSPAKETE.....	22
2.1 ARBEITSPAKET 1 - WISSENSCHAFTLICH-WASSERHYGIENISCHE BEGLEITUNG DER GEMEINDE PODERSDORF.....	22
2.1.1 AUFGABENSTELLUNG .....	22
2.1.2 MATERIAL UND METHODEN .....	25
2.1.2.1 UV-Desinfektionsanlage.....	25
2.1.2.2 Kontrollen und Erfassung der Betriebsdaten .....	28
2.1.2.3 Mikrobiologische, physikalische und chemische Wasseruntersuchungen.....	28
2.1.2.4 Photoreaktivierung von UV-bestrahlten Bakterien .....	30
2.1.3 ERGEBNISSE .....	31
2.1.3.1 Kontrollen und Erfassung der Betriebsdaten .....	31
2.1.3.2 Konzentrationen der ausgewählten Mikroorganismen im Zuge der Abwasserreinigung und Desinfektion.....	34
2.1.3.3 Reduktion ausgewählter Fäkalindikatororganismen im Zuge der Reinigung und UV Desinfektion.....	36
2.1.3.4 Photoreaktivierung von Bakterien nach der UV-Bestrahlung.....	38
2.1.4 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN .....	38
2.1.5 LITERATUR.....	45
2.2 ARBEITSPAKET 2 - HISTORISCHE DATENANALYSE .....	49
2.2.1 FRAGESTELLUNG .....	49
2.2.2 DATENAUFBEREITUNG.....	49
2.2.2.1 Datenzusammenstellung .....	50
2.2.2.2 Qualitätskontrolle der Daten .....	50
2.2.2.3 Daten-Konvertierung .....	51
2.2.2.4 Gegenvalidierung Wetterdaten .....	53
2.2.2.5 Filtration der Wasserqualitätsdaten.....	54
2.2.2.6 Benutzte Software.....	55
2.2.3 GESAMTÜBERSICHT UND DETEKTION DER HOT-SPOTS FÄKALER BELASTUNG.....	56
2.2.3.1 EC und ENT Hot-spots .....	56
2.2.3.2 Kurzer Überblick über Grössenordnung und Variabilität der fäkalen Belastung .....	58
2.2.3.3 Einflussfaktoren der fäkalen Belastung .....	59
2.2.4 EMPIRISCHE URSACHENANALYSE AN DEN HOT-SPOTS FÄKALER BELASTUNG.....	63
2.2.4.1 Schritte der empirischen Analyse .....	63
2.2.4.2 Empirische Analyse der Hot-spots.....	67
2.2.4.2.1 Raum Podersdorf.....	67
2.2.4.2.2 Probenpunkt 1 – Bucht bei Biologischer Station Illmitz.....	73
2.2.4.2.3 Probenpunkt 20 – Jois Hafen .....	74
2.2.4.2.4 Raum Rust.....	75
2.2.4.2.5 Neusiedl am See.....	77

2.2.4.2.6	Breitenbrunn.....	78
2.2.4.3	Zusammenfassung der Situation an den Hot-spots .....	79
2.2.4.4	Andere nicht Hot-spot EU-Badestellen.....	81
2.2.4.4.1	EU-Badestelle Breitenbrunn .....	81
2.2.4.4.2	EU-Badestelle Illmitz.....	81
2.2.4.4.3	EU-Badestelle Mörbisch .....	82
2.2.4.4.4	EU Badestelle Neusiedl am See .....	82
2.2.4.4.5	EU-Badestelle Weiden am See .....	83
2.2.4.5	Zusammenfassung der nicht Hot-spot EU Badestellen.....	84
2.2.4.6	Fäkale Belastung im Bereich Wulka-Delta.....	84
2.2.5	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	87
2.2.6	LITERATUR.....	88
2.3	ARBEITSPAKET 3 - MACHBARKEITSSTUDIE „MIKROBIOLOGISCHE HERKUNFTSBESTIMMUNG (MST)“.....	89
2.3.1	FRAGESTELLUNG .....	89
2.3.2	MATERIAL UND METHODEN .....	90
2.3.2.1	DNA Extraktion.....	90
2.3.2.1.1	DNA Extraktion aus Wasserproben (Standardprotokoll).....	90
2.3.2.1.2	DNA Extraktion aus Bakterienisolaten (Enterokokken) .....	91
2.3.2.1.3	DNA Extraktion aus Fäzesproben.....	92
2.3.2.2	Design und Konstruktion des Referenz-Zellstandards (DeTaCS) .....	93
2.3.2.3	qPCR Methodik und bereits an der TU etablierte Verfahren zur Bestimmung genetischer Fäkalmarker .....	94
2.3.2.4	Anzucht von Enterokokken isolaten .....	96
2.3.2.5	Amplifikation des 16S rRNA Gens aus Enterokokken.....	96
2.3.2.6	Sequenzierung des 16S rRNA Gens aus Enterokokkenisolaten und Artzuordnung .....	97
2.3.3	ERGEBNISSE .....	97
2.3.3.1	Mögliche Eintragsquellen und Erstellung einer Fäkalprobenbank .....	97
2.3.3.2	Etablierung weiterer für das Untersuchungsgebiet relevanter qPCR Verfahren.....	98
2.3.3.2.1	Literaturrecherche .....	99
2.3.3.2.2	Laboretablierung .....	99
2.3.3.3	Evaluierung an der Fäkalprobenbank .....	103
2.3.3.4	Anwendbarkeit der qPCR Methodik an der Wassermatrix.....	108
2.3.3.4.1	Etablierung eines Zellstandards zur Prozesskontrolle (DeTaCS).....	108
2.3.3.4.2	Anwendbarkeit der PCR Methodik an der Wassermatrix des Neusiedler Sees .....	109
2.3.3.4.3	Adaptierung der DNA Extraktionsmethodik.....	112
2.3.3.4.4	Überprüfung und Vergleich mit der adaptierten Methode .....	117
2.3.3.5	Erste qPCR Ergebnisse von wirtsassoziierten Fäkalmarken mittels adaptierter Extraktionsmethode .....	127
2.3.3.6	Weiterführendes qPCR Untersuchungsprogramm: Wirtsassoziierte Fäkalmarker Badestelle Weiden 131	
2.3.4	ZUSÄTZLICH VERFÜGBARE METHODEN ZUR HERKUNFTSBESTIMMUNG FÄKALER EINTRÄGE..	134
2.3.4.1	Genetische Bestimmung der Enterokokkenisolate.....	134
2.3.4.1.1	Weiterführendes Untersuchungsprogramm: Genetische Bestimmung der Enterokokkenisolate 139	
2.3.4.1.1.1	Identifikation von Enterokokken aus Wasserproben basierend auf dem 16S rRNA Gen	139
2.3.4.1.1.2	Identifikation von Enterokokken basierend auf dem <i>soda</i> Gen.....	144
2.3.4.1.1.3	Aufbau einer DNA Probenbank.....	146
2.3.4.2	Bestimmung wirtsassoziiertes Bakteriophagen.....	146
2.3.4.2.1	Ergebnisse .....	147
2.3.5	DISKUSSION .....	149
2.3.6	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	154
2.3.6.1	Pilotstudie 2014-2016.....	154
2.3.6.2	weiterführendes Untersuchungsprogramm .....	156
2.3.6.3	Empfehlungen für die weiterführende Entwicklung .....	157
2.3.7	LITERATUR.....	159
2.4	ARBEITSPAKET 4 - FÄKALE EMISSIONSQUELLEN UND FRACHTABSCHÄTZUNG - TEIL MIKROBIOLOGIE.....	162

## INHALTSVERZEICHNIS

2.4.1	FRAGESTELLUNG .....	162
2.4.2	MATERIAL UND METHODEN .....	163
2.4.2.1	Probenahmestellen .....	163
2.4.2.2	Mikrobiologische, physikalische und chemische Untersuchungen.....	164
2.4.3	ERGEBNISSE .....	165
2.4.3.1	Mikrobiologische Untersuchung.....	165
2.4.3.1.1	Abwasserpfad Julagraben-Nordgraben .....	165
2.4.3.1.2	Südgraben.....	176
2.4.3.1.3	Somatische Coliphagen (Nordgraben-Julagraben und Südgraben).....	178
2.4.3.1.4	Seeproben.....	179
2.4.3.1.5	Tierische Fäzesproben.....	189
2.4.3.2	Starkregen-Ereignis .....	191
2.4.3.3	Physikalische und Chemische Untersuchung .....	194
2.4.3.3.1	Abwasserpfad Podersdorf Julagraben-Nordgraben.....	194
2.4.3.3.2	Podersdorf Südgraben .....	197
2.4.3.3.3	Podersdorf ausgewählte Parameter .....	197
2.4.3.3.4	Seeproben.....	199
2.4.4	DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN .....	202
2.4.5	LITERATUR.....	208
2.5	ARBEITSPAKET 5 - EMISSIONSQUELLEN UND FRACHTABSCHÄTZUNG - TEIL	
	HYDROLOGIE .....	210
2.5.1	FRAGESTELLUNG .....	211
2.5.2	METHODEN .....	211
2.5.2.1	Erfassung der Grundwassersituation.....	211
2.5.2.2	Erfassung der „Oberflächengewässer“.....	214
2.5.2.3	Messmethoden .....	216
2.5.2.4	Erfassung des Abwasserentsorgungssystems.....	217
2.5.3	ERGEBNISSE .....	219
2.5.3.1	Untersuchungsbereich Podersdorf .....	220
2.5.3.2	Untersuchungsbereich Golser Kanal.....	241
2.5.3.3	Untersuchungsbereich Wulka-Unterlauf.....	247
2.5.4	DISKUSSION .....	253
2.5.5	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	256
2.5.6	LITERATUR.....	256
2.6	ARBEITSPAKET 6 - MONITORING – FÄKALE EMISSION .....	257
2.6.1	FRAGESTELLUNG .....	257
2.6.2	MATERIAL UND METHODEN .....	257
2.6.2.1	Probenahmestellen .....	257
2.6.2.2	Mikrobiologische, physikalische und chemische Wasseruntersuchungen.....	258
2.6.3	ERGEBNISSE .....	259
2.6.3.1	Mikrobiologische Untersuchungen.....	259
2.6.3.1.1	Abwasserreinigungsanlagen (ARA).....	259
2.6.3.1.2	Abwasserreinigungsanlage (ARA) Gols (Gols/Mönchhof) .....	261
2.6.3.1.3	Abwasserreinigungsanlage (ARA) Schützen (Neusiedler see-Westufer) .....	263
2.6.3.1.4	Golser Kanal .....	265
2.6.3.1.5	Wulka.....	272
2.6.3.2	Physikalische und Chemische Untersuchung .....	275
2.6.3.2.1	Golser Kanal .....	275
2.6.3.2.2	Wulka.....	281
2.6.4	DISKUSSION .....	284
2.6.5	LITERATUR.....	289
2.7	ARBEITSPAKET 7 – IMMISSION .....	290
2.7.1	FRAGESTELLUNG .....	290
2.7.2	MATERIAL UND METHODEN .....	290
2.7.2.1	Einschulung Mitarbeiter Biologische Station Illmitz.....	290
2.7.2.2	Verwendete Verfahren .....	290
2.7.2.3	Probenahmedesign .....	291
2.7.3	ERGEBNISSE .....	292

## INHALTSVERZEICHNIS

2.7.3.1	Chemophysikalische Charakterisierung der Probenstellen.....	292
2.7.3.2	Mikrobiologisch-fäkale Belastungen im Jahr 2014 .....	293
2.7.3.3	Mikrobiologisch-fäkale Belastungen im Jahr 2015 .....	298
2.7.3.4	Daten der behördlichen Untersuchungen (AGES) 2014/2015 .....	304
2.7.3.5	Weiterführendes Untersuchungsprogramm Neusiedler See 2016 .....	305
2.7.4	DISKUSSION .....	309
2.7.4.1	Bewertung und Einstufung der Badewasserqualität .....	309
2.7.5	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	310
2.7.6	LITERATUR.....	312
3	ZUSAMMENFASSUNG DER ERKENNTNISSE AUS DEN ARBEITSPAKETEN .....	314
3.1	ENTWICKELTE METHODIK .....	314
3.2	ZUSAMMENFASSENDE AUSWERTUNG UND KOMBINATION DER ERGEBNISSE.....	316
3.2.1	ABWASSERPFAD PODERSDORF JULAGRABEN-NORDGRABEN .....	317
3.2.2	PODERSDORF SÜDGRABEN.....	319
3.2.3	GOLSER KANAL .....	320
3.2.4	WULKA .....	322
3.2.5	ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA).....	323
3.2.6	VERGLEICH DER EINGETRAGENEN FRACHTEN ÜBER DIE ZUFLÜSSE ZUM SEE .....	327
3.2.7	SEEPROBEN .....	331
3.2.7.1	Seestellen allgemein (historische Daten).....	334
3.2.7.2	Seeproben im Untersuchungsgebiet Podersdorf (2014-2016) .....	336
3.3	FAZIT UND AUSBLICK.....	346
3.4	LITERATUR.....	352
4	TABELLENVERZEICHNIS.....	355
5	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	361
6	ANHANG .....	374
6.1	ARBEITSPAKET 1 .....	374
6.2	ARBEITSPAKET 2 .....	374
6.3	ARBEITSPAKET 3 .....	375
6.3.1	EVALUIERUNG ETABLIERTER qPCR VERFAHREN AUF IHRE ANWENDBARKEIT IM UNTERSUCHUNGSGEBIET .....	375
6.3.1.1	Detailergebnisse für die bereits etablierten qPCR Verfahren .....	375
6.3.1.2	Detailergebnisse für das zu etablierende qPCR Verfahren – Cat998.....	377
6.3.2	ÜBERPRÜFUNG DER qPCR ERGEBNISSE FÜR DAS CAT998 VERFAHREN ANHAND VON GELELEKTROPHORESE.....	378
6.4	ARBEITSPAKET 4 .....	383
6.4.1	ERGEBNIS DER CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG (IONENKONZENTRATIONEN) DES ABWASSERPFADDES PODERSDORF .....	383
6.4.2	ERGEBNIS DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG DES ABWASSERPFADDES PODERSDORF.....	384
6.4.3	ERGEBNIS DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG (IONENKONZENTRATIONEN) DES SÜDGRABENS.....	385
6.4.4	ERGEBNIS DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG DES SÜDGRABENS PODERSDORF.....	385
6.4.5	ERGEBNIS DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG DER SEEPROBEN .....	386
6.4.6	NIEDERSCHLÄGE ZUM ZEITPUNKT DER PROBENAHMEN (MESSSTELLE PODERSDORF).....	388
6.5	ARBEITSPAKET 5 .....	389
6.6	ARBEITSPAKET 6 .....	390
6.6.1	ERGEBNISSE DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG .....	390
6.6.1.1	Golser Kanal .....	390
6.6.1.2	Wulka.....	392
7	DANKSAGUNG .....	394

# 1 EINLEITUNG

## 1.1 ALLGEMEINES

**DIE REGION NEUSIEDLER SEE UMFASST** eine der größten und bedeutendsten Naturlandschaften in Mitteleuropa und ist - nicht zuletzt aufgrund ihrer günstigen geographischen Lage im Einzugsgebiet großer Städte (Wien, Bratislava, Győr, Szombathely, Sopron) - unbestritten auch wirtschaftlich von Bedeutung. Dabei steht der Neusiedler See selbst als Magnet für zahlreiche Freizeitaktivitäten im Zentrum der Tourismuswirtschaft. Am Neusiedler See gibt es acht offizielle EU-Badestellen (sieben davon in Österreich, eine in Ungarn), aber auch außerhalb der offiziellen Badestellen und außerhalb der Badesaison wird der See rund um das Jahr intensiv für Freizeitaktivitäten genutzt. Um den vielen Besuchern einen sicheren Aufenthalt gewährleisten zu können, ist die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität des Sees von grundlegender Bedeutung. Neben dem Neusiedler See selbst gibt es in der Region Seewinkel weitere offizielle EU-Badestellen, am St. Andräer Zicksee sowie der Apetloner und Andauer Badesees.

Das ab dem Jahr 2013 umzusetzende Beurteilungsverfahren (Badegewässerverordnung - BGewV, 2009; EU-Badegewässerrichtlinie, 2006) ergab für die mikrobiologisch-hygienische Badegewässerqualität (unter Einbeziehung der letzten vier Badesaisonen) für den Neusiedler See / Badestelle Podersdorf und für den Zicksee / Badestelle St. Andrä die Einstufung mangelhaft. Im konkreten Fall ergab die Bewertung des Datensatzes für den Überwachungszeitraum 2010-2013 für die Badestelle Neusiedler See Podersdorf eine Überschreitung des Perzentil-Wertes für ausreichende Qualität beim Parameter intestinale Enterokokken. Intestinale Enterokokken dienen neben *Escherichia coli* als Indikatoren für fäkale Einträge in ein Gewässer. Mit dem fäkalen Eintrag ist auch die Gefahr von Infektionen des Menschen durch Krankheitserreger (Bakterien, Viren, Parasiten) verbunden. Nachdem sowohl intestinale Enterokokken als auch *E. coli* im Darm von allen Warmblütern vorkommen, kann aus deren reiner Konzentrationsbestimmung nicht auf den/die Verursacher geschlossen werden. Menschliche fäkale Ausscheidungen sind aufgrund der möglichen darin vorkommenden human-spezifischen Krankheitserreger im Hinblick auf eine Infektionsgefahr als am kritischsten einzustufen (WHO 2003, 2009).

Eine Herkunftsbestimmung der fäkalen Belastung ist jedoch im vorliegenden Fall Podersdorf aufgrund der komplexen Ausgangssituation von höchster Bedeutung, um die Ursachen für die erhöhten Enterokokken-Werte zu eruieren und um die Quellen für die fäkale Verschmutzung durch geeignete Managementmaßnahmen in Zukunft eliminieren bzw. zumindest auf ein verträgliches Maß reduzieren zu können.

Die Komplexität in Podersdorf ergibt sich einerseits aus der intensiven Verzahnung unterschiedlicher Habitate (offener See, Schilfgürtel, Landbereich, Oberflächen-Grundwasserinteraktionen) und andererseits aus den unterschiedlichen Nutzungsformen der Region (Landwirtschaft, Tourismus, Nationalpark, Siedlungen inklusive dem komplexen Abwasserentsorgungssystem), durch deren unterschiedliches Einwirken die Wasserqualität des Sees beeinträchtigt werden kann. Im Hinblick auf Auswirkungen durch kommunale Abwässer sind die unmittelbare Einleitung des geklärten und desinfizierten Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Podersdorf, der Golser Kanal mit der Kläranlage Gols-Mönchhof, die Wulka und der Eisbach mit drei Großkläranlagen Eisenstadt, Wulkapodersdorf und Schützen sowie die ARA Jois zu nennen. Weiteres sind mögliche Einträge über Nutztiere (Pferde und Rinder), durch die Landwirtschaft (tierischer Dünger, Weidebetrieb), über Wildtiere (Vögel, Fische) und durch den Tourismus im und außerhalb des Nationalparks von Bedeutung. Hinzu kommen noch tages- und jahreszeitliche sowie klimatische Schwankungen. Die durch Windeinfluss wechselnden Strömungsverhältnisse im Neusiedler See, haben einen großen Einfluss auf die Auswirkung der unterschiedlichen Quellen fäkaler Kontaminationen auf die Wasserqualität.



Für die Klärung der Ursachen der mikrobiologisch-fäkalen Belastungen und der damit verbundenen Einstufung einer mangelhaften Badewasserqualität der EU-Badestelle Podersdorf kommt neben der oben erwähnten hohen räumlich-zeitlichen Komplexität auch noch die besondere Wassermatrix des Neusiedler Sees zum Tragen, die in ihrer chemischen und physikalischen Beschaffenheit mit der, anderer österreichischer Gewässer nicht vergleichbar ist. Der hohe Anteil an Schwebstoffen und an Huminstoffen aus dem Schilfgürtel sowie die natürliche Salinität des Neusiedler Sees stellen eine hohe technische Herausforderung an die Untersuchungstechniken, vor allem an die molekularbiologische Analytik dar. Es musste daher ein fundiertes, fachübergreifendes Gesamtkonzept entwickelt werden, um der Komplexität der Situation angemessen gerecht zu werden und um wissenschaftlich fundiert die richtigen Schlüsse ziehen zu können. Nur so können in Zukunft zur Problemlösung die richtigen Managementmaßnahmen effizient gesetzt werden.

### **1.2 MIKROBIOLOGISCH-HYGIENISCHES GESAMTKONZEPT FÜR DEN NEUSIEDLER SEE**

Der aktuelle Fall Podersdorf sollte nun der Anlass sein, sich ganz generell mit der mikrobiologisch-hygienischen Situation des Neusiedler Sees auseinander zu setzen. Nicht nur Podersdorf, sondern alle Bade- und Freizeitgemeinden rund um den Neusiedler See sind von dieser Problematik in unterschiedlichem Ausmaß betroffen, bedingt durch die natürlichen und anthropogenen Besonderheiten des Sees. So erhöhen insbesondere die direkte (Podersdorf) und indirekte Einleitung (Gols, Wulkagemeinden, Jois) von kommunalen Kläranlagenabläufen, das Fehlen eines natürlichen Abflusses, die Flachheit des Gewässers, die intensive Nutzung als Erholungsgebiet und die hohe Anzahl an Wildtieren (z.B. Vögeln) die Wahrscheinlichkeit erhöhter Konzentrationen an Fäkalindikatoren und damit auch an fäkal ausgeschiedenen Krankheitserregern. Ein solches mikrobiologisch-hygienisches Gesamtkonzept muss auch die Siedlungswasserwirtschaft der relevanten Umlandgemeinden mitberücksichtigen. Das Konzept muss sowohl eine genaue Definition der zu erreichenden Ziele, entsprechende Monitoringpläne, die über die Untersuchungsprogramme der Wasserqualität an den EU-Badestellen weit hinausgehen, als auch entsprechende Managementpläne beinhalten, die eine nachhaltige Aufrechterhaltung der definierten Ziele ermöglichen.

### **1.3 STRATEGIE, STUDIENDESIGN UND ZIELE DER PILOTSTUDIE**

Die im vorliegenden Projekt beschriebene „Pilotstudie“ ist eingebettet in eine mehrjährige Untersuchungsstrategie, die in drei Phasen zur Entwicklung des mikrobiologisch-hygienischen Gesamtkonzeptes Neusiedler See unter Einbeziehung des in Arbeit befindlichen Grundwasserbewirtschaftungsplanes für den Seewinkel führen soll (Abbildung 1). Diese Strategie baut auf der Etablierung eines integrativen Ansatzes zur Analyse und zum Management fäkaler Belastungen auf, welcher die Fachbereiche Wasserhygiene, Mikrobiologie, Hydrologie und Abwassertechnik mit innovativer molekularbiologischer Diagnostik und vertiefter Datenanalyse verknüpft.

Die „Pilotstudie“ ist in sieben ARBEITSPAKETE (AP) gegliedert, die aus der wissenschaftlichen Begleitung der Akutmaßnahmen (AP 1), der Analyse historischer Datensätze (AP 2), der Evaluierung der Verwendbarkeit des vorhandenen methodischen Instrumentariums und der Detailplanung für die Folgeuntersuchungen besteht. Sie setzt sich insbesondere mit der praktischen Machbarkeit der Aufklärung der fäkalen Belastungsursachen am Beispiel des „Abwasserpades“ Podersdorf (Abwassereinigungsanlage, UV-Desinfektionsanlage, Nordgraben, Südgraben, Julagraben, Schönungsteiche, Schilfgürtel, See) auseinander (AP 3-5). Die Pilotstudie sollte bereits erste Hinweise zur Ursachenaufklärung geben und dabei Möglichkeiten zu einer Verbesserung des Abwassermanagements in Podersdorf aufzeigen. Weiters diene die Studie zur Zusammenstellung eines auf die Region abgestimmten methodischen „Werkzeugkoffers“ für die nachfolgenden Projektphasen.

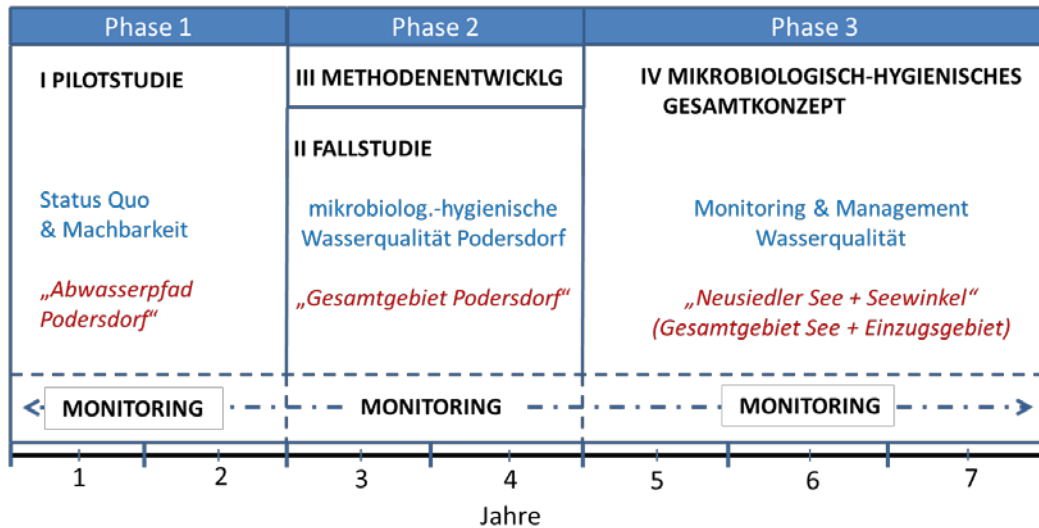


Abbildung 1: Dreiphasige Untersuchungsstrategie zur Entwicklung eines mikrobiologisch-hygienischen Gesamtkonzeptes für den Neusiedler See, ausgehend vom „Akutfall“ Podersdorf

Parallel zur Pilotstudie sollte bereits mit einem Monitoring der mikrobiologisch-fäkalen Belastungen im Gebiet Podersdorf und darüber hinaus begonnen werden, und zwar sowohl emissionsseitig (Abwässer und Belastungsquellen (AP 1, AP 4 und AP 6) als auch immissionsseitig (Neusiedler See, AP 7). Die gewonnenen Daten und die angelegte Probenbank (Molekularbiologie) können dann schon als Grundlage für die umfassende Ursachenklärung der Folgephasen herangezogen werden.

Aufbauend auf den Erkenntnissen der Pilotstudie soll in Phase 2 die „Fallstudie“ durchgeführt werden, deren Schwerpunkte auf der Ursachenfindung sowie der Ausarbeitung einer verlässlichen Eigenüberwachung und eines nachhaltigen Wasserqualitätsmanagements für den Bereich Podersdorf liegen. Hier sollen (i) detaillierte molekularbiologische Untersuchungen (fäkale Herkunftsbestimmung, „Microbial Source Tracking“), die alle potenziellen Fäkalquellen berücksichtigen, durchgeführt werden, (ii) Frachten der signifikanten Belastungsquellen im Untersuchungsgebiet abgeschätzt werden, (iii) emissionsseitige und immissionsseitige Beprobungen und Betrachtungen durchgeführt werden sowie (iv) an den bereits vorhandenen Messstellen (Monitoring) umfangreiche eventbasierte Untersuchungen (z.B. Starkregenereignisse, hohe Besucheranzahl, Starkwind-Situationen, Tagesgänge) zur Bewertung kurzzeitiger Verschmutzungen miteinbezogen werden, die alle zu einer definitiven Ursachenklärung beitragen sollen. Aus diesen Erkenntnissen soll (v) ein nachhaltiges Management- und Überwachungskonzept für Podersdorf ausgearbeitet sowie (vi) Parameter und vorausschauende Elemente zur Frühwarnung definiert werden.

In Abhängigkeit von den Ergebnissen der Anwendbarkeit der unterschiedlichen Methoden in der Pilotstudie, können eventuelle Anpassungen der diagnostischen Verfahren an die Wassermatrix nötig sein, die die Weiterentwicklung molekularbiologischer Techniken erforderlich machen oder es muss das bestehende Monitoringprogramm angepasst bzw. optimiert werden. Diese Tätigkeiten sollen in einem eigenen Projektteil (**Methodenentwicklung**) gebündelt werden.

Am Ende der ersten beiden Phasen sollte durch das Vorhandensein aller benötigten „Werkzeuge“, die Erkenntnisse der Pilot und Fallstudie Podersdorf sowie die historische Datenanalyse möglich sein, an dem umfangreichen **mikrobiologisch-hygienischen Gesamtkonzept Neusiedler See** in Phase 3 zu arbeiten. Details dazu können allerdings erst nach Abschluss der ersten beiden Phasen definiert werden.

### STAND DER WISSENSCHAFT

Erfahrungen der letzten Jahre haben gezeigt, dass die diagnostische Herkunftsbestimmung mit Hilfe der standardisierten Parameter von *E. coli* und intestinalen Enterokokken - wenn überhaupt - meist nur unter sehr großem Aufwand durchführbar ist. Die Ursache liegt in der hohen Vielfalt und der sehr geringen Wirtsanpassung dieser Mikroorganismen begründet. Andere methodische Ansätze sind daher notwendig (Farnleitner et al., 2014).

Ein Ansatz mit großem Potential wird mit Hilfe der Diagnostik obligat anaerober Darmbakterien beschritten. Die wichtigsten Vertreter dieser Zielorganismen gehören zur der Gruppe der Bacteroidetes oder Firmicutes. Intestinale Bacteroidetes und Firmicutes gehören zu den dominierenden bestandsbildenden Bakterien der Darmmikroflora von Mensch und Tier und kommen in sehr hohen Konzentrationen von rund  $10^{12}$  Zellen pro Gramm Fäzes vor. Einzelne Zelllinien dieser bakteriellen Gruppen zeigen dabei eine ausgeprägte Wirtsanpassung.

Viele der Bacteroidetes und Firmicutes Populationen sind mit Hilfe von kultivierungsbasierten Methoden jedoch nicht nachzuweisen. Die quantitative Polymerasekettenreaktion (qPCR) stellt derzeit die Methode der Wahl zur Quantifizierung dieser Zielorganismen aus Wasser und Gewässern dar. Es muss jedoch betont werden, dass der Nachweis dieser sogenannten genetischen Fäkalmarker derzeit keine ausgereifte Technologie darstellt und weitere Entwicklungs- und Evaluierungsarbeiten notwendig sein werden, um standardisierte Verfahrens- und Anwendungskonzepte bereit stellen zu können. Viele der Methoden sind auf ihr analytisches Leistungsvermögen hin unzureichend überprüft. Darüber hinaus fehlen überregionale Studien zur Überprüfung der fäkalen Spezifität und Sensitivität. Alle bis dato vorhandenen Verfahren wurden innerhalb einer bestimmten geographischen Region entwickelt und zeigen bei überregionaler Anwendung oft unzureichende Sensitivitäten und Spezifitäten. Auch wurden die meisten Nachweissysteme unabhängig voneinander entwickelt und sind nicht aufeinander abgestimmt. Die Verwendung genetischer Fäkalmarker zur Lösung von spezifischen Problemstellungen in der Wasserwirtschaft bedarf daher derzeit noch einer grundlegenden Vorevaluierung der methodischen Eignung auf dem Niveau der zu untersuchenden Wasserressource und des Einzugsgebietes. Zusätzlich ist das Untersuchungs- und Probenentnahmedesign auf die jeweilige Fragestellung und die individuellen Gegebenheiten hin anzupassen.

Im Hinblick auf die Desinfektion der Abläufe von Kläranlagen ist festzustellen, dass in Österreich - im Gegensatz zu vielen anderen Ländern - diese Technologie nur in Ausnahmefällen eingesetzt wird. Gründe für den Einsatz einer Abwasserdesinfektionsanlage können die Nutzung des Vorfluters als Badegewässer sein, wie in der Gemeinde Podersdorf, oder die Versickerung des Ablaufs einer Kläranlage. Da nach wie vor keine international akkordierten Anforderungen an die Desinfektionsleistung von Abwasserdesinfektionsanlagen festgelegt sind, muss die Wirksamkeit für jede Anlage und jeden Einsatzzweck individuell bewertet und spezifische Betriebs- und Kontrollparameter erarbeitet werden. In diesem Zusammenhang ist auch die Photoreaktivierung zu beachten, durch die UV-geschädigte Bakterien mittels des Enzyms Photolyase ihre Vermehrungsfähigkeit wiedererlangen können (Sommer et al., 2012). Im Zuge des vorliegenden Projektes sollen allgemein gültige Erkenntnisse hinsichtlich der Effizienz einer Abwasserdesinfektionsanlage als eine der Maßnahmen zur Verbesserung der mikrobiologischen Qualität eines Oberflächenbadegewässers erarbeitet werden, die für ähnliche Fragestellungen genutzt werden können.

### RELEVANZ DER FRAGESTELLUNG FÜR DIE WASSERWIRTSCHAFT IN ÖSTERREICH

Die Herkunftsbestimmung einer fäkalen Belastung eines Oberflächen(bade)gewässers hat aufgrund der meist komplexen Zusammenhänge große Bedeutung, um die Ursachen eruieren und die Quellen für die fäkale Kontamination durch geeignete Managementmaßnahmen eliminieren bzw. auf ein tolerierbares Maß reduzieren zu können. Aus diesem Grund liefern die "Werkzeuge", die in dem vorliegenden Projekt entwickelt werden sollten, in Zusammenspiel mit den mikrobiologischen Standardverfahren und den

hydrologischen Erhebungen einen essentiellen Beitrag, um bei ähnlichen Problemstellungen österreichweit die richtigen Managementmaßnahmen effizient setzen zu können.

Dieser erstmalig in der Form angewendete integrative Ansatz zur Analyse und zum Management fäkaler Belastungen, welcher die Fachbereiche Wasserhygiene, Mikrobiologie, Hydrologie und Abwassertechnik mit innovativer molekularbiologischer Diagnostik und vertiefter Datenanalyse verknüpft, könnte als Modell für eine allgemeine Vorgangsweise bei der Ursachenergründung von fäkalen Belastungen von Wasservorkommen dienen.

### 1.4 PROJEKTSTRUKTUR - ARBEITSPAKETE

Das Projekt ist basierend auf den unterschiedlichen Forschungsbereichen und Fragestellungen in sieben ARBEITSPAKETE (AP) gegliedert.

- **ARBEITSPAKET 1 - Wissenschaftlich-wasserhygienische Begleitung der Gemeinde Podersdorf**  
Regina Sommer, Elisabeth Holzhammer, Gerhard Lindner, Sonja Knetsch, Andrea Lettl, Angelika Schmidhuber und Alfred Paul Blaschke
- **ARBEITSPAKET 2 - Historische Datenaufarbeitung**  
Alexander Kirschner  
unter Mitarbeit von: Alois Herzig, István Hatvani, Péter Tanos und Alfred Paul Blaschke
- **ARBEITSPAKET 3 - Machbarkeitsstudie „Mikrobiologische Herkunftsbestimmung (MST)“**  
Andreas Farnleitner, Rita Linke, Georg Reischer, René Mayer, Simone Ixenmaier
- **ARBEITSPAKET 4 – Fäkale Emissionsquellen und Frachtabschätzung – Teil Mikrobiologie**  
Regina Sommer, Elisabeth Holzhammer, Gerhard Lindner, Sonja Knetsch, Andrea Lettl und Angelika Schmidhuber
- **ARBEITSPAKET 5 - Emissionsquellen und Frachtabschätzung – Teil Hydrologie**  
Alfred Paul Blaschke, Julia Derx, Gerhard Lindner und Michael Exner-Kittridge
- **ARBEITSPAKET 6 - Monitoring – Fäkale Emission**  
Regina Sommer, Elisabeth Holzhammer, Gerhard Lindner, Sonja Knetsch, Andrea Lettl und Angelika Schmidhuber
- **ARBEITSPAKET 7 - Monitoring – Immission**  
Alexander Kirschner  
unter Mitarbeit von: Thomas Zechmeister und Gabriele Schwammel

### ZEITLICHER VERLAUF DER STUDIE

Die Untersuchungen wurden bereits vor dem offiziellen Beginn der Studie (12.08.2014) begonnen. Gründe hierfür waren einerseits die Inbetriebnahme der UV-Anlage in der ARA Podersdorf und andererseits das extrem starke Niederschlagsereignis am 31.07.2014, dessen Untersuchungsergebnis für das Projekt als besonders aussagekräftig angesehen wurde. Da die erhobenen Daten aufgrund technischer Probleme der UV-Anlage für die Bewertung der Desinfektionsleistung nicht ausreichten und um die Kontinuität der Datenerhebung über die fäkale Belastungssituation im Raum Podersdorf mit den entwickelten Tools aufrecht zu erhalten, wurde seitens des Landes Burgenland und der Gemeinden ein weiterführendes Untersuchungsprogramm beauftragt.

In dieses weiterführende Untersuchungsprogramm wurden auch der Bereich Golser Kanal und zu Vergleichszwecken Wulka einbezogen und es wurde die Untersuchung der ausgewählten Seestellen fortgesetzt. Diese Untersuchungen wurden im Dezember 2016 beendet.

Die in der Projektphase 2014-2015 entwickelten molekularbiologischen Untersuchungsmethoden wurden im weiterführenden Untersuchungsprogramm für Proben der Untersuchungsbereiche Golser Kanal und Wulka und zusätzlich im Sommer 2017 für die Untersuchung einer ungewöhnlich hohen Fäkalbelastung des Wasser an der EU-Badestelle Weiden eingesetzt.

### 1.5 LITERATUR

Badegewässerverordnung-BGewV (2009) BGBl. II Nr. 349/2009, Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung

EU Parliament and Council (2006): Directive 2006/7/EC concerning the management of bathing water quality

Farnleitner AH, Reischer GH, Savio DF, Frick C, Schuster N, Schilling K, Mach RI, Drex J, Kirschner A, Blaschke AP und Sommer R (2014) Diagnostik mikrobiologischer Fäkalkontaminationen in Wasser und Gewässern: Status Quo und gegenwärtige Entwicklungen. Wiener Mitteilungen 230: 157-184

Sommer R, Kirschner AKT, Schürhagl R, Cabaj A, Hirschmann G, Reischer G und Farnleitner AH (2012) Untersuchung und Bewertung der Leistung einer UV-Desinfektionsanlage für Abwasser. Medieninhaber, Herausgeber, Copyright: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion III Landwirtschaft und Ernährung, Stubenring 12, 1010 Wien. Abschlussbericht Forschungsprojekt FA644A0401.

WHO (2003) Guidelines for safe recreational-water environments, volume 1, coastal and fresh-waters. Geneva: World Health Organization

WHO (2009) Addendum to the WHO Guidelines for safe recreational water environments, volume 1, coastal and fresh waters. List of agreed updates. Geneva: World Health Organization

## 2 ARBEITSPAKETE

IN DEN ANSCHLIESSENDEN KAPITELN werden die ARBEITSPAKETE (AP) 1-7 und die jeweils daraus resultierenden Ergebnisse beschrieben.

### 2.1 ARBEITSPAKET 1 - WISSENSCHAFTLICH-WASSERHYGIENISCHE BEGLEITUNG DER GEMEINDE PODERSDORF

#### 2.1.1 AUFGABENSTELLUNG

**DIESE IM RAHMEN DES FORSCHUNGSPROJEKTES** durchgeführte wissenschaftlich-fachliche Begleitung sollte einen Beitrag zur Umsetzung der wasserhygienischen Erkenntnisse aus der Pilotstudie des Forschungsprojektes in die Praxis leisten und Hilfestellung und Empfehlungen bei Maßnahmen, Betriebsführung, Kontrollen und Interpretationen sowie Hilfestellung bei der Kommunikation bieten. Im Hinblick auf die Maßnahmen, die die Gemeinde Podersdorf zur Aufrechterhaltung der hygienisch-mikrobiologischen Qualität des Oberflächenbadegewässers durchführt, lag ein Schwerpunkt auf der Dimensionierung und dem sicheren Betrieb der neu errichteten UV-Anlage zur Desinfektion des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Podersdorf (Kläranlagenkennzeichen ATTP\_1-00000051) (EW 20.000). Die Desinfektion von Abwasser zählt zu den effektivsten Maßnahmen zum Schutz vor Infektionen durch Krankheitserreger, wie sie z.B. durch Abwasser bzw. eines mit Abwasser belasteten Oberflächengewässers oder Grundwassers hervorgerufen werden können. Konventionelle Abwasserreinigungsanlagen sind für eine Reduktion von Nährstoffen (Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor) konzipiert, um die als Vorfluter dienenden (Fließ)Gewässer in ökologischer Hinsicht zu schützen (Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (BGBl. Nr. 210/1996)). Bei diesem Prozess werden zwar die Konzentrationen an Mikroorganismen, auch an Krankheitserregern zu einem gewissen Grad reduziert, jedoch nicht in einem ausreichenden Ausmaß, um bei Kontakt mit dem gereinigten Abwasser oder dessen Nutzung einen Infektionsschutz gewährleisten zu können.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG) und die österreichischen Abwasseremissionsverordnungen geben keine hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen vor und somit auch keine Vorgaben für eine Abwasserdesinfektion. In der Europäischen Norm für die Desinfektion der Abläufe von Abwasserkläranlagen (EN 12255-14:2004; Kläranlagen Teil 14: Desinfektion) sind keine absoluten Anforderungen an die Desinfektionsleistung festgelegt. Die Anforderungen lauten lediglich wie folgt:

- Das Desinfektionsverfahren muss Krankheitserreger bis zu einem Grad reduzieren, bei dem das Risiko, dass das desinfizierte Abwasser eine Infektionsquelle darstellt, minimiert ist.
- Desinfektionsverfahren muss nicht alle Mikroorganismen inaktivieren, und auch nicht alle Krankheitserreger.
- Der Grad der Desinfektion muss von den nationalen oder lokalen Behörden festgesetzt werden.

Somit ist es erforderlich, die Desinfektionsleistung individuell für jeden Einsatz einer Desinfektionsmaßnahme für eine Abwasserreinigungsanlage festzulegen. Allgemein sind für die Einleitung von Abwasser in Gewässer bzw. in die Kanalisation in Österreich keine Grenz- oder Leitwerte für mikrobiologische Parameter wie Bakterien, Viren oder Protozoen festgesetzt. Es gelten lediglich für Erzeuger von Abwasser mit besonderem Gefährdungspotential, wie pharmazeutische Betriebe oder Laboratorien, branchenspezifische Anforderungen.

Die hygienisch-mikrobiologische Bewertung von Wasser dient zur Abschätzung eines Gefährdungspotentials im Hinblick auf eine Infektion des Menschen durch Krankheitserreger (Bakterien,



Viren und Parasiten). Die Übertragungswege umfassen hierbei das Verschlucken, den Kontakt mit und die Inhalation von Wasser. In diesem Zusammenhang stellen Verunreinigungen der Wasservorkommen (Grundwasser und Oberflächengewässer) mit menschlichen oder tierischen Fäkalien im Hinblick auf Infektionen des Menschen durch humanpathogene Mikroorganismen die höchste Gefährdung dar. Aus Tabelle 1 sind jene Krankheitserreger angeführt, die bei wasser-assoziierten Infektionsgeschehen am häufigsten involviert sind. Die Auflistung umfasst Beispiele jener Krankheitserreger, die in den Jahren 1971 bis 2000 in den USA zu Ausbrüchen in Zusammenhang mit Oberflächenbadewasser geführt haben (Craun et al., 2005). Die Autoren berichten in dieser Studie von 260 Ausbrüchen, von denen 90 allein im Zeitraum von 1996 bis 2000 beobachtet wurden.

Die unterschiedlichen Wasserressourcen und die vielfältigen Nutzungsarten von Wasser stehen in engem Zusammenhang, sodass diese eigentlich nicht voneinander getrennt betrachtet werden können. Die Übertragungswege von fäkal ausgeschiedenen Krankheitserregern auf den Menschen über Wasser können direkt oder indirekt erfolgen, wie z.B.:

- Einleitung von Abwasser in Oberflächengewässer, das zur Trinkwassergewinnung oder für Freizeitaktivitäten (Badegewässer) genutzt wird.
- Durch Verregung und Versickerung von Abwasser wird Grundwasser verunreinigt.
- Abwasserbelastetes Oberflächenwasser wird zur Beregnung von landwirtschaftlichen Flächen (Gemüse, Früchte) oder von Grünflächen (Spielplätze, Golfplätze) verwendet.
- Abwasserbelastetes Oberflächenwasser wird in der Landwirtschaft zur Bewässerung und zum Tränken von Nutztieren verwendet.
- Abwasser wird direkt zu Trinkwasser aufbereitet.

Für die Bestimmung des seuchenhygienischen Risikos sind aufwändige epidemiologische Untersuchungen erforderlich. Da dies auf praktische Grenzen stößt, hat sich in den letzten Jahren die Methode der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA) international etabliert. Diese Methode beruht auf der statistisch-mathematischen Betrachtung ausgewählter Krankheitserreger, deren Dosis-Wirkungsbeziehung bekannt sein muss, sodass daraus die jeweils im Wasser tolerierbare Konzentration abgeleitet werden kann. Diese Methode wurde beispielsweise angewandt, um die hygienisch-mikrobiologische Auswirkung von Versickerung und Verrieselung der Abläufe von Kleinkläranlagen abzuschätzen (Farnleitner et al., 2006).

**TABELLE 1: BEDEUTENDE KRANKHEITSERREGER, DIE ÜBER FÄKALES ABWASSER AUF DEN MENSCHEN ÜBERTRAGEN WERDEN KÖNNEN**

Bakterien	Viren	Parasiten (Protozoen)	Parasiten (Helminthen)
<i>Salmonella</i> sp.	Norovirus	<i>Cryptosporidium</i> sp.	<i>Ascaris</i> sp.
<i>Campylobacter</i> sp.	Enteroviren	<i>Giardia lamblia</i>	
<i>Yersinia</i> sp.	Hepatitis A Virus	<i>Entamoeba histolytica</i>	
<i>Shigella</i> sp.	Hepatitis E Virus		
Pathogene <i>Escherichia coli</i>	Rotavirus		

Auszug aus Craun et al., 2005

Für die Wasserdesinfektion stehen chemische Verfahren (Chlor und Ozon) und das physikalische Verfahren der UV-Strahlung zur Verfügung. Speziell im Bereich der Abwasserdesinfektion weist der Einsatz der UV-Strahlung einen wesentlichen Vorteil auf: Im Gegensatz zu Chlorung und Ozonung ist der Einsatz von chemischen Substanzen nicht erforderlich, damit stellt die UV-Desinfektion ein umwelthygienisch und ökologisch verträgliches Desinfektionsverfahren dar. Um jedoch eine erfolgreiche Desinfektion gewährleisten zu können, müssen geeignete Betriebsbedingungen definiert und im Betrieb eingehalten werden.

Weltweit beruht die standardmäßige hygienisch-mikrobiologische Beurteilung von Wasser, Abwasser und Gewässern auf den Konzentrationen der Fäkalindikatorbakterien (FIB) *Escherichia coli* und intestinalen Enterokokken (in Folge Enterokokken genannt). Speziell bei desinfizierten Wässern kann dies zu Missinterpretationen und zu einer folgenschweren Unterschätzung des Infektionsrisikos führen (WHO, 2003, 2009). Der Grund liegt in der deutlich höheren Empfindlichkeit dieser Indikatorbakterien gegenüber Umwelteinflüssen und vor allem auch gegenüber Desinfektionsmaßnahmen im Vergleich zu jener von Krankheitserregern. Dies gilt speziell, wenn es sich um Viren und Parasiten handelt. Dadurch kann es zu Fehlinterpretationen kommen, indem ein Wasser zwar den in Regelwerken, z.B. von Trink- oder Badewasser, festgelegten, bakteriologischen Anforderungen entspricht, dennoch aber Krankheitserreger in gesundheitsschädlichen Konzentrationen enthält. Aus diesem Grund wurden in der vorliegenden Studie zur Bewertung der mikrobiziden Leistung der UV-Anlage auch mikrobiologische Parameter miteinbezogen, die das Inaktivierungsverhalten von viraler und parasitärer Krankheitserreger widerspiegeln. Dies waren somatische Coliphagen als viraler Parameter und Sporen von *Clostridium perfringens* als Modell für die Dauerformen von Parasiten (Zysten von *Giardia lamblia* und Oozysten von *Cryptosporidium parvum*).

Für einen sicheren Betrieb einer Abwasserdesinfektionsanlage sind eine ausreichende mikrobizide Leistung (bezogen auf wasserhygienisch relevante Mikroorganismen) sowie validierte, in der Praxis kontrollierbare Betriebsparameter erforderlich. Bei chemischen Verfahren sind das die Konzentrationen der Desinfektionsmittel und die Reaktionszeit, bei der UV-Desinfektion Durchfluss des Wassers und Bestrahlungsstärke. Für die Dimensionierung und den erfolgreichen Einsatz von Desinfektionsverfahren muss auch die physikalische und chemische Beschaffenheit des Wassers berücksichtigt und definiert werden. Hierbei sind die wichtigsten Parameter die Trübung (suspendierte Partikel) und die UV-Transmission bei 254 nm, die Konzentration an organischen Substanzen (gesamter organischer Kohlenstoff TOC bzw. gelöster organischer Kohlenstoff DOC) und die Absorption bei einer Wellenlänge von 254 nm.

Die Wirksamkeit der UV-Strahlung hängt von der Empfindlichkeit der zu inaktivierenden Mikroorganismen und der Fluenz ab. Letztere ist einerseits durch die technischen Eigenschaften der UV-Anlage und andererseits durch die Zusammensetzung des zu bestrahlenden Abwassers bestimmt. Die auf die Mikroorganismen wirkende Bestrahlung wird durch UV-absorbierende Substanzen im Wasser und durch im Abwasser suspendierte Partikel vermindert. Bei den Partikeln kann es sich einerseits um suspendierte Stoffe oder Aggregate mit darin eingeschlossenen Mikroorganismen handeln. Die Überwachung dieser Einflüsse erfolgt im laufenden Betrieb durch die Messung der UV-Transmission bei einer Wellenlänge von 254 nm, die eine Kombination der Einflüsse von Trübung und Absorption darstellt. Bei der physikalisch-chemischen Untersuchung des zu bestrahlenden Wassers werden zur Beurteilung die Parameter Trübung (alternativ abfiltrierbare Stoffe) und die UV-Transmission bzw. die UV-Absorption bei 254 nm herangezogen. Im zu bestrahlenden Abwasser sind auch Substanzen enthalten, die eine Belagsbildung der Strahlerhüllrohre oder des Messfensters des Anlagenradiometers bewirken und auf diese Weise die Bestrahlungsstärke reduzieren (z. B. Huminsäuren, Eisen-, Mangan- Aluminiumverbindungen). Daher müssen die Quarzhüllrohre in denen sich die UV-Strahler befinden, regelmäßig mechanisch von Belägen gereinigt werden. UV-Desinfektionsanlagen für Abwasser sind daher meist mit automatischen Reinigungsvorrichtungen für die Strahlerhüllrohre ausgestattet.

Der Überwachung der Bestrahlungsstärke mit einem Anlagenradiometer und der regelmäßigen Reinigung der Strahlerhüllrohre kommt daher eine große Bedeutung beim Betrieb von UV-Anlagen zu. Die neue UV-Anlage für die ARA Podersdorf verfügt über eine automatische, mechanisch-chemische Reinigungseinrichtung (Phosphorsäure). Für einen zuverlässigen Betrieb einer UV-Desinfektionsanlage sind folgende Parameter zu überwachen:

- der Durchfluss des Wassers
- die UV-Transmission (254 nm) des Wassers

- Bestrahlungsstärke (W/m<sup>2</sup>)

Bei der Abwasserdesinfektion mittels UV-Bestrahlung ist darüber hinaus zu beachten, dass viele Bakterien über einen enzymatischen Mechanismus verfügen, mit dessen Hilfe UV-Schädigungen repariert werden können, sodass der angestrebte Desinfektionseffekt zunichte gemacht wird. Dieser Mechanismus, Photoreaktivierung genannt, wird ausgelöst, wenn Bakterien nach deren UV-Bestrahlung dem Sonnenlicht ausgesetzt werden. Erzeugt eine UV-Anlage eine ausreichend hohe UV-Fluenz, kann dieser Mechanismus unterbunden werden und die Bakterien werden nachhaltig inaktiviert (Sommer et al., 2000; 2012; Hallmich and Gehr, 2010; Sanz et al., 2007).

Die Anforderungen an UV-Anlagen für Abwasser müssen daher auch die Photoreaktivierung berücksichtigen. Dies wurde z.B. in der Vorschreibung für die Abwasserreinigungsanlage in Montreal, Quebec, Kanada, durch die Festlegung eines strengeren Grenzwertes für fäkalcoliforme Bakterien umgesetzt (Gehr et al., 2003). Die Photoreaktivierung wird auch in der Arbeit von Antonelli et al. (2008) behandelt. Die Autoren kommen zum Schluss, dass eine Mindest UV-Fluenz von 400 J/m<sup>2</sup> erforderlich ist, um die Photoreaktivierung von Bakterien zu unterbinden. Dies deckt sich mit eigenen Untersuchungen für pathogene *E. coli* Stämme in Trinkwasser, die bei einer Fluenz von 400 J/m<sup>2</sup> keine Photoreaktivierung mehr zeigen (Sommer et al., 2000). In Untersuchungen mit Abwasser war jedoch eine Fluenz von 400 bis 600 J/m<sup>2</sup> notwendig, um die Photoreaktivierung auszuschließen (Beltran und Jimenez, 2008; Sommer et al., 2012).

Im ARBEITSPAKET 1 wurde spezielles Augenmerk darauf gelegt, dass die wissenschaftlichen Grundlagen für die Dimensionierung und den sicheren Betrieb der UV-Anlage zur Desinfektion des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage Podersdorf erarbeitet werden, um den Anforderungen der EN 12255 zu entsprechen.

### **FOLGENDE FRAGEN WURDEN IM RAHMEN DES ARBEITSPAKETES 1 AUSGEARBEITET:**

- Bewertung der aktuellen behördlichen Auflagen im Hinblick auf die hygienische Qualität von Wasser, Abwasser
  - Wie ist die Desinfektionswirksamkeit der neu errichteten UV-Desinfektionsanlage für den Ablauf der Kläranlage zu bewerten?
  - Welche Betriebs- und Kontrollmaßnahmen sind für den zuverlässigen Betrieb erforderlich?
  - Durch welches Messprogramm (technische Parameter, mikrobiologische Parameter) kann eine zuverlässige Überwachung der Desinfektionsleistung gewährleistet werden?
  - Allgemeine wasserhygienische Fragestellungen, die sich aus dem jeweiligen Fortschritt des Forschungsprojektes ergaben.

#### 2.1.2 MATERIAL UND METHODEN

##### 2.1.2.1 UV-DESINFEKTIONSANLAGE

Im April 2014 wurde für den Ablauf der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Podersdorf eine neue UV-Desinfektionsanlage (im Folgenden UV-Anlage bezeichnet) installiert. Das Kanalnetz, das in die ARA Podersdorf einleitet, ist vorwiegend als Mischsystem errichtet. Der Trockenwetterabfluss wird vollständig über die ARA gereinigt, bei Mischwasser werden maximal 580 m<sup>3</sup>/h über die ARA geführt. Zusätzliches Mischwasser wird Rückhaltebecken gespeichert bzw. über Mischwasserüberläufe entlastet. Die genauen Mengen dieser Mischwasserentlastungen waren noch nicht bekannt.

Im Zuge der Projektarbeit wurden die Rahmenbedingungen für den Betrieb der UV-Anlage definiert und Untersuchungen zur Desinfektionsleistung und zur Festlegung der Betriebsbedingungen durchgeführt. Eine wichtige Hilfestellung für die ausreichende Dimensionierung der Desinfektionsleistung boten die Erkenntnisse aus dem im Jahr 2012 abgeschlossenen Forschungsprojekt zum Thema UV-Desinfektion von Abwasser (Sommer et al., 2012). Diese grundlegenden Anforderungen wurden als Rahmenbedingungen für den Betrieb der in einem Bescheid für die wasserrechtliche Bewilligung festgelegt (Land Burgenland, 2014). Die wesentlichen technischen Daten sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Die neue UV-Anlage verfügt über eine höhere Kapazität als die bisher eingesetzte UV-Anlage. Besonders zu erwähnen ist, dass im Gegensatz zur vorherigen UV-Anlage die UV-Anlage mit Überwachungseinrichtungen für Durchfluss und UV-Transmission des Wassers und einem UV-Radiometer zur Messung der Bestrahlungsstärke sowie einer automatischen Vorrichtung für die Reinigung der Quarzhüllrohre der UV-Strahler ausgestattet ist.

### **TECHNISCHE BESCHREIBUNG DER UV-ANLAGE**

Anlagen-Type: UV-3000 plus, Fa. Trojan, bestehend aus folgenden Bauteilen:

- Edelstahlrinne (Bestrahlungskanal) mit Einlauf- und Auslaufbereich
- UV-Strahler: 2 serielle Einheiten („Bank“) mit je 16 UV-Niederdruckstrahler, aus jeweils 4 Einbaumodulen zu je 4 Strahlern bestehend
- Anzahl und Leistung UV-Strahler: 32 Strahler zu je 250 W; elektrische Gesamtleistung: 8.000 W
- Wasserstandregelung im Bestrahlungskanal mittels hydromechanischer Ablaufwehr (Automatic Level Control, ALC)
- automatische Reinigungseinrichtung mit Hüllrohrwischern und Reinigungslösung (5 %ige Phosphorsäure)
- elektrotechnische Ausrüstung: Vorschaltgeräte mit Messtechnik und Anzeigen; zentrale Leittechnik (SPS)

#### **on-line Messeinrichtungen**

- Durchfluss des Wassers: magnetisch- induktive Durchflussmesser (IDM)
- Wasserstand in der Edelstahlrinne: Tauchelektrode
- Bestrahlungsstärke der UV-Strahlung: je Bank ein UV-Radiometer
- UV-Transmission (254nm; 1 cm) des Wassers: Transmissionsmessgerät

Die UV-Anlage und die technische Ausstattung sind in Abbildung 2 und Abbildung 3 dargestellt.



Abbildung 2: ARA Podersdorf UV-Desinfektionsanlage



Abbildung 3: ARA Podersdorf UV-Anlage, technische Ausstattungen (von links): Messgerät für den Wasserdurchfluss, elektrischer Schaltkasten mit Mess- und Steuereinrichtungen, Einrichtung für die Reinigung der Quarzhüllrohre der UV-Strahler

**TABELLE 2: TECHNISCHE VORGABEN FÜR DIE KLÄRANLAGE UND DIE UV-ANLAGE DER ARA PODERSDORF GEMÄSS WASSERRECHTLICHEM BESCHIED (ZAHL 5-W-K1053/86-2014)**

<b>Bemessungszuflüsse Kläranlage</b>	<b>pro Tag</b>	<b>pro Stunde</b>
bei Trockenwetter	4000 m <sup>3</sup> /d	286 m <sup>3</sup> /h
bei Mischwasser		580 m <sup>3</sup> /h
<b>Bemessungswerte UV-Anlage</b>	<b>UV-Fluenz (J/m<sup>2</sup>)</b>	<b>maximaler Durchfluss</b>
mit Desinfektion	300-600	360 m <sup>3</sup> /h, entspr. 100 l/s
mit teilweiser Desinfektion	≤ 300-600	580 m <sup>3</sup> /h, entspr. 160 l/s
Erforderliche Qualität des gereinigten Abwassers	Einheit	optimaler (minimaler) Wert
Transmission (UV-T10 254nm)	% (1 cm Schichtdicke)	≥80 (≥60)
Trübung	NTU	≤ 2 (≤ 5)
Schwebstoffe (TSS)	mg/l	≤ 5

Die UV-Anlage verfügt über die Möglichkeit einer automatischen Regelung der Leistung der UV-Strahler durch die Variation der zugeführten elektrischen Leistung. Im Zeitraum des Forschungsprojektes wurde keine Regelung vorgenommen und die UV-Anlage mit 100 % Strahlerleistung betrieben.

Der ursprünglich geplante Winterbetrieb der UV-Anlage ist derzeit nicht realisiert. Aufgrund dessen war die UV-Anlage im Beobachtungszeitraum jeweils von Dezember bis April außer Betrieb.

Im Untersuchungszeitraum von April 2014 bis Dezember 2016 war die UV-Anlage in folgenden Zeiträumen in Betrieb:

Jahr 2014: 02.04.2014 bis 11.12.2014

Jahr 2015: 08.04.2015 bis 07.12.2015

Jahr 2016: 18.04.2016 bis 15.11.2016



## 2.1.2.2 KONTROLLEN UND ERFASSUNG DER BETRIEBSDATEN

Bei jeder Untersuchungsserie wurden die in Tabelle 3 aufgelisteten Betriebsparameter dokumentiert bzw. gemessen. Darüber hinaus diente die Messung der UV-Transmission des Wassers im Laboratorium zur Kontrolle der Richtigkeit der Messung des anlageneigenen on-line Messgerätes.

**TABELLE 3: UV-ANLAGE: BETRIEBSPARAMETER ZUR ÜBERWACHUNG DER DESINFEKTIONSLEISTUNG (MESSGERÄTE UND ZENTRALE LEITTECHNIK (ZTL))**

Parameter	Einheit	vor Ort	im Laboratorium	Erläuterung
<b>Durchfluss</b>	l/s	on-line Messgerät	-	Ablesung an der Anzeige des Messgerätes und Registrierung mittels ZLT
<b>Bestrahlungsstärke</b>	W/m <sup>2</sup>	on-line Messgerät	-	Ablesung an der Anzeige des Messgerätes und Registrierung mittels ZLT
<b>UV-Transmission</b>	% (1 cm, 254 nm)	on-line Messgerät	Spektralfotometer	Vergleichsmessung gegen Reinstwasser
<b>Temperatur des Wassers</b>	°C	on-line Messgerät	-	Anzeige und Registrierung mittels ZLT
<b>Trübung</b>	NTU	Händische Messung	Nephelometer	Vergleich mit betrieblicher Messung der Schwebstoffe TTS (mg/l)

## 2.1.2.3 MIKROBIOLOGISCHE, PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE WASSERUNTERSUCHUNGEN

Alle mikrobiologischen, physikalischen und chemischen Untersuchungen wurden durch die akkreditierte Prüf- und Inspektionsstelle (API) Hygiene Wien nach internationalen Standardmethoden durchgeführt. Für die Parameter *E. coli* und intestinale Enterokokken (in weiterer Folge als Enterokokken bezeichnet) wurden die Referenzmethoden der BGewV gemäß ISO 9308-3 und ISO 7899-1 eingesetzt, um einen direkten Vergleich der Ergebnisse mit jenen der Oberflächengewässer zu ermöglichen. Der kleinste Messwert beträgt für diese beiden Methoden 15 MPN/100 ml. Um geringere Konzentrationen nach UV-Bestrahlung bzw. nach Photoreaktivierung detektieren zu können, wurden die Proben vor und nach UV-Bestrahlung zusätzlich parallel auch mit den Methoden gemäß ISO 16649 und ISO 7899-2 aufgearbeitet (Bestimmungsgrenze 20 KBE/L = 2 KBE/100 ml).

Die mikrobiologischen, physikalischen und chemischen Parameter und die hierfür verwendeten Methoden sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 aufgelistet.

Für die Messung der angeführten physikalischen Parameter wurden die folgenden Analysengeräte verwendet:

- Transmission (UV-253.7 nm; 1 cm): Die Proben wurden gegen Reinstwasser (Simplicity; Millipore) in Quarzglas-Küvetten mit einer Schichtdicke von 10 mm in einem Spektralphotometer (Lambda 25 UV/VIS, PerkinElmer, USA) gemäß ÖNORM M 5873-1 gemessen.
- Trübung: Die Messung der Trübung erfolgte mit einem Nephelometer (Turbimeter, Turb 430 IR, WTW, Deutschland) gemäß ISO 7027 (Messwinkel 90°; Wellenlänge 860 nm).



## ARBEITSPAKETE

- Leitfähigkeit: Die Messung der Leitfähigkeit wurde gemäß ISO 7888 unter Verwendung des Gerätes Cond 315i/SET - TetraCon 325 (WTW, Deutschland) durchgeführt.
- Temperatur: Die Messung der Temperatur erfolgte mit dem Gerät Testo 110 mit Einstechfühler (Testo, Österreich) gemäß DIN 38404-4.

TABELLE 4: MIKROBIOLOGISCHE PARAMETER UND UNTERSUCHUNGSVERFAHREN

Parameter	Norm	Messprinzip	Erläuterung
<i>E. coli</i>	ISO 9308-3	Most Probable Number Flüssigkultur mit quantitativer Auswertung	Fäkalbakterium Referenzmethode gemäß BGewV
<i>E. coli</i>	ISO 16649-1	Membranfiltration Koloniezahlbestimmung	Fäkalbakterium für Probenmengen > 100 ml (nach UV-Bestrahlung, Photoreaktivierung)
<b>intestinale Enterokokken</b>	ISO 7899-1	Most Probable Number Flüssigkultur mit quantitativer Auswertung	Fäkalbakterium Referenzmethode gemäß BGewV
<b>intestinale Enterokokken</b>	ISO 7899-2	Membranfiltration Koloniezahlbestimmung	Fäkalbakterium für Probenmengen > 100 ml (nach UV-Bestrahlung Photoreaktivierung) Referenzmethode gemäß BGewV
<b>Sporen von <i>Clostridium perfringens</i></b>	ISO 14189	Pasteurisierte Probe; Membranfiltration anaerobe Kultivierung Koloniezahlbestimmung	Modell für humanpathogene Protozoen Referenzmethode gemäß EU Richtlinie Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch
<b>Somatische Coliphagen</b>	ISO 10705-2	Anzucht auf Wirtszellen Detektion von Plaque bildenden Einheiten (PFU)	Modell für humanpathogene Viren

TABELLE 5: PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE PARAMETER /UNTERSUCHUNGSVERFAHREN

Parameter	Einheit	Norm
Temperatur	°C	DIN 38404-4
Leitfähigkeit bei 20°C	µS/cm	EN 27888
pH-Wert	-	ISO 10523
Trübung	NTU (nephelometrische Trübungseinheiten)	ISO 7027
UV-Transmission (254 nm)	% (1 cm Schichtdicke)	ÖNORM 5873-1
TOC (Gesamt organischer Kohlenstoff)	mg/l	EN 1484
Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium	mg/l	ISO 14911
Chlorid, Sulfat, Fluorid, Nitrat	mg/l	ISO 10304-1
Gesamthärte	°dH	DIN 38409-6

## DATENANALYSE

Für die Darstellung der Ergebnisse mittels deskriptiver Statistik wurde die Methode der Box Plots verwendet. Diese zeigen den Median der Datenreihe (= 50%-Perzentil), das 25% und 75% Perzentil und die Ausreißer (= Aussenwerte), die mehr als 1,5-fach außerhalb des unteren bzw. oberen Quartils liegen.

## ANLEGEN DER DNA PROBENBANK

Für die molekularbiologischen Untersuchungen (ARBEITSPAKET 3) wurden die Bakterien aus den Wasserproben durch Filtration mittels einer Polycarbonat-Membran (Porengröße 0,2 µm) gewonnen. Die Membranen wurden jeweils in ein steriles Kunststoff-Röhrchen überführt und bei einer Temperatur von  $-70\pm 10^{\circ}\text{C}$  gelagert. Weiters wurden Isolate der im Zuge der quantitativen Untersuchung kultivierten Enterokokken in Glycerin-haltiger Nährbouillon tiefgefroren und bei einer Temperatur von  $-70\pm 10^{\circ}\text{C}$  bis zur molekularbiologischen Untersuchung aufbewahrt. Die Dokumentation und Archivierung der Filter und der Isolate erfolgte über die Protokoll-Nummern der Proben.

### 2.1.2.4 PHOTOREAKTIVIERUNG VON UV-BESTRAHLTEN BAKTERIEN

Die standardisierte Belichtungsanlage für die Photoreaktivierung, die für die Untersuchungen eingesetzt war, ist in Abbildung 4 zu sehen. Sie wurde speziell zur kontrollierten und reproduzierbaren Belichtung von in Wasser suspendierten Mikroorganismen von unserer Arbeitsgruppe entwickelt (Sommer et al. 2000). Die Anlage besteht aus 5 Tageslichtlampen (L 18W/20, Osram, München, Deutschland; Emission von Strahlung mit Wellenlängen zwischen 360-720 nm), die horizontal über der Belichtungsfläche montiert sind. Der Abstand zwischen den Lampen und der Oberfläche des Wassers beträgt 60 mm. Die durchschnittliche Fluenzrate der Belichtung wurde mit einem Radiometer (IL 1700, SED 033, International Light, Newburyport, USA) gemessen. Die gewählte Belichtung betrug 23,500 Flux, dies entspricht einer Belichtung, wie sie mittags an einem mitteleuropäischen Sommertag auftritt (Sommer et al. 1999).

## DURCHFÜHRUNG

Die UV-bestrahlten Wasserproben (d.h. Bakteriensuspensionen) wurden in jeweils 10 Portionen zu je 25 ml in sterile Petrischalen pipettiert. Die Petrischalen wurden sodann der Belichtungsanlage für 120 min ausgesetzt. Diese Belichtungszeit wurde in früheren Studien als optimale Zeit für die Photoreaktivierung von Bakterien festgestellt (Sommer et al., 2000).

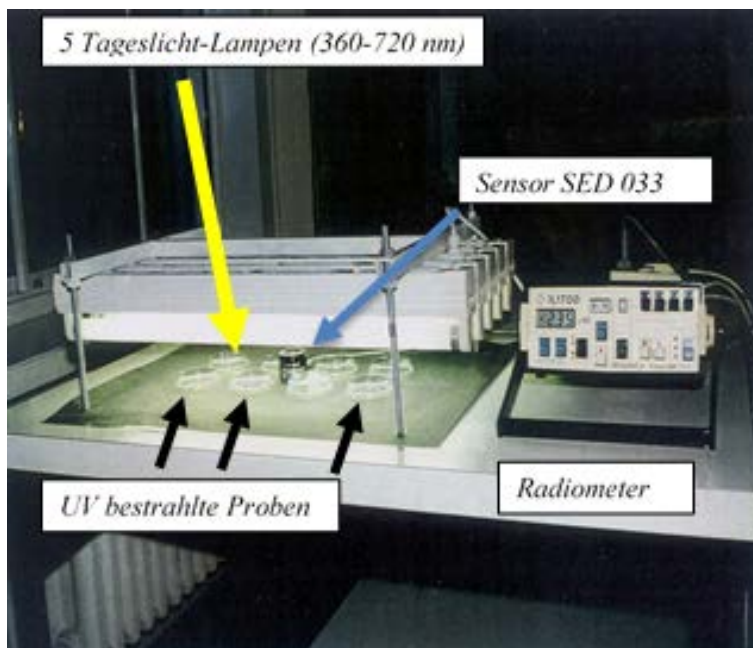


Abbildung 4: Laborbelichtungsanlage zur Photoreaktivierung von UV-bestrahlten Bakterien

Die Belichtungen erfolgten in der im Betriebslabor der ARA Podersdorf aufgestellten Belichtungsanlage immer unmittelbar nach der Entnahme der UV-bestrahlten Proben des Ablaufes der ARA (siehe Abbildung

5). Im Anschluss an die Belichtung wurden die Proben gekühlt ins Laboratorium transportiert und umgehend analysiert.



*Abbildung 5: Belichtung von UV-bestrahlten Proben des Ablaufes der Kläranlage mit der Laboranlage für Photoreaktivierung im Betriebslabor der ARA Podersdorf*

### 2.1.3 ERGEBNISSE

#### 2.1.3.1 KONTROLLEN UND ERFASSUNG DER BETRIEBSDATEN

Im gesamten Studienzeitraum (Juli 2014 bis Dezember 2016) wurden bei 37 Untersuchungsserien die technischen Daten der UV-Anlage erhoben (Tabelle 6). Im Zuge der jeweiligen Probenahme wurden die für die Desinfektionswirksamkeit relevanten Betriebsbedingungen erhoben. Diese generieren sich einerseits aus den Ablesungen an den anlageneigenen Messgeräten, die auch auf die Zentrale Leittechnik (ZLT) übertragen werden, und andererseits aus den Ergebnissen der vor Ort bzw. im Laboratorium durchgeführten Messungen der Wasserqualität. In Abbildung 6 ist die Bildschirmanzeige des zur ZLT gehörenden Computers ersichtlich, die zur Überwachung der Betriebsführung der ARA verwendet wird.

*Abbildung 6: ARA Podersdorf, Zentrale Leittechnik (ZLT). Anzeigen der Betriebsparameter UV-Transmission (UVT), Bestrahlungsstärke („Intensität“) der beiden Radiometer für Bank A und Bank B und Durchfluss*

Die ermittelten technischen Daten der Betriebsführung sind in Tabelle 6 zusammengestellt. Die im wasserrechtlichen Bescheid (ZAHL 5-W-K1053/86-2014) festgelegten Richt- und Grenzwerte (Durchfluss, UVT und Trübung) sind den erhobenen Werten gegenübergestellt.

Bei der im April 2014 installierten UV-Anlage traten speziell zu Beginn des Betriebes zahlreiche technische Probleme auf (siehe Anmerkungen in Tabelle 6). Zum einen wurde die UV-Anlage vom Hersteller mit einem falschen Bauteil zur Einstellung des Wasserstands im Bestrahlungskanal (Automatic Level Control ALC) geliefert (siehe dazu 2.1.3.3), zum anderen wiesen die Einrichtungen für die Betriebsüberwachung Mängel auf. Die Einbindung der Messwerte an der UV-Anlage in die ZL dauerte bis April 2015 und war aufgrund der nicht voll kompatiblen elektronischen Systeme bis April 2016 fehlerhaft. Besonders auffällig waren die häufigen Fehler bei der Messung der Bestrahlungsstärke durch defekte Anlagensensoren zu nennen (bis Dezember 2016). Der Anzeigebildschirm an der Steuereinheit der UV-Anlage war von April 2016 bis Juni 2016 defekt. Des Weiteren kam es ab August 2016 zu Ausfällen einzelner UV-Strahler. Abweichende Betriebsbedingungen bzw. Messwerte, die bei den Untersuchungsserien festgestellt wurden, sind in der Tabelle 6 farblich gekennzeichnet, die aufgetretenen Fehler in den Fußnoten beschrieben.

Die Anlagensensoren wurden im Studienzeitraum mehrfach gegen fabrikneue Sensoren ausgetauscht, ohne dass eine Verbesserung der Funktionstüchtigkeit erreicht wurde. Um die Ursache für die fehlerhaften Messungen der Bestrahlungsstärke zu eruieren, wurden im Dezember 2016 alle bis zu diesem Zeitpunkt eingesetzten Sensoren zur Überprüfung an das Zentralwerk des Herstellers in Kanada gesendet. Im Februar 2017 wurde das Ergebnis der Überprüfung wie folgt mitgeteilt (Fa. Trojan, Herr Indek): „An den übermittelten Sensoren sowie an weiteren Sensoren mit den fraglichen Seriennummern wurde eine potentiell "kalte" Lötstelle auf der Platine in Verbindung mit einer unzureichenden Abdichtung gefunden. Es handelt sich um einen Fehler im Fertigungsprozess. Dies erklärt den extrem schnellen Ausfall der Sensoren.“ Weiters informierte Fa. Trojan, dass der Produktionsfehler behoben und die neuen Sensoren, diesen Fehler nicht mehr aufweisen. Somit konnte für die Saison 2017 eine zuverlässige Überwachung der Bestrahlungsstärke erwartet werden.

ARBEITSPAKETE

TABELLE 6: ZUSAMMENSTELLUNG DER BETRIEBSPARAMETER ZUM ZEITPUNKT DER JEWEILIGEN UNTERSUCHUNGSSERIE (N = 37): ABLESUNGEN AN DEN ANLAGENEIGENEN ANZEIGEN (BESTRAHLUNGSSTÄRKEN, DURCHFLUSS, UVT) UND DER ERGEBNISSE DER MESSUNGEN VOR ORT UND IM LABOR (UVT, TRÜBUNG, TOC)

Datum	Bestrahlungsstärke (W/m <sup>2</sup> )				Durchfluss (l/s)	UVT % Labor- messung (253,7 nm; 1 cm)	UVT % vor Ort (253,7 nm; 1 cm)	Trübung (NTU)	TOC (mg/L)	Anmerkung
	Anzeige UV-Anlage		Anzeige ZLT							
	Bank A	Bank B	Bank A	Bank B						
24.07.2014	90,0	19,0	noch keine Einbindung		21,7	80	87	1,2	3,6	1)
31.07.2014	UV-Anlage nicht in Betrieb				-	78	-	7,5	2,7	
06.08.2014	UV-Anlage nicht in Betrieb				-	64	-	9,0	5,4	
28.08.2014	91,8	22,3	noch keine Einbindung		37,0	78	85	2,1	4,4	1)
02.10.2014	90,0	22,4	noch keine Einbindung		40,0	74	83	5,3	4,4	1)
20.10.2014	81,2	21,1	noch keine Einbindung		34,0	76	81	2,2	4,3	1)
12.11.2014	52,7	44,4	noch keine Einbindung		36,0	76	76	3,7	3,9	1)
11.12.2014	34,0	35,5	noch keine Einbindung		45,0	74	76	5,2	4,3	1)
04.02.2015	UV-Anlage nicht in Betrieb				-	-	-	-	-	
09.03.2015	UV-Anlage nicht in Betrieb				-	78	-	2,1	3,8	
08.04.2015	74,5	96,6	-	-	36,0	75	-	4,5	4,3	
20.04.2015	67,5	89,3	50,0	66,0	49,0	77	67	2,4	4,4	1), 2)
04.05.2015	39,2	95,3	-	-	40,5	75	73	3,7	4,8	1)
18.05.2015	93,1	90,6	69,0	66,3	26,3	75	72	3,5	4,6	2)
01.06.2015	88,3	84,7	65,3	62,3	31,7	75	70	2,2	4,9	2)
15.06.2015	73,7	72,6	54,8	52,9	32,3	69	74	1,6	7,2	2)
29.06.2015	78,5	76,3	58,2	56,1	29,8	73	78	2,5	5,2	2)
13.07.2015	86,9	91,2	64,3	66,7	21,3	74	79	3,0	5,1	2)
27.07.2015	64,1	64,5	49,2	48,3	20,5	73	75	1,7		2)
10.08.2015	65,4	61,6	48,3	45,0	25,5	73	75	1,7	5,6	2)
24.08.2015	87,2	87,5	64,4	64,8	25,2	77	78	1,8	9,1	2)
07.09.2015	59,0	73,1	43,7	43,7	23,1	74	69	1,6	7,9	1), 2)
21.09.2015	34,6	73,0	25,2	53,5	23,5	76	81	2,2	4,7	1), 2)
05.10.2015	16,4	31,9	11,9	23,3	18,0	72	78	3,4	6,2	1), 2)
19.10.2015	15,9	28,2	11,5	20,5	26,2	76	80	3,1	4,5	1), 2), 3)
16.11.2015	17,4	34,8	12,7	25,4	27,5	76	34	4,2	10,6	1), 2), 3), 5)
14.12.2015	UV-Anlage nicht in Betrieb				-	77	-	3,5	4,7	
18.04.2016	Anzeige defekt		96,6	90,3	25,0		74			
02.05.2016	Anzeige defekt		84,2	93,7	10,5	76	73	2,1	5,3	
23.05.2016	Anzeige defekt		74,4	92,5	29,5	75	76	2,7	5,1	
06.06.2016	Anzeige defekt		65,8	92,0	30,0	77	69	2,3	4,7	
18.07.2016	53,9	85,3	53,7	85,5	36,0	78	82	1,6	4,0	1)
08.08.2016	47,1	4,7	47,3	4,7	26,5	72	84	2,3	5,3	1), 3), 4)
05.09.2016	0,8	3,6	0,8	3,6	33,0	64	78	7,6	6,1	1), 3), 4)
03.10.2016	51,1	100	51,1	100	14,7	76	80	1,2	5,2	1), 4), 6)
14.11.2016	57,4	100	57,2	100	23,2	80	87	2,5	3,8	1), 4), 6)
12.12.2016	UV-Anlage nicht in Betrieb				-	78	-	2,3	7,0	
Mittelwert	59,7	59,6	50,4	36,1	29,0	74,9	76	3,1	5,2	
STABW	26,8	32,2	24,1	29,1	8,6	3,6	9	1,9	1,6	
Median	64,1	72,6	53,7	62,3	27,5	76,0	77	2,4	4,8	
Minimum	0,8	3,6	0,8	3,6	10,5	64,0	34,1	1,2	2,7	
Maximum	93,1	100,0	96,6	100,0	49,0	80,0	86,7	9,0	10,6	
Anzahl	27	27	23	23	31	35	30	35	34	
Sollwert					< 100	≥ 70	≥ 70	≤ 2		
Grenzwert								≤ 5		

1) zu geringe Anzeige Bestrahlungsstärke, 2) Messwert Bestrahlungsstärke nicht korrekt auf ZLT übertragen, 3) Alarm zu geringe Bestrahlungsstärke, 4) Ausfall eines oder mehrerer Strahler, 5) Anzeige UVT nicht korrekt; 6) Sensor defekt, 7) Trübung > 5 NTU

### 2.1.3.2 KONZENTRATIONEN DER AUSGEWÄHLTEN MIKROORGANISMEN IM ZUGE DER ABWASSERREINIGUNG UND DESINFEKTION

Die zur Bewertung der Reinigungs- und Desinfektionsleistung der ARA eingesetzten mikrobiologischen Parameter und die dazu verwendeten Methoden sind in Tabelle 4 aufgelistet. Die zum Zeitpunkt der Probenahme jeweils herrschenden Betriebsbedingungen sind Tabelle 6 zu entnehmen.

In den grafischen Darstellungen in Abbildung 7 und in Abbildung 8 sind die zeitlichen Verläufe der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken (intestinalen Enterokokken), Sporen von *Clostridium perfringens* und somatische Coliphagen über den Studienzeitraum ersichtlich. Somatische Coliphagen wurden ab 08.04.2015 in die Untersuchung miteinbezogen. Die Untersuchung des Zulaufs des Rohabwassers zur ARA wurde über zwei Saisonen durchgeführt (06.08.2014 bis 14.12.2015), jene des Ablaufs der ARA (vor und nach der UV-Anlage) erfolgte über drei Saisonen (06.08.2014 bis 12.12.2016). Die aus den Untersuchungsserien errechneten Mittelwerte, Mediane, Minimum- und Maximum-Werte für die Konzentrationen der fäkalen Mikroorganismen und die Anzahl der Proben sind Tabelle 7 zu entnehmen.

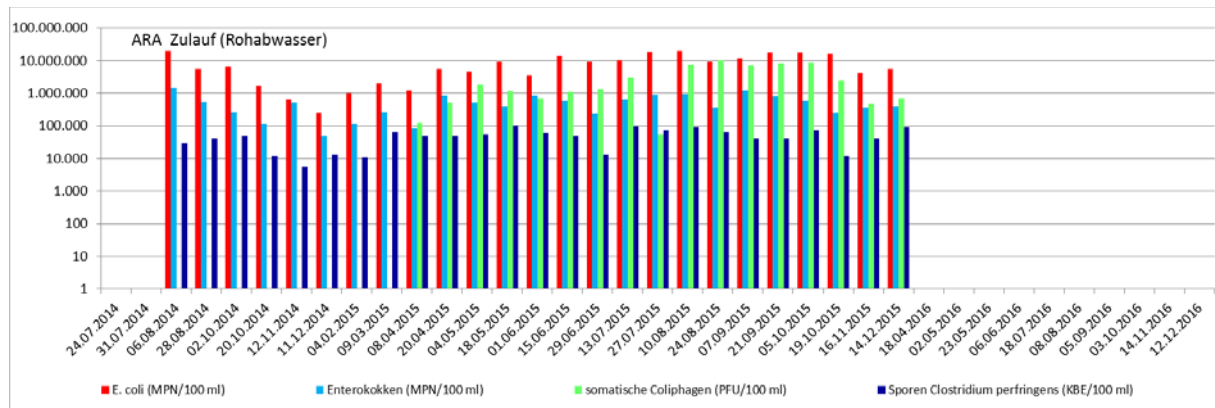


Abbildung 7: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen (ab 08.04.2015) im Zulauf zur ARA Podersdorf (Rohabwasser) im Zeitraum 2014-2015

Wie die in Tabelle 7 zusammengestellten Daten zeigen, traten große Unterschiede im Ausmaß mehrerer Größenordnungen zwischen den Minimum- und Maximum-Konzentrationen der einzelnen Fäkalindikatoren auf. Erwartungsgemäß trat von den untersuchten Mikroorganismen *E. coli* im Zulauf zur ARA (Rohabwasser) in der höchsten Konzentration auf, gefolgt von somatischen Coliphagen, Enterokokken und in deutlich geringeren Konzentrationen Sporen von *Clostridium perfringens*. Vergleicht man die Mediane der Konzentrationen und setzt sie zur Konzentration an *E. coli* (100 %) ins Verhältnis zeigte sich, dass im Rohabwasser die Anteile somatischen Coliphagen und Enterokokken 28% bzw. 8% betragen, jene von Sporen von *Clostridium perfringens* lediglich 1% ausmachten. Dies entspricht der üblichen Zusammensetzung dieser Mikroorganismen in menschlichen Fäkalien. Nach der mechanisch-biologischen Reinigung blieb das Verhältnis zwischen *E. coli*, Enterokokken und somatischen Coliphagen im Wesentlichen unverändert, die Konzentration Sporen von *Clostridium perfringens* betrug hingegen bereits 9%. Nach der UV-Bestrahlung bestätigte sich die deutlich höhere UV-Resistenz der Viren und Sporen, die in 5-fach (Viren) bzw. 29-fach (Sporen) höheren Konzentrationen (Median) auftraten als die als Standardparameter eingesetzten Fäkalbakterien *E. coli* und Enterokokken. Die prozentuelle Zusammensetzung der Konzentrationen an Fäkalindikatoren in den drei Abwasserarten ist in Abbildung 9 dargestellt. Es wird darauf hingewiesen, dass für die Untersuchung der Proben des UV-bestrahlten Wassers größere Probenvolumina als 100 ml eingesetzt wurden (bis zu einem Liter).



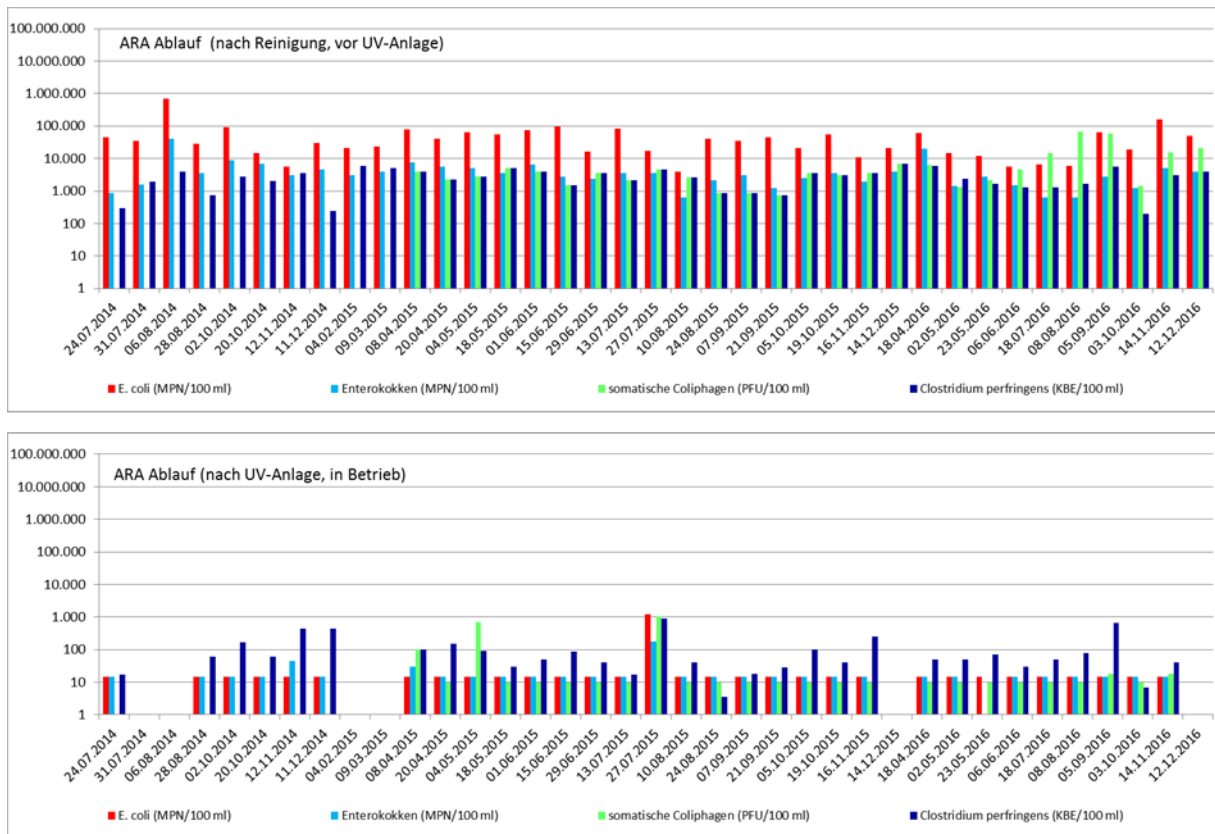


Abbildung 8: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatische Coliphagen (ab 08.04.2015) der ARA Podersdorf im Ablauf der ARA nach Reinigung, vor der UV-Anlage und nach der UV-Anlage (ausschließlich Ergebnisse, wenn UV-Anlage in Betrieb).

TABELLE 7: ZUSAMMENSTELLUNG DER KONZENTRATIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE) AN *E. COLI*, ENTEROKOKKEN, SOMATISCHEN COLIPHAGEN UND SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS*

Konzentration / 100 ml	ARA Zulauf (Rohabwasser)				ARA Ablauf (Reinigung)				ARA Ablauf (nach UV-Anlage)			
	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	8.628.000	534.000	3.420.353	49.060	54.333	5.642	17.286	2.836	56	16	81	162
STABW	6.701.758	363.559	3.448.727	28.472	107.145	8.358	19.034	1.671	208	36	235	245
Geom. Mittelwert	5.401.093	403.654	1.852.716	38.477	28.693	3.200	9.437	2.248	4	3	16	71
Median	6.500.000	500.000	1.810.000	50.000	29.000	3.250	8.200	2.650	2	2	10	58
Verhältnis (%) Median/ <i>E. coli</i> )	100	8	28	1	100	11	28	9	100	100	500	2.900
Minimum	250.000	50.000	126.000	5.500	4.000	550	1.300	200	1	1	10	4
Maximum	20.000.000	1.500.000	10.100.000	100.000	700.000	40.000	68.000	7.000	1.200	180	1.000	1.000
Anzahl Proben	25	25	17	25	42	42	27	42	36	36	25	36

Ohne den Betrieb der UV-Anlage enthielt der Ablauf der ARA Podersdorf *E. coli*, Enterokokken, somatische Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens* in hohen Konzentrationen. Diese betragen 29.000, 3.250, 8.200 und 2.650 pro 100 ml ausgedrückt als Median und im Maximum bis zu 700.000, 40.000, 60.000 und 7.000 pro 100 ml Abwasser. Diese Konzentrationen sind auch in Abbildung 8 (ARA Ablauf, vor UV-Anlage) ersichtliche.

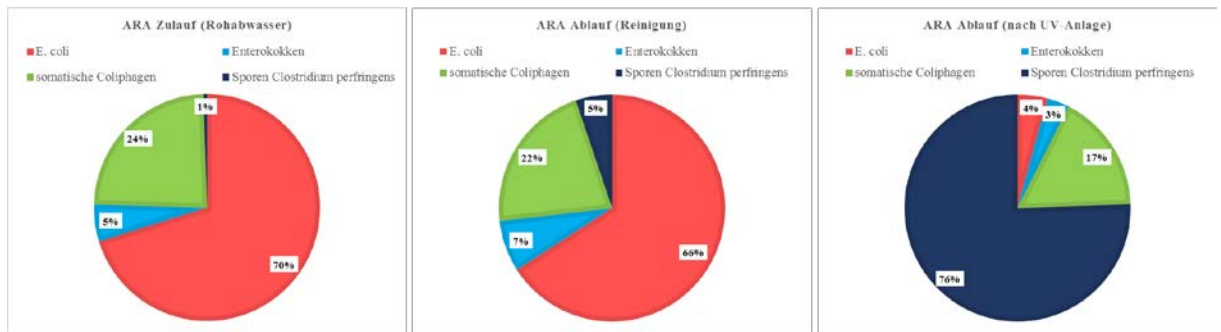


Abbildung 9: Prozentuelle Zusammensetzung der Konzentrationen an Fäkalindikatoren in den drei Abwasserarten ARA Zulauf (Rohabwasser), ARA Ablauf (nach mechanisch-biologischer Reinigung) und ARA Ablauf (nach UV-Anlage).

Die dargestellten Werte weisen die geometrischen Mittelwerte der Konzentrationen über den gesamten Studienzeitraum (2014-2016) aus.

Im ARA Ablauf, nach UV-Anlage erwiesen sich vor allen die Sporen von *Clostridium perfringens* als aussagekräftiger Parameter als Maß für die mikrobizide Wirkung der UV-Bestrahlung. Konzentrationen im Bereich von 100 Sporen/100 ml und darüber traten auf, wenn die Betriebsbedingungen nicht im vorgesehenen Bereich lagen. Dies trifft insbesondere für den Zeitraum April 2014 bis April 2015 zu, in dem ein falscher Bauteil im Bestrahlungsraum eingesetzt war oder Tage an denen die Anzeigen für die Bestrahlungsstärke zu geringe Werte aufwiesen. Am 08.04.2015, 04.05.2015 und am 27.07.2015 zeigten die erhöhte Konzentration an somatischen Coliphagen eine verminderte mikrobizide Leistung der UV-Anlage an. Der letztgenannte Tag (27.07.2015) war im gesamten Studienzeitraum 2014-2016 der einzige, an dem im UV-bestrahlten Ablauf der ARA erhöhte Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken auftraten. An den an diesem Tag erhobenen Betriebsdaten ist der Grund für diese geringe Leistung nicht klar ersichtlich. Die angezeigten Werte für die Bestrahlungsstärke lagen deutlich niedriger als bei der Untersuchung zwei Wochen zuvor. Allerdings ist zu betonen, dass die Sensoren der anlageneigenen UV-Radiometer zu dieser Zeit schadhaft waren und die Messwerte als nicht zuverlässig anzusehen sind.

### 2.1.3.3 REDUKTION AUSGEWÄHLTER FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM ZUGE DER REINIGUNG UND UV DESINFEKTION

Ein geeignetes Maß für die Leistung von Abwasserreinigungsanlagen und für die mikrobizide Wirksamkeit von Desinfektionsanlagen stellen die log Reduktionen der Ausgangskonzentrationen dar. Diese berechnen sich als Differenz der log Konzentrationen vor der jeweiligen Aufbereitungsstufe und jener nach der Aufbereitungsstufe. In Tabelle 8 sind die Reduktionen ersichtlich, die durch die mechanisch-biologische Reinigung der ARA Podersdorf erreicht werden. Anhand der Mediane zeigte sich eine Reduktion von *E. coli*, Enterokokken und somatischen Coliphagen sehr einheitlich im Bereich von 2,2 log, wohingegen die Konzentration an Sporen von *Clostridium perfringens* aufgrund deren höherer Persistenz nur um 1,2 log verringert wurde.

Die Tabelle 9 zeigt die mikrobizide Leistung der UV-Anlage ausgedrückt als Reduktionen von *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens*. Die Ergebnisse sind gegliedert in jene Untersuchungen, die unter korrekten und solche, die unter nicht korrekten Betriebsbedingungen der UV-Anlage erhalten wurden, wie sie in Tabelle 6 dargestellt sind. Die angestrebten Zielwerte, die das Ergebnis eines früheren Forschungsprojektes waren, sind zum Vergleich angeführt (Sommer et al., 2012). Es ist klar ersichtlich, dass nicht korrekte technische Betriebsbedingungen zu deutlich niedrigeren Reduktionen führen.

TABELLE 8: ZUSAMMENSTELLUNG DER REDUKTIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE) VON *E. COLI*, ENTEROKOKKEN, SOMATISCHEN COLIPHAGEN UND SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* DURCH DIE MECHANISCH-BIOLOGISCHE REINIGUNG DER ARA PODERSDORF

	ARA, Reduktion Reinigung			
	log Reduktionen (Zulauf, Rohabwasser) - (Ablauf, nach Reinigung, vor UV)			
	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	2,20	2,03	2,27	1,16
STABW	0,60	0,51	0,51	0,45
Median	2,17	2,12	2,21	1,22
Minimum	0,92	1,03	1,51	0,20
Maximum	3,70	3,16	3,65	1,88
Anzahl Proben	25	25	17	25

TABELLE 9: ZUSAMMENSTELLUNG DER REDUKTIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE) VON *E. COLI*, ENTEROKOKKEN, SOMATISCHEN COLIPHAGEN UND SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* DURCH DIE UV-ANLAGE UND DURCH DIE GESAMTE AUFBEREITUNG DURCH DIE ARA PODERSDORF

	ARA, Reduktion UV-Anlage				ARA, Gesamtreaktion			
	log Reduktion (Ablauf/vor UV) - (Ablauf/nach UV)				log Reduktion (Zulauf, Rohabwasser) - (Ablauf/nach UV)			
nicht korrekte Bedingungen	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	3,40	2,73	2,68	1,18	5,32	4,47	3,98	2,17
Median	3,65	2,68	2,73	1,19	5,56	4,59	4,07	2,30
Zielwerte	4	4	3	1	6	6	4	3
Anzahl Proben	19	19	8	19	9	9	4	9
korrekte Bedingungen	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	4,29	3,26	> 2,80*	1,75	6,89	5,64	> 5,33*	3,16
Median	4,30	3,34	> 2,91*	1,68	6,95	5,57	> 5,42*	3,12
Zielwerte	4	4	3	1	6	6	4	3
Anzahl Proben	17	17	17	17	12	12	12	12
Zunahme der Reduktion (%) durch korrekte Bedingungen (Mittelwert)	21	16	> 4*	33	23	21	> 25*	31

\* Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze der Methode

Die Zunahmen der erreichten Reduktionen bei optimaler Betriebsführung der UV-Anlage betragen bei den Bakterien und Bakteriensporen zwischen 16% und 33%. In Abhängigkeit von der Ausgangskonzentration an somatischen Coliphagen konnte die Reduktionsleistung bei einer Mehrzahl der Proben nach UV-Bestrahlung nicht quantifiziert werden, da deren Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze der Methode lagen. Die

Zunahme der Reduktionen betrug > 4% (nach UV-Bestrahlung) bzw. > 25% (Gesamtaufbereitung). Sporen von *Clostridium perfringens* eigneten sich aufgrund ihrer höheren Persistenz und UV-Resistenz besonders gut für die Quantifizierung der Aufbereitungseffizienz.

#### 2.1.3.4 PHOTOREAKTIVIERUNG VON BAKTERIEN NACH DER UV-BESTRAHLUNG

In Abbildung 10 sind die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken vor und nach der Photoreaktivierung dargestellt. Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze der Methoden von 20 Bakterien pro 1 Liter Probenvolumen zeigen an, dass eine nicht ausreichende UV-Bestrahlung vorlag, um einerseits die angestrebte Inaktivierung zu erreichen und andererseits die Photoreaktivierung der UV-bestrahlten Bakterien zu unterbinden. Die Zeiträume, in denen eine verminderte mikrobizide Leistung der UV-Anlage auftrat, waren April 2014 bis April 2015 (falscher Einbauteil im Bestrahlungskanal, ALC), der schon zuvor genannte 27.07.2015 sowie die Zeit nach dem 08.08.2016, in der an der UV-Anlage geringe Bestrahlungsstärken angezeigt wurden und teilweise UV-Strahler ausgefallen waren. Die Photoreaktivierung war bei *E. coli* stärker zu beobachten als bei Enterokokken.

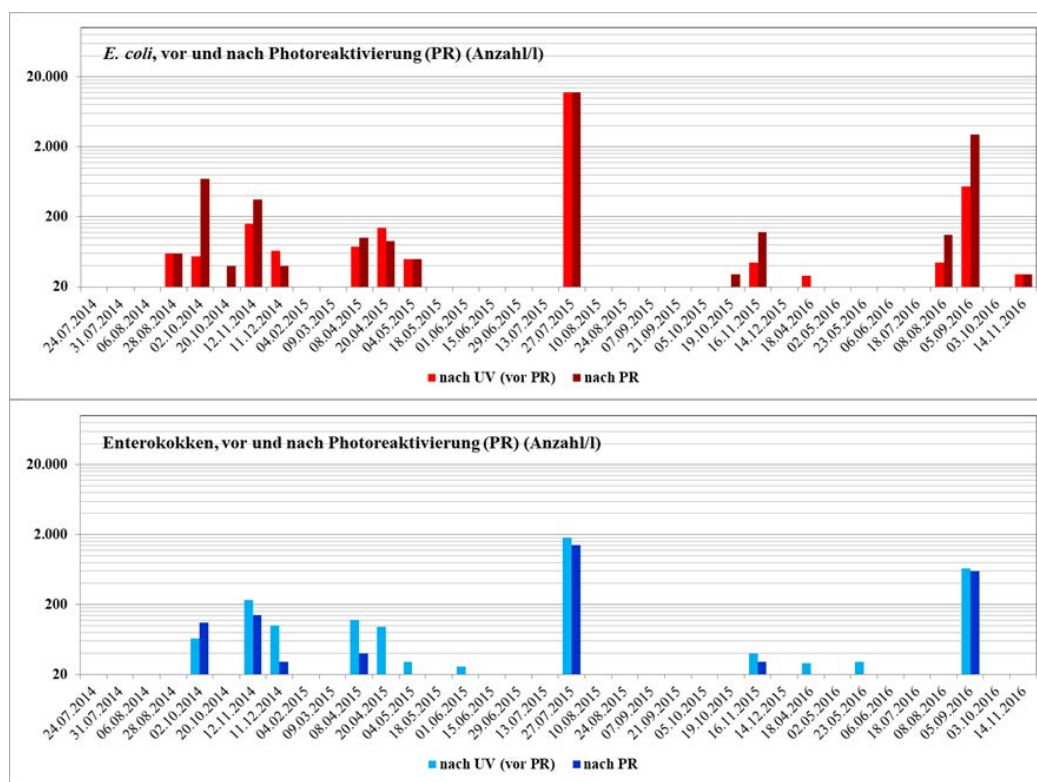


Abbildung 10: Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken in den Proben nach UV-Bestrahlung und nach Photoreaktivierung (PR), dargestellt als Anzahl pro 1 Liter Probenmenge im zeitlichen Verlauf des Beobachtungszeitraums (2014-2016).

#### 2.1.4 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Anhand des zu Beginn des Projektes zusammengestellten Fragenkatalogs werden die Erkenntnisse der Ergebnisse dieses ARBEITSPAKETES diskutiert.

#### Wie sind die aktuellen behördlichen Auflagen im Hinblick auf die hygienische Qualität des Abwassers zu bewerten?

Das Kanalnetz der Gemeinde Podersdorf ist vorwiegend als Mischsystem errichtet. Dem Wasserrechtlichen Bescheid (Zahl 5-W-K1053/86-20) ist zu entnehmen, dass der Trockenwetterabfluss (Maximum

4000 m<sup>3</sup>/Tag; 286 m<sup>3</sup>/h) vollständig über die Kläranlage gereinigt wird. Bei Mischwasser werden maximal 580 m<sup>3</sup>/h über die Kläranlage geführt. Zusätzliches Mischwasser wird teilweise in Rückhaltebecken gespeichert, bzw. über Mischwasserüberläufe entlastet.

Die Gemeinde Podersdorf betreibt eine Kläranlage zur Reinigung der anfallenden Abwässer (Kapazität 20.000 EW60 / Abwassermenge 650.718 m<sup>3</sup>/a). Im Ablaufkanal der Kläranlage wurde 1992 eine UV-Desinfektionsanlage installiert. Diese war seither während der Badesaison in Betrieb.

Im Jahr 2014 wurden die behördlichen Auflagen (Wasserrechtlicher Bescheid, Zahl 5-W-K1053/86-20) aktualisiert (Amt der Burgenländischen Landesregierung, 2014). Diese betreffen in erster Linie die Neuerrichtung der UV-Anlage zur Desinfektion des Ablaufs der ARA Podersdorf und bilden den überwiegenden Teil der Sanierungsmaßnahmen, auf deren Basis die EU-Badestelle Neusiedler See, Podersdorf (AT1120006100060010) die Klassifikation „Veränderungen/Changes“ erhalten hat. Eine Neueinstufung der Badestelle wird erfolgen, sobald ein ausreichend großer Datensatz zur Verfügung steht.

Die behördlichen Auflagen im genannten Bescheid bezüglich der hygienische Qualität des Abwassers betreffen einerseits die physikalische und chemische Qualität des zu desinfizierenden Abwassers und andererseits die Bemessungswerte der UV-Anlage für den Bestrahlungsbetrieb.

Es wurde in der vom BMNT geförderten Studie (Sommer, 2012) gezeigt, dass die im Bescheid vorgeschriebene, erforderliche Qualität des Abwassers im Hinblick auf Trübung (Schwebstoffe TSS ≤ 5 mg/l) und UV-Transmission (UVT-10 mm; 254 nm mind. 60-75 %) für die UV-Desinfektion ausreichend ist. Als Parameter für suspendierte Stoffe hat sich der Parameter Trübung als sehr zweckmäßig und praktikabel erwiesen, da er vor Ort nephelometrisch mit geringem Zeitaufwand gemessen werden kann. Die hierfür einzusetzenden Richt- und Grenzwerte für die Trübung sind 2 NTU und 5 NTU.

Hinsichtlich der Bemessungswerte für die Leistung der UV-Anlage wird im Bescheid zwischen Desinfektion und „teilweiser Desinfektion“ unterschieden.

### Bemessungswerte UV-Anlage (Amt der Burgenländischen Landesregierung, 2014)

- mit Desinfektion: 300-600 J/m<sup>2</sup> (360 m<sup>3</sup>/h, entspr. 100 l/s)
- mit teilweise Desinfektion ≤ 300-600 J/m<sup>2</sup> (580 m<sup>3</sup>/h, entspr. 160 l/s)

Wie unter dem nachfolgenden Punkt „Desinfektionswirksamkeit der neu errichteten UV-Desinfektionsanlage für den Ablauf der Kläranlage“ ausgeführt, ist der Betriebsmodus „teilweise Desinfektion“ als nicht zielführend zu betrachten, da hierbei keine ausreichende Inaktivierung von Krankheitserregern und somit ein nur unzureichender Infektionsschutz erzielt werden kann.

Die weiteren im Bescheid vorgesehenen Betriebs- und Kontrollmaßnahmen sowie das Messprogramm sind grundsätzlich als ausreichend anzusehen und sollen aber in der Betriebsvorschrift unter Berücksichtigung der im Projekt gewonnen Erkenntnisse noch etwas detaillierter ausgeführt werden. Dies betrifft unter anderem den Umfang der periodisch durchzuführenden Untersuchungen zur Wirksamkeitsprüfung und die mikrobiologischen Anforderungen des UV-bestrahlten Kläranlagenablaufs.

### **Wie ist die Desinfektionswirksamkeit der neu errichteten UV-Desinfektionsanlage für den Ablauf der Kläranlage zu bewerten?**

Im Zeitraum von 22.04.2014 bis 12.12.2016 wurden insgesamt 36 mikrobiologische Untersuchungen zur Bestimmung der Desinfektionsleistung der UV-Bestrahlung (davon 25 Untersuchungen mit dem zusätzlichen Parameter somatische Coliphagen) durchgeführt.

Wie in Tabelle 7 ersichtlich, erfolgt durch das gereinigte Abwasser der ARA Podersdorf ohne UV-Bestrahlung eine hohe Emission an Fäkalindikator-Mikroorganismen in den als Vorfluter genutzten Nordgraben. Pro 100 ml Probenmenge waren dies 29.000 *E. coli*, 3.250 Enterokokken, 8.200 somatische Coliphagen und 2.650 *C. perfringens* Sporen (Mediane). Bei Vorliegen von korrekten Betriebsbedingungen der UV-Anlage betragen diese Konzentrationen pro 100 ml Probenmenge 2 *E. coli*, 2 Enterokokken, 10 somatische Coliphagen und 58 *C. perfringens* Sporen (Mediane). Dieses Ergebnis belegt die wirksame Reduktion sowohl von UV-empfindlichen Mikroorganismen (wie z.B. *E. coli* und Enterokokken), aber auch im Hinblick auf die UV-resistenteren Viren und Dauerformen von Mikroorganismen (Sporen, Cysten, Oocysten) durch die UV-Anlage.

Die im Zuge des Projektes begleitete Inbetriebnahme der neuen UV-Anlage im April 2014 (Type UV-3000, Fa. Trojan), das Erreichen der korrekten Betriebsbedingungen und deren Optimierung war mit technischen Problemen behaftet. Besonders problematisch erwies sich, dass seitens der Fa. Trojan ein falscher Bauteil bei der Installation der UV-Anlage verwendet wurde, der den Wasserstand im Bestrahlungsraum (automatic level control) regelt. Durch den zu hohen Wasserstand in der Edelstahlrinne wurde der obere Bereich des Volumenstroms und damit die sich darin befindlichen Mikroorganismen nicht bzw. nicht vollständig UV-bestrahlt. Die Tatsache, dass die UV-Anlage nicht im vorgesehenen mikrobiziden Bereich arbeitet, wurde nur aufgrund der Untersuchungsergebnisse ersichtlich. Hierbei erwiesen sich die drei Parameter (1) Sporen von *Clostridium perfringens*, (2) die größeren Probenvolumina für *E. coli* und Enterokokken (jeweils 1 Liter) und (3) die Photoreaktivierung von *E. coli* zur Feststellung der mikrobiziden Leistung als besonders geeignet und aussagekräftig. Da die Feststellung der Ursache für die verminderte Leistung der UV-Anlage einige Zeit benötigte, dauerte es bis zur Behebung des Fehlers bis April 2015. Zu diesem Zeitpunkt wurde der richtige Bauteil (automatic level control) installiert. Wie Abbildung 10 zu entnehmen ist, traten im weiteren Beobachtungszeitraum nur punktuell erhöhte Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken (pro Liter gereinigtem Abwassers) bzw. eine Photoreaktivierung auf.

Die Ergebnisse des Projektes belegen die wirksame Reduktion sowohl von UV-empfindlichen Mikroorganismen (wie z.B. *E. coli* und Enterokokken) wie auch von UV-resistenteren Mikroorganismen (Viren und Dauerformen von Mikroorganismen, wie Sporen, Cysten, Oocysten) durch die UV-Anlage, wenn die definierten Betriebsbedingungen eingehalten werden.

### **Welche Betriebs- und Kontrollmaßnahmen sind für den zuverlässigen Betrieb der UV-Desinfektionsanlage erforderlich?**

Auf Basis der Erkenntnisse des vom BMNT geförderten Projektes „UV-Desinfektion von Abwasser“ (Sommer et al., 2012) wurde im Bescheid (Zahl 5-W-K1053/86-20, Amt der Burgenländischen Landesregierung, 2014) vorgeschrieben, dass die neue UV-Anlage - im Gegensatz zur vorherigen - über Messeinrichtungen für Durchfluss und UV-Transmission des zu bestrahlenden Kläranlagenablaufs und der Bestrahlungsstärke ausgerüstet sein muss. Diese Betriebsparameter sind zur Kontrolle der korrekten Betriebsführung einer UV-Bestrahlungsanlage unumgänglich. Nur durch Dokumentation und Einbindung der Betriebswerte in das zentrale Leittechniksystem (ZLT) der Kläranlage kann eine effiziente Betriebskontrolle erfolgen.

Die Umsetzung des Überwachungskonzeptes gestaltete sich aufgrund zahlreicher technischer Probleme als schwierig und aufwändig.

Zu den technischen Problemen zählten insbesondere:

- schwierige Einbindung der Messwerte der UV-Anlage in die ZLT der Kläranlage aufgrund Kompatibilitätsproblemen zwischen der von einem kanadischen Hersteller erzeugten UV-Anlage und dem bestehenden elektronischen System, daraus resultierend fehlerhafte Messwertübertragung



- Lieferung fehlerhaft messender Sensoren für die UV-Radiometer damit unzuverlässige Werte und große Unterschiede der Anzeigen für die Bestrahlungsstärken zwischen Bank A und Bank B
- Ausfall des Touchscreen/Anzeigebildschirm der UV-Anlage

Aus diesem Grund wurde im vorliegenden Projekt besonderer Wert auf die Dokumentation der Betriebsdaten zum Zeitpunkt der jeweiligen Probenahme gelegt. Die Aufzeichnungen der technischen Daten und die aufgetretenen Fehler sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Hinsichtlich der Betriebsführung war seitens der Herstellerfirma der UV-Anlage ein geregelter Betrieb vorgesehen, bei dem aus Energiespargründen Möglichkeiten zur Regelung der Strahlerleistung angeboten wurden. Diese technischen Varianten wurden wie folgt in den Bescheid aufgenommen (Amt der Burgenländischen Landesregierung, 2014):

- Anpassung der Leistung der UV-Anlage an den aktuellen Abfluss und die aktuelle „Trübung“ des biologisch gereinigten Abwassers (ausgedrückt als Transmission T bei 254 nm)
- Wahl der in Betrieb befindlichen Einheiten (beide Module oder Modul 1 oder Modul 2)
- Wahl der Strahlerleistung der in Betrieb befindlichen Einheiten (150 - 250 W je Strahler) über die Ansteuerung der Vorschaltgeräte (Leistungsstufen 60% - 100%)

Es war geplant, dass die Einstellung der Strahlerleistung über den Messwert des UV-Transmissionsmessgerätes automatisch erfolgen sollten. Alternativ können durch manuelle Eingriffe die Module der UV-Anlage ein- oder ausgeschaltet bzw. je Modul die vorgegebenen Leistungsstufen der Vorschaltgeräte (60%-100%) eingestellt werden. Aufgrund der zahlreichen technischen Probleme, die sich auf die mikrobiologischen Ergebnisse ungünstig auswirkten, wurde beschlossen, bis zum Vorliegen stabiler technischer Bedingungen und einer ausreichenden Datenlage die Leistungsstufe der beiden Vorschaltgeräte konstant auf 100% zu belassen und keine Regelung vorzunehmen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, dass die angestrebte Inaktivierung und Reduktion von Mikroorganismen nur bei korrekten Bedingungen und Vollbetrieb, d.h. 100% Strahlerleistung, erreichbar ist. Die ursprünglich vorgesehene Reduktion der Strahlerleistung, die von der UV-Transmission des Kläranlagenablaufs gesteuert werden sollte, ist nicht zweckmäßig. Zum einen wies der Ablauf der Kläranlage im Hinblick auf die UV-desinfektionsrelevanten Parameter UV-Transmission und Trübung eine sehr gute und homogene Qualität auf, wie in Tabelle 6 ersichtlich. Diese Parameter stellen somit keine geeigneten Steuergrößen dar, da sie bereits in einem Bereich liegen, der bei optimaler, konventioneller Abwasserreinigung erreichbar ist. Zum anderen lag zu den jeweiligen Zeitpunkten der Probenahme der Durchfluss weit unter 100 l/s (Maximalwert 49,0 l/s; Median 27,5 l/s), siehe Tabelle 6. Somit ist kein Spielraum für eine Reduktion der Strahlerleistung gegeben.

Mit der Kontrolle der Parameter Durchfluss und UV-Transmission des zu bestrahlenden Kläranlagenablaufs und der Bestrahlungsstärke kann der einwandfreie Betrieb überwacht werden. Die regelmäßige Wartung der on-line Messgeräte für die genannten Parameter ist hierfür Voraussetzung.

Als essentiell hat sich herausgestellt, dass der Ausfall auch von einzelnen UV-Strahlern zu einer verminderten Reduktion von Mikroorganismen führt. Dies war im August und September 2016 der Fall und führte unter anderem zu einer erhöhten Konzentration an *E. coli* und Enterokokken und Photoreaktivierung (Abbildung 10). Das bedeutet, dass Ersatzstrahler in Vorrat gehalten werden müssen und bei Ausfall eines UV-Strahlers dieser umgehend zu erneuern ist.

Bei der Betriebsführung ist die Reinigung der Hüllrohre und des Messfensters zur Messung der Bestrahlungsstärke ein wesentlicher Qualitätsfaktor. Beläge an den Hüllrohren vermindern die UV-

Bestrahlung des Abwassers. Als Kontrollparameter dient die Bestrahlungsstärke ( $W/m^2$ ). Liegt der Wert für die Bestrahlungsstärke über dem Mindestwert, ist nachgewiesen, dass die UV-Strahler eine ausreichende Leistung aufweisen, aber auch, dass die Hüllrohre nicht durch störenden Beläge beeinträchtigt sind. Für die Hüllrohre steht ein automatisches, mechanisch-chemisches Reinigungssystem im Einsatz, wodurch die Betriebssicherheit der UV-Anlage erhöht wird.

### **Durch welches Messprogramm (technische Parameter, mikrobiologische Parameter) kann eine zuverlässige Überwachung der Desinfektionsleistung gewährleistet werden?**

Die Überwachung der UV-Anlage ist durch die on-line Messung der Parameter Durchfluss und UV-Transmission des zu bestrahlenden Kläranlagenablaufs und der Bestrahlungsstärke gewährleistet. Im Hinblick auf die Wasserqualität ist die Trübung (suspendierte Stoffe, Partikel) ein wichtiger Parameter, der die Wirksamkeit einer Desinfektionsmaßnahme stark beeinträchtigen kann. Im Falle der UV-Bestrahlung können Partikel einerseits zu Abschattungen führen, wodurch Mikroorganismen von der Strahlung nicht oder nur eingeschränkt erreicht werden, zum anderen werden Krankheitserreger, die in Partikeln oder Aggregaten enthalten sind vor der Desinfektionsmaßnahme geschützt und nicht ausreichend inaktiviert. Der Ablauf der Kläranlage soll daher einem Wert für die Trübung von  $\leq 2$  NTU einhalten und darf 5 NTU nicht überschreiten.

Die in diesem Projekt angewendete Kombination von mikrobiologischen Parametern hat sich als sehr aussagekräftig erwiesen, um das Inaktivierungsverhalten sowohl von UV-empfindlichen wie auch von UV-resistenten Mikroorganismen bzw. Krankheitserregern (Bakterien, Viren und Dauerformen von Bakterien und Protozoen) widerzuspiegeln. Nicht korrekte und korrekte Betriebsbedingungen der UV-Anlage konnten durch die Untersuchung dieser Parameter und die Berechnungen der log Reduktionen erkannt werden, wie in Tabelle 9 ersichtlich.

Periodische mikrobiologische Untersuchungen in Ergänzung zur technischen Überwachung der UV-Anlage ergeben eine zweckmäßige Qualitätskontrolle der Desinfektionsleistung. Die Parameter somatische Coliphagen und Photoreaktivierung von *E. coli* und Enterokokken boten im Rahmen des Projektes wichtige Erkenntnisse, sind jedoch für die Proben nach UV-Bestrahlung mit technischer Spezialausrüstung (standardisierte Belichtungsanlage) und erhöhtem Arbeitsaufwand (Aufkonzentrierung von Bakteriophagen) verbunden. Eines der Ziele des Projektes war es auch ein Konzept für ein praktikables Untersuchungsprogramm zu erstellen, das im laufenden Betrieb umgesetzt werden kann. Bei den mikrobiologischen Parametern boten sich insbesondere *E. coli* und Sporen von *C. perfringens* an. *E. coli* trat im Kläranlagenablauf - verglichen mit den anderen Fäkalindikator-Mikroorganismen - in den höchsten Konzentrationen auf. Sporen von *C. perfringens* wiesen wiederum von den untersuchten Mikroorganismen die höchste UV-Resistenz auf. Wie in Abbildung 11 dargestellt, betrug die Konzentration an Sporen von *C. perfringens* im Kläranlagenablauf nach UV-Bestrahlung  $\leq 50/100$  ml an den Tagen der Probenahme, an denen die UV-Anlage korrekte technische Betriebsbedingungen aufwies (grüne Linie). Rote Balken zeigen die Tage an, an denen die UV-Anlage ausgeschaltet war (Winterbetrieb bzw. extremes Starkregenereignis im Juli 2014). Hier traten Konzentrationen an Sporen von *C. perfringens* von bis zu 7.000/100 ml Probenmenge auf. Aufgrund der hohen UV-Resistenz sind Sporen von *C. perfringens* als sehr konservative Indikatoren für UV-Bestrahlung anzusehen.

Der Grund auch Enterokokken in den Untersuchungsumfang miteinzubinden war, dass diese bei der mikrobiologisch-hygienischen Überwachung des Oberflächenbadegewässers Neusiedler See aufgrund ihrer Persistenz und Salztoleranz einen wichtigen Fäkalindikator darstellen.

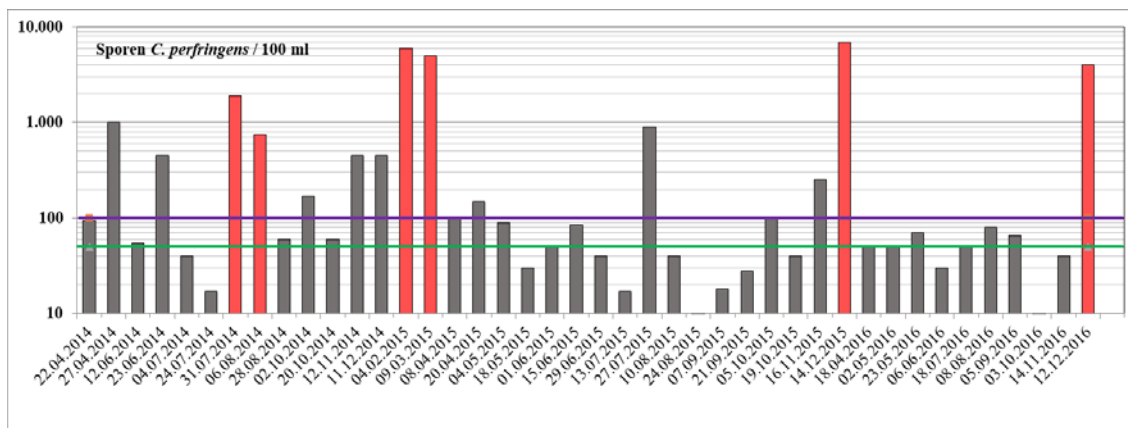


Abbildung 11: Konzentrationen an Sporen von *C. perfringens* pro 100 ml Probenmenge im zeitlichen Verlauf des Beobachtungszeitraums (2014-2016).  
 Rote Balken (UV-Anlage ausgeschaltet; (Winterbetrieb bzw. extremes Starkregeneignis im Juli 2014). Grüne Linie (50 Sporen/100 ml; wird bei korrektem Betrieb der UV-Anlage nicht überschritten)

Das in Tabelle 10 angeführte Untersuchungsprogramm sollte während der Betriebsphase z.B. monatlich durchgeführt werden.

Für die physikalischen Analysen werden die Wasserproben nach UV-Bestrahlung herangezogen, da diese ein geringeres Infektionspotential aufweisen. Da sich die angeführten Parameter durch die UV-Bestrahlung nicht ändern, ist durch diese Vorgangsweise kein Informationsverlust gegeben.

**TABELLE 10: VORSCHLAG EINES PERIODISCHEN UNTERSUCHUNGSPROGRAMMS ZUR ÜBERPRÜFUNG DER MIKROBIZIDEN LEISTUNG DER UV-ANLAGE DER ARA PODERSDORF UND QUALITÄTSANFORDERUNGEN (MONATLICHE EINZELPROBEN)**

Parameter	Einheit	Sollwert	Mindestwert bzw. Maximalwert	log Reduktion (vor UV – nach UV)
Leistungsstufe der UV-Strahler	%	100	100	-
Bestrahlungsstärke Modulen A und B	W/m <sup>2</sup>	≥ 80	≥ 70	-
UV-Transmission (254 nm;1 cm)	%	≥ 75	≥ 60	-
Durchfluss	l/s	≤ 50	≤ 100	-
UV-Transmission (254 nm;1 cm)	%	≥ 75	≥ 60	-
Trübung	NTU	2	5	-
<i>E. coli</i> (ISO 16649-1)	KBE/l	-	max. 100.000	-
Intestinale Enterokokken (ISO 7899-2)	KBE/l	-	max. 10.000	-
Sporen von <i>C. perfringens</i> (ISO 14189)	KBE/100ml	-	max. 10.000	-
optional: somatische Coliphagen (ISO 10705-2)	PFU/100 ml	-	max. 10.000	
<i>E. coli</i> (ISO 16649-1)*	KBE/l	≤ 20	≤ 100	≥ 3,5
Intestinale Enterokokken (ISO 7899-2)*	KBE/l	≤ 20	≤ 100	≥ 3,0

Parameter	Einheit	Sollwert	Mindestwert bzw. Maximalwert	log Reduktion (vor UV – nach UV)
Sporen von <i>C. perfringens</i> (ISO 14189)	KBE/100ml	≤ 50	≤ 100	≥ 1,5
optional: somatische Coliphagen (ISO 10705-2)		≤ 20	≤ 100	≥ 2,5

\* zu untersuchende Probenmenge zumindest 500 ml pro Parameter

- nicht zutreffend

### Allgemeine wasserhygienische Fragestellungen, die sich aus dem Forschungsprojekt ergeben

Ein wesentlicher Diskussionspunkt im Rahmen des Forschungsprojektes waren die Überlegungen zur Notwendigkeit eines im Jahresverlauf durchgehenden Betriebs der UV-Desinfektionsanlage, also auch in den Wintermonaten. Derzeit ist ein Winterbetrieb aus technischen Gründen nicht möglich. Die Anlage wurde jeweils im April in Betrieb genommen und Ende November ausgeschaltet. Zur Ermöglichung eines Winterbetriebes wären zumindest eine Begleitheizung in der Zuflussleitung zur UV-Anlage, eine Heizung für die Schaltschränke und wärmedämmende Maßnahmen im Bereich des Gerinnes erforderlich. Um auch bei extremen Frostperioden die Betriebssicherheit zu gewährleisten, muss auch die Einhausung der UV-Anlage angedacht werden.

Die Ergebnisse des Projektes zeigen, dass durch das gereinigte Abwasser der ARA Podersdorf ohne UV-Bestrahlung eine hohe Emission an Fäkalindikator-Mikroorganismen in den Nordgraben und den Abwasserpfad erfolgt (Tabelle 7). Pro 100 ml Probenmenge waren dies 29.000 *E. coli*, 3.250 Enterokokken, 8.200 somatische Coliphagen und 2.650 *C. perfringens* Sporen (Mediane). Diese Konzentrationen stellen eine erhebliche Belastung mit fäkalbürtigen Mikroorganismen dar, unter denen sich auch hohe Anzahlen an Krankheitserregern befinden können. Um eine Einschätzung der hygienischen Relevanz eines Winterbetriebes der UV-Anlage vornehmen zu können, ist es zweckmäßig, dies anhand von sogenannten Referenzpathogenen durchzuführen. Referenzpathogene stehen stellvertretend für eine Gruppe von Krankheitserregern mit ähnlichen Eigenschaften gegenüber Umwelteinflüssen oder technischen Maßnahmen. Beispiele sind *Campylobacter* für bakterielle Krankheitserreger, Rotaviren für virale Krankheitserreger und Cysten von *Giardia lamblia* für parasitäre Krankheitserreger (WOH, 2009).

Während bakterielle, fäkalbürtige Krankheitserreger nur wenige Tagen in der Umwelt überleben, sind Viren und vor allem auch die Dauerformen von Protozoen (Cysten, Oocysten) wesentlich beständiger. Abschätzungen einer Infektionsgefahr durch fäkales Abwasser müssen daher auf Basis von widerstandsfähigen Krankheitserregern erfolgen. Internationale Untersuchungen zeigen, dass *Giardia lamblia* im Zulauf von Kläranlagen in Konzentrationen von 100 bis 10.000 Cysten pro Liter, im Ablauf von mechanisch-biologischen Kläranlagen 100 bis 1.000 Cysten pro Liter vorhanden sein können (Boarato-David et al., 2016). Daraus folgt, dass die Abwasserreinigung eine Reduktion von etwa 1 log Stufe ergibt, dies ist gut vergleichbar mit unseren Daten für die Reduktion von *C. perfringens* Sporen (Median log 1,22).

In der genannten Publikation werden Studien zum Überleben von *Giardia lamblia* in der aquatischen Umwelt beschrieben. Die Cysten konnten für eine Dauer von jeweils 28 Tagen in Flusswasser und in Seewasser (Exposition in 4,5 m Tiefe (15 ft)) überleben. Das Verhalten von *Giardia lamblia* im Winter wurde in Norwegen bei Temperaturen zwischen 1°C und 7°C untersucht, mit dem Ergebnis, dass nach einem Monat keine lebensfähigen Cysten mehr detektiert wurden. Als Infektionsdosis (ID 50) sind 35 Cysten genannt (Boarato-David et al., 2016).

Rotaviren können in ungereinigtem Abwasser in Anzahlen von 400 bis 85.000 pro 100 ml enthalten sein (WHO, 2009). Bei der mechanisch-biologischen Reinigung von Abwasser werden bei Rotaviren

Reduktionen von 2-3 log erreicht (Li et al., 2011). Das entspricht der in der vorliegenden Untersuchung festgestellten Reduktion des viralen Indikators somatische Coliphagen.

Untersuchungen über das Absterbeverhalten von Viren zeigten in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen große Unterschiede (z.B: Grundwasser, Oberflächenwasser, Temperatur, Sonnenlicht). In einer Zusammenstellung von Yates (2017) wird die mittlere Zeitspanne für eine Virusreduktion um 3 log in Flusswasser mit 9-12 Tagen (3-4 Tage/log) angegeben, in der WHO Guideline (2009) werden für denselben Effekt 6 Tage in Meerwasser und 15 Tage (Rotavirus A) bis 57 Tage (Rotavirus B) in Flusswasser beschrieben. Rotavirus A ist im Hinblick auf humane Infektionen sowohl in Industrieländern als auch in Entwicklungsländern am bedeutendsten. Im Gegensatz zu den Cysten von *Giardia lamblia*, die gegenüber kalten Temperaturen empfindlich sind, überleben Viren bei niedrigen Temperaturen länger. So wurde gezeigt, dass Rotavirus in Flusswasser 10 Tage bei 20°C aber 32 Tage bei 4°C überlebt (Gerba et al., 1996). Als Infektionsdosis (ID 50) sind 6 Viruspartikel genannt (da Silva et al., 2016).

Zur Frage nach der Notwendigkeit eines ganzjährigen Betriebes der UV-Desinfektionsanlage kann aus den vorliegenden Fakten für die spezifische Situation Folgendes abgeleitet werden: Es steht außer Frage, dass der ununterbrochene Desinfektionsbetrieb den Idealfall darstellt. In der derzeitigen Situation der ARA Podersdorf wäre die Umstellung auf Dauerbetrieb nur mit großem Aufwand realisierbar (Begleitheizung in der Zuflussleitung zur UV-Anlage, Heizung für die Schaltschränke, wärmedämmende Maßnahmen im Bereich des Gerinnes, Einhausung der UV-Anlage).

Wenn keine Desinfektion über die Wintermonate erfolgt, ist es aus Gründen des Infektionsschutzes erforderlich, mit der Desinfektion des Kläranlageablaufs zumindest 6 Wochen vor Saisonbeginn zu starten. Hierbei ist die Nutzung des Badegewässers im Bereich Podersdorf zum Baden aber für den Freizeitsport zu beachten. Bei letzterem beginnt die Saison (z.B. für Surfer) meist bereits Ende April, woraus sich der Zeitpunkt für die Inbetriebnahme der UV-Anlage in der zweiten Märzhälfte ergibt (in Abhängigkeit von den Wetterverhältnissen).

### 2.1.5 LITERATUR

Amt der Burgenländischen Landesregierung, ABTEILUNG 5 – ANLAGENRECHT, UMWELTSCHUTZ UND VERKEHR. (2014). Wasserrechtlicher Bescheid, Zahl 5-W-K1053/86-2014. Marktgemeinde Podersdorf am See, Abwasserreinigungsanlage; 1. Neuerrichtung einer UV-Desinfektionsanlage (BA 16), wasserrechtliche Bewilligung; 2. Abbau der bisherigen UV-Desinfektionsanlage; Erlöschen der wasserrechtlichen Bewilligung

Antonelli M., Mezzanotte V. and Nurizzo C. (2008) Wastewater disinfection by UV irradiation: short and long-term efficiency. *Environ Eng Sci* 25 (3): 363-373

Bäderhygienegesetz - BHygG (1976) BGBl. Nr. 254/1976, Bundesgesetz über Hygiene in Bädern, Warmsprudelwannen (Whirlwannen), Saunaanlagen, Warmluft- und Dampfbädern sowie Kleinbadeteichen und über die Wasserqualität von Badegewässern

Badegewässerverordnung - BGewV (2009) BGBl. II Nr. 349/2009, Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung

Beltran N.N. and Jimenez B.E. (2008) Faecal coliforms, faecal enterococci, Salmonella Typhi and Acanthamoeba spp. UV inactivation in three different biological effluents. *Water SA* 34 (2): 1-9

Boarato-David, E., Guimarães, S., and Cacciò, S. (2016). *Giardia duodenalis*. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) Global Water Pathogens Project. <http://www.waterpathogens.org> (R.Fayer and W.

Jakubowski, (eds) Part 3 *Protists*) <http://www.waterpathogens.org/book/giardia-duodenalis> Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO

Calgua B, Carratalà A, Guerrero-Latorre L, de Abreu Corrêa A, Kohn T, Sommer R, Girones R. UVC inactivation of dsDNA and ssRNA viruses in water: UV fluences and a qPCR-based approach to evaluate decay on viral infectivity. *Food Environ Virol.* 2014;6(4):260-8.

Carlos J.A. Campos, Justin Avant, James Lowther, Dale Till, David N. Lees. Human norovirus in untreated sewage and effluents from primary, secondary and tertiary treatment processes. *Water Research* 103 (2016) 224e232

Contreras-Coll N, Lucena F, Mooijman K, Havelaar A, Pierzo V, Boque M, Gawler A, Höller C, Lambiri M, Miroló G, Moreno B, Niemi M, Sommer R, Valentin B, Wiedenmann A, Young V, Jofre J. Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe. *Water Res* 2002;36(20):4963-74.

Craun GF, Calderon RL, Craun MF (2005) Outbreaks associated with recreational water in the United States. *International J Environ Health Res.* 15 243-262

da Silva, M., Miagostovich, M. and Victoria, M. 2016. Rotavirus and Astroviruses. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) *Global Water Pathogens Project*. <http://www.waterpathogens.org> (J.S Meschke, and R. Girones (eds) Part 3 *Viruses*) <http://www.waterpathogens.org/book/rotavirus> Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO

de Regnier, DP, Cole, L, Schupp, DG and Erlandsen, SL (1989). Viability of *Giardia* cysts suspended in lake, river, and tap water. *Appl Environ Microbiol.* 55: 1223–1229

Europäisches Normungsinstitut (2003) EN 12255-14:2003 Kläranlagen. Teil 14: Desinfektion

Farnleitner AH, Strelac H, Mach R, Kavka GG (2006) Hygienisch - mikrobiologische Aspekte bei der Versickerung von mechanisch – biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. In Kroiss et al; *Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen, Endbericht; Phase 2; Im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.*

Farnleitner AH, Reischer GH, Savio DF, Frick C, Schuster N, Schilling K, Mach RI, Derr J, Kirschner A, Blaschke AP & Sommer R (2014) Diagnostik mikrobiologischer Fäkalkontaminationen in Wasser und Gewässern: Status Quo und gegenwärtige Entwicklungen. *Wiener Mitteilungen* 230: 157-184

Gehr R, Wagner M, Veerasubramanian P and Payment P. (2003) Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. *Water Research* 37: 4573-4586

Gerba CP, Rose JB, Haas CN and Crabtree KD. (1996) Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Res* 30, 2929–2940

Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV (2006) BGBl. II Nr. 479/2006 Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern

Guerrero-Latorre L, Gonzales-Gustavson E, Hundesa A, Sommer R, Rosina G. UV disinfection and flocculation-chlorination sachets to reduce hepatitis E virus in drinking water. *Int J Hyg Environ Health.* 2016;219(4-5):405-11.



Donna S. Francy, Erin A. Stelzer, Rebecca N. Bushon, Amie M.G. Brady, Ashley G. Williston, Kimberly R. Riddell, Mark A. Borchardt, Susan K. Spencer, Terry M. Gellner (2012). Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. *Water Research* 46: 4164-4178

EU Parliament and Council (2006): Directive 2006/7/EC concerning the management of bathing water quality

Hallmich C. and Gehr R. (2010) Effect of pre- and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents. *Water Research* 44: 2885-2893

ISO (2013) Water quality – Enumeration of *Clostridium perfringens* – Method using membrane filtration. ISO 14189:2013, International Organisation of Standardisation, Geneva, Switzerland

ISO (2001). Microbiology of Food and Animal Feeding Stuffs - Horizontal Method for the Enumeration of Beta-glucuronidase-positive *Escherichia coli* Colony-count Technique at 44 Degrees C Using Membranes and 5-bromo-4-chloro-3-indolyl Beta-D-glucuronide. ISO 16649-1:2001, International Organisation of Standardisation, Geneva, Switzerland

ISO (2000) Water quality -- Detection and enumeration of intestinal enterococci -- Part 2: Membrane filtration method ISO 7899-2:2000, International Organisation of Standardisation, Geneva, Switzerland

ISO 10705-2: 2000 Water quality –Detection and enumeration of bacteriophages - Enumeration of somatic coliphages. ISO 10705-2: 2000, International Organisation of Standardisation, Geneva, Switzerland

ISO (1998) Water quality -- Detection and enumeration of intestinal enterococci -- Part 1: Miniaturized method (Most Probable Number) for surface and waste water. ISO 7899-1:1998, International Organisation of Standardisation, Geneva, Switzerland

ISO (1998) Water quality -- Detection and enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria -- Part 3: Miniaturized method (Most Probable Number) for the detection and enumeration of *E. coli* in surface and waste water. ISO 9308-3:1998, International Organisation of Standardisation, Geneva, Switzerland

Li D, Gu AZ, Zeng SY, Yang W, He M, Shi HC (2011) Monitoring and evaluation of infectious rotaviruses in various wastewater effluents and receiving waters revealed correlation and seasonal pattern of occurrences. *Journal of Applied Microbiology* 110, 1129–1137

Mayer RE, Bofill-Mas S, Egle L, Reischer GH, Schade M, Fernandez-Cassi X, Fuchs W, Mach RL, Lindner G, Kirschner A, Gaisbauer M, Piringer H, Blaschke AP, Girones R, Zessner M, Sommer R, Farnleitner AH. (2016) Occurrence of human-associated bacteroidetes genetic source tracking markers in raw and treated wastewater of municipal and domestic origin and comparison to standard and alternative indicators of faecal pollution. *Water Res.* 2016;90:265-76.

Mayer RE, Vierheilig J, Egle L, Reischer GH, Saracevic E, Mach RL, Kirschner AKT, Zessner M, Sommer R, Farnleitner AH. (2015) Automated sampling procedures supported by high persistence of bacterial fecal indicators and bacteroidetes genetic microbial source tracking markers in municipal wastewater during short-term storage at 5°C. *Appl Environ Microbiol.* 2015;81(15):5134-43.

Murphy H (2017). Persistence of Pathogens in Sewage and Other Water Types. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) *Global Water Pathogens Project*, Global Water Pathogen Project (M. Yates (eds)

Part 4 Management of Risk from Excreta and Wastewater) Global Water pathogen project persistence-in-sewage Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.

Robertson LJ and Gjerde B (2001). Occurrence of Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in raw waters in Norway. Scand. J. Pub. Health. 29, pp. 200–207.

Sommer R, Lhotsky M, Haider Th and Cabaj A. (2000): UV Inactivation, Liquid-Holding Recovery, and Photoreactivation of *Escherichia coli* O 157 and other pathogenic *E. coli* strains in water. J. Food Prot. Vol 63 (8): 1015–1020.

Sommer R, Kirschner AKT, Schürhagl R, Cabaj A, Hirschmann G, Reischer G und Farnleitner AH (2012) Untersuchung und Bewertung der Leistung einer UV-Desinfektionsanlage für Abwasser. Medieninhaber, Herausgeber, Copyright: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion III Landwirtschaft und Ernährung, Stubenring 12, 1010 Wien. Abschlussbericht Forschungsprojekt GZ B000880.

U.S.EPA (2012) Recreational water quality criteria. Office of Water 820-F-12-058; 2012.

Wasserrahmenrichtlinie – WRRL (2000), RL 2000/60/EG, Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik; Amtsblatt der Europäischen Union, (ABl. Nr. L327 vom 22.12.2000 S.1).

Wasserrechtsgesetz –WRG (1959), BGBl. Nr. 215/1959

WHO (2003) Guidelines for safe recreational-water environments, volume 1, coastal and fresh-waters. Geneva: World Health Organization

WHO (2009) Addendum to the WHO Guidelines for safe recreational water environments, volume 1, coastal and fresh waters. List of agreed updates. Geneva: World Health Organization

Yates, M. (2017). Persistence of Pathogens in Sewage and Other Water Types. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) Global Water Pathogens Project, Global Water Pathogen Project (M. Yates (eds) Part 4 Management of Risk from Excreta and Wastewater) Global Water Pathogen Project persistence-of-pathogens-introduction Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.

## 2.2 ARBEITSPAKET 2 - HISTORISCHE DATENANALYSE

### 2.2.1 FRAGESTELLUNG

**IM ZEITRAUM 1987 BIS 2013 WURDE AN DER BIOLOGISCHEN STATION ILLMITZ** ein umfassender Datensatz zur mikrobiologisch-hygienischen Wasserqualität des Neusiedler Sees erarbeitet. Insgesamt wurden an 38 Probenahmepunkten in unterschiedlichen Probenahmeintervallen Konzentrationen an Fäkalindikatorbakterien bestimmt (Fäkalcoliforme Bakterien bzw. *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken). Diese Daten wurden im vorliegenden ARBEITSPAKET dazu verwendet, um in einem retrospektiven Ansatz unter Miteinbeziehung von biologischen und chemischen Wasserqualitätsparametern sowie hydrographischen und meteorologischen Daten die mikrobiologisch-fäkalen Verschmutzungsmuster des Sees zu beschreiben und Hypothesen für deren Ursachen zu formulieren. Die Erkenntnisse dieser Studie können als Grundlage für die Erstellung eines mikrobiologisch-hygienischen Gesamtkonzeptes für den Neusiedler See dienen.

### 2.2.2 DATENAUFBEREITUNG

Im ersten Teil der Arbeit wurde eine umfassende Datenbank als Basis für die statistischen Analysen zusammengestellt. Dabei wurden primär jährliche Datensätze der Wasserqualitätsparameter der biologischen Station Illmitz (Zeitraum 1987 – 2013) und meteorologische Datensätze aus verschiedenen Quellen (Zentralanstalt für Meteorologie, Biologische Station Illmitz) miteinander verknüpft. Zusätzlich wurden hydrographische Daten (Pegelstände, Wulkaabflussdaten, hydrographischer Dienst Burgenland) in die Analysen miteinbezogen.

Insgesamt wurden Daten aus mehr als 3.500 einzelnen Datenfiles gesammelt und integriert. Die Wasserqualitätsdaten wurden daraufhin hinsichtlich ihrer Qualität kontrolliert. Bei einzelnen Parametern (z.B. *E. coli*; Trübe) war es im Laufe der Untersuchungsperiode zu Änderungen in der Methodik gekommen, sodass eine Konvertierung der Daten nötig war. Da die Wasserqualitätsdaten einiger Variablen auch in Hinsicht ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung nicht homogen waren, mussten diese entsprechend gefiltert werden.

**Probenpunkte:** Von insgesamt 38 Probenpunkten des Neusiedler Sees, für die Wasserqualitätsparameter vorlagen, wurden 26 für die finale Datenauswertung herangezogen.

**Zeitraum:** Nur Daten im Zeitraum von 1992 bis 2013 wurden verwendet, des Weiteren nur Daten die zwischen März und Oktober eines jeden Jahres gemessen wurden.

**Parameter:** Neben *E. coli* und Enterokokken, wurden Wassertemperatur [°C], pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit [mS/cm], Sauerstoffgehalt [mg/L], Totalphosphor [µg/L], Ammonium-N [mg/L], Nitrat-N [mg/L], Chlorophyll a [µg/L] und Secchi-Tiefe [cm] herangezogen.

Die Sammlung der Daten und Erstellung der Datenbank nahm in Summe etwa 6 Monate in Anspruch. Ein Überblick über die wichtigsten Datenaufbereitungsschritte ist in Abbildung 12 zu finden.

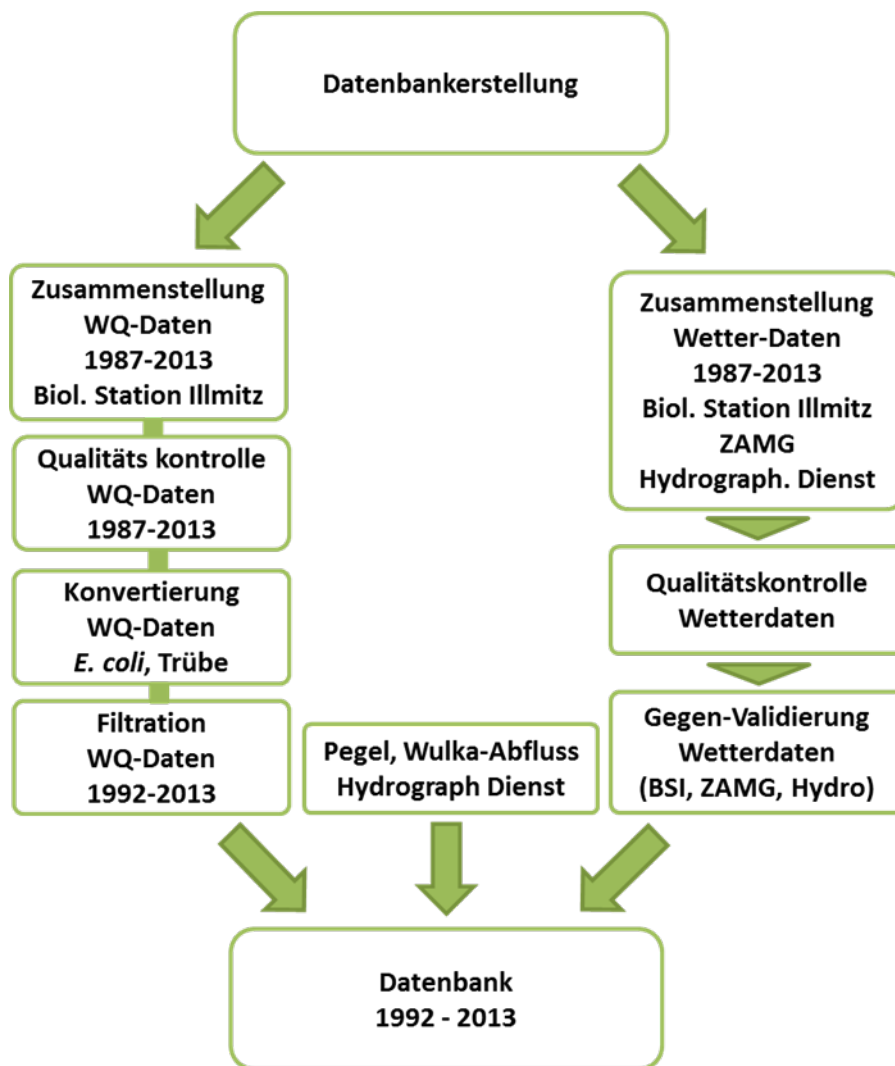


Abbildung 12: Schematische Darstellung der verschiedenen Schritte zum Aufbau der Datenbank für die nachfolgende statistische Analyse. WQ: Wasserqualität; ZAMG: Zentralanstalt für Meteorologie, BSI: Biologische Station Illmitz; Hydro: Hydrographischer Dienst Burgenland.

### 2.2.2.1 DATENZUSAMMENSTELLUNG

Die Wasserqualitätsdaten wurden manuell aus 27 Jahres-Datensätzen (1987-2013) zusammengestellt. Die Wetterdaten wurden aus mehr als 3.300 Einzeldaten (Tagesmesswerte, Jahreszeitserien verschiedener Messstellen) mit Hilfe von speziell programmierten Makros (R-Programm [R-core-team, 2013]) zusammengestellt. Die Datensätze wurden von der Biologischen Station Illmitz (WQ-Daten, Wetterdaten), der Zentralanstalt für Meteorologie (Wetterdaten) sowie dem Hydrographischen Dienst Burgenland zur Verfügung gestellt (Pegeldaten, Wulka-Abflussdaten, Niederschlagsdaten). Die behördlichen Daten der AGES (2009 – 2013) wurden ebenfalls gesichtet und zusammengestellt, aufgrund der geringen Frequenz (5 Daten pro Jahr) wurden diese nicht in die statistischen Analysen miteinbezogen. Zu einem Großteil waren diese Proben parallel von der Biologischen Station untersucht worden und sind im Datensatz inkludiert. Vor dem Jahr 2009 waren alle mikrobiologischen Daten durch die Biolog. Station erhoben worden und sind ebenfalls im Datensatz inkludiert.

### 2.2.2.2 QUALITÄTSKONTROLLE DER DATEN

Vor allem die Wasserqualitätsdaten mussten einer aufwändigen Qualitätskontrolle unterzogen werden. Da die Daten manuell eingegeben worden waren und die einzelnen Jahres-Files zum Teil in verschiedenen

Dateiformaten vorlagen, traten nach der Zusammenstellung der Datenbank zahlreiche Spaltenverschiebungen und fehlerhafte Eingaben (Tippfehler, verschobene Kommas) auf. Um diese Fehler zu identifizieren wurde ein eigenes Programm in Visual Basic for Applications (VBA) geschrieben. Die identifizierten Fehler wurden danach manuell nach eingehender Plausibilitätsprüfung korrigiert (Spaltenverschiebungen, Kommafehler, Tippfehler). Offensichtliche Fehleingaben, die nicht plausibel korrigiert werden konnten, wurden gelöscht. Auch die Wetterdaten und hydrographischen Daten wurden einer Qualitätskontrolle unterzogen. Da diese aber bereits als validierte Daten von den Bezugsstellen (ZAMG, Hydrographischer Dienst Burgenland) ausgegeben worden waren, waren hier keine Änderungen durchzuführen.

### 2.2.2.3 DATEN-KONVERTIERUNG

Bei zwei Wasserqualitäts-Parametern war es während des Untersuchungszeitraums zu entscheidenden methodischen Änderungen gekommen. Dies betraf einerseits den mikrobiologischen Parameter *E. coli* und andererseits den Parameter Trübe. Weiters mussten auch die Windrichtungsdaten in ein brauchbares Format konvertiert werden.

*E. coli* – Die Konzentration an *E. coli* – Bakterien wurde ab 2004 mittels eines most-probable number (MPN) Verfahrens durchgeführt. Die Methode (Colilert®, IDEXX, Wien, Österreich) beruht auf einem statistischen Verfahren, bei dem aus der Anzahl positiver Kulturnapfchen in mehreren parallelen Verdünnungsreihen die wahrscheinlichste Anzahl vermehrungsfähiger Bakterien errechnet wird. Dieses Verfahren ist seit 2012 auch als internationales Standardverfahren zur Bestimmung von *E. coli* Konzentrationen in Wasser und Abwasser zugelassen (ISO 9308-2). Bis zum Jahr 2002 wurde auf Basis der bis dahin geltenden Österreichischen Bäderhygieneverordnung (BHygV) die Konzentration der Fäkalcoliformen (thermotolerante coliforme Bakterien) mittels Membranfiltrationsverfahren bestimmt (ISO 9308-1). Es ist bekannt dass üblicherweise der Großteil der fäkalcoliformen Bakterien *E. coli* ist. Im Jahr 2003 wurden beide Parameter parallel für eine umfassende Probenanzahl (n = 125) gemessen. Für die Konvertierung der Fäkalcoliformendaten in *E. coli*-Daten wurden primär alle logarithmierten Daten über der Quantifizierungsgrenze von 30 Einheiten pro 100 ml (log 1.48) herangezogen und eine Regression berechnet (SegReg, Mass Paket in R). Wie in Abbildung 13 erkennbar, kam es zu einem Knickpunkt bei der Regression bei einem x-Wert von 1.85 (70 Einheiten / 100 ml).

Auf Basis der Regressionsgeraden für alle Werte über log 1.85 wurden die Fäkalcoliformenwerte mittels der folgenden Gleichung (R-Programm) in *E. coli* – Werte umgerechnet.

$$E. coli = 0,8962 \text{ Fäkalcoliforme} + 0,1294 \quad (\text{Gleichung 1})$$

$$r^2=0,7956 \text{ (p < 0,0001)}$$

Alle anderen Daten (in etwa 17.4% aller Messwerte) wurden wie folgt behandelt: alle Messwerte die 0, 1, oder 2 ausmachten wurden als nicht signifikant unterschiedlich von 0 bewertet (ISO 13843) und zu 0 konvertiert.

Messwerte zwischen 3 und 29 (inklusive beider Werte) wurden zu log 1.204 konvertiert, was der Hälfte der Quantifizierungsgrenze entspricht.

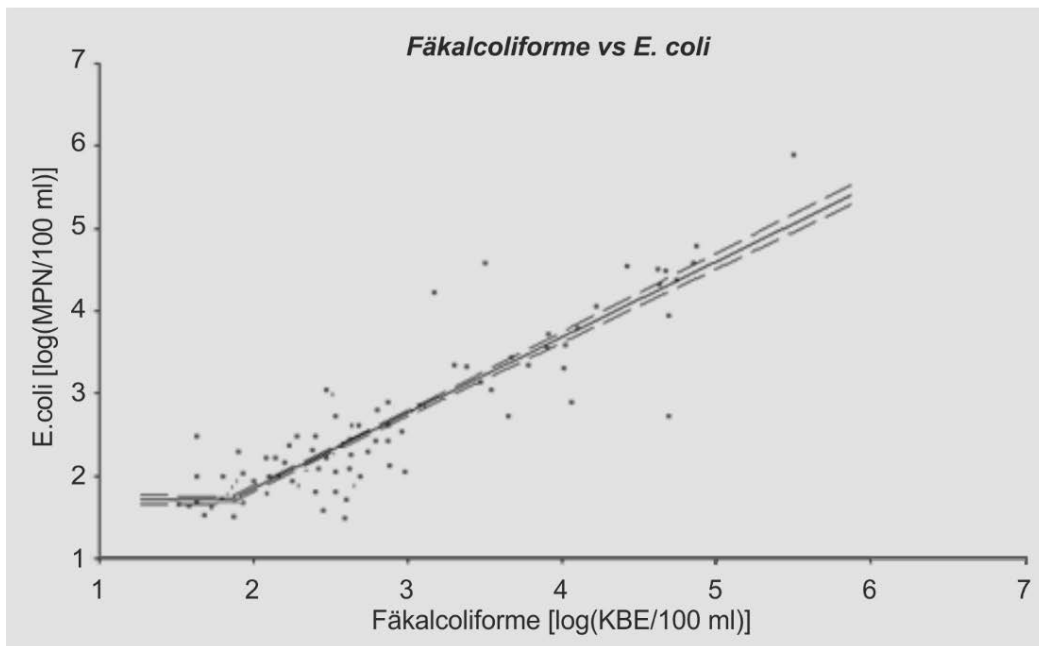


Abbildung 13: Segmentierte Regression zwischen Fäkalcoliformen in  $\log(\text{KBE}/100 \text{ ml})$  (X-Achse) und *E. coli* in  $\log(\text{MPN}/100 \text{ ml})$  (Y-Achse). Nur Werte über der Quantifizierungsgrenze ( $\log 1.48$ ) wurden herangezogen.

**Trübe** – Im Jahr 2008 wurden die bis dahin durchgeführten, methodisch aufwändigen gravimetrischen Messungen der Gesamtschwebstoffe durch die Messung der Lichtdurchlässigkeit des Wassers mittels Secchi-Scheibe ersetzt. Als Basis für die Konvertierung wurden 71 in den Jahren 2006 und 2007 durchgeführte Parallelmessungen herangezogen (Abbildung 14).

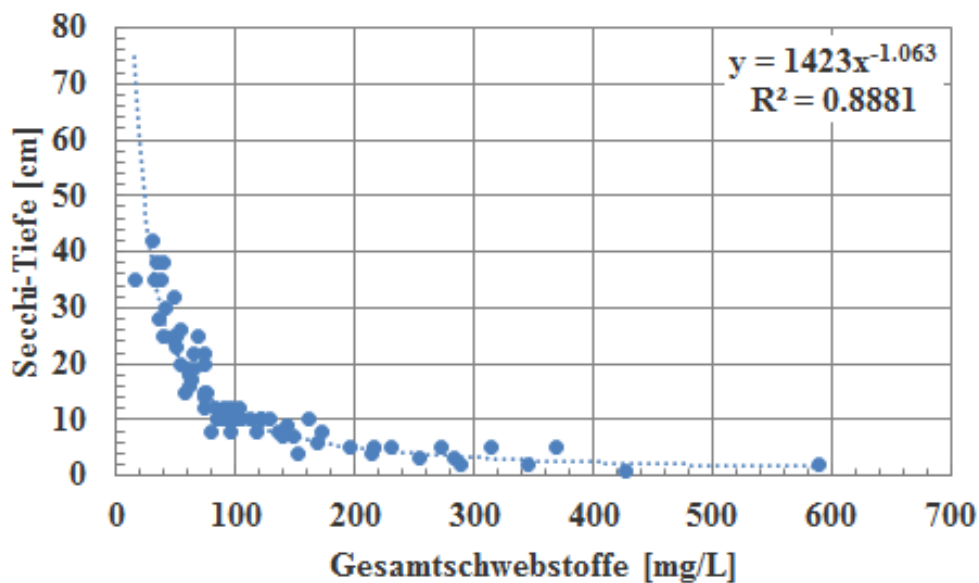


Abbildung 14: Regressionsgerade zwischen Gesamtschwebstoffen und Secchi-Tiefe, erstellt aus 71 Parallelmessungen aus den Jahren 2006 und 2007.

Alle Schwebstoffdaten (GSS) vor 2006 wurden somit mit der folgenden Formel in Secchi-Daten umgewandelt.

$$\text{Secchi} = 1423 \text{ GSS}^{-1.063} \text{ (Gleichung 2)}$$



**Windrichtung** - Die Windrichtungsdaten waren in allen Datensätzen als Bogengrade (°) angegeben, und wurden im Sinne einer einfacheren Interpretation in Textangaben konvertiert. Dies war notwendig weil ein Messwert von 359° und 1° in beiden Fällen Nordwind bedeuten würde, bei Berechnung eines Mittelwertes (180°C) jedoch fälschlicherweise Südwind anzeigen würde. Für die Konvertierung wurden die 360 Bogengrade in 32 Sektoren á 11.25° eingeteilt (Abbildung 15).

Folgende Formel wurde für die automatische Konvertierung im Excel-Programm verwendet:  
 =IF(OR(K2>=30;K2<2);"N";IF(AND(K2>=2;K2<6);"NE";IF(AND(K2>=6;K2<10);"E";IF(AND(K2>=10;K2<14);"SE";IF(AND(K2>=14;K2<18);"S";IF(AND(K2>=18;K2<22);"SW";IF(AND(K2>=22;K2<26);"W";IF(AND(K2>=26;K2<30);"NW"))))))))

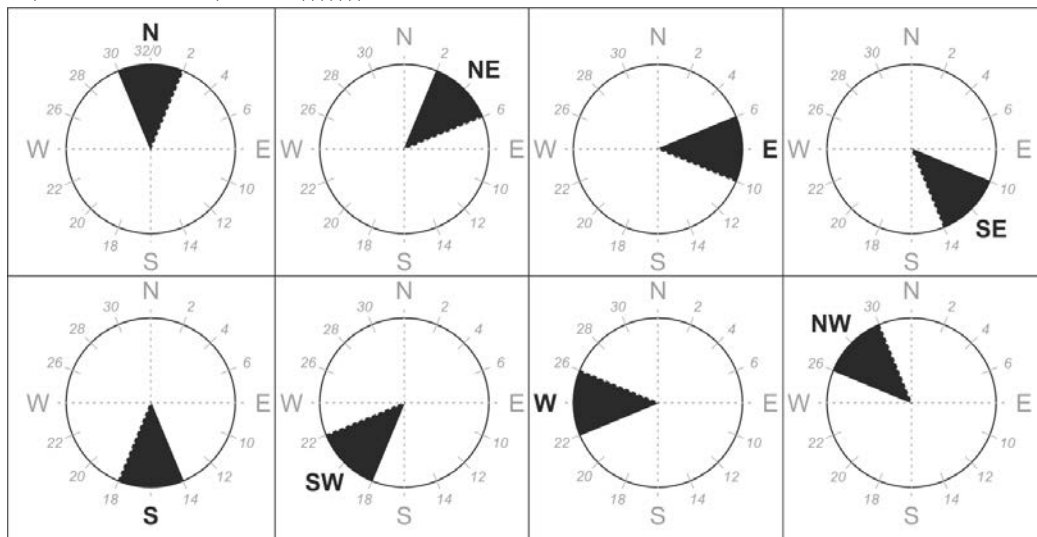


Abbildung 15: Konvertierung der numerischen Windrichtungsdaten in Text (N: Norden, E: Osten, S: Süden; W Westen).

#### 2.2.2.4 GEGENVALIDIERUNG WETTERDATEN

Durchgehende Wetterdaten (Niederschlag, Lufttemperatur, Windstärke, Windrichtung) von 1987 bis 2013 waren nur für Neusiedl am See vorhanden. Hier mussten die Daten von 2 Wetterstationen (7905: 1987 - 2004 und 7906: 2005 - 2013) zusammengelegt werden. Um regionale Unterschiede zwischen Niederschlägen berücksichtigen zu können, wurden zusätzlich Niederschlagsdaten aus Rust, Weiden, Apetlon und Podersdorf verwendet. Einen Überblick über die jährlichen Niederschlagssummen an den verschiedenen Messstationen rund um den Neusiedler See zeigt Abbildung 16. Es wurden einerseits große Unterschiede zwischen den Jahren, andererseits auch zwischen den Standorten beobachtet. Das bei allen Stationen trockenste Jahr war 2003, die höchsten Niederschläge wurden 1996 und 2010 beobachtet.

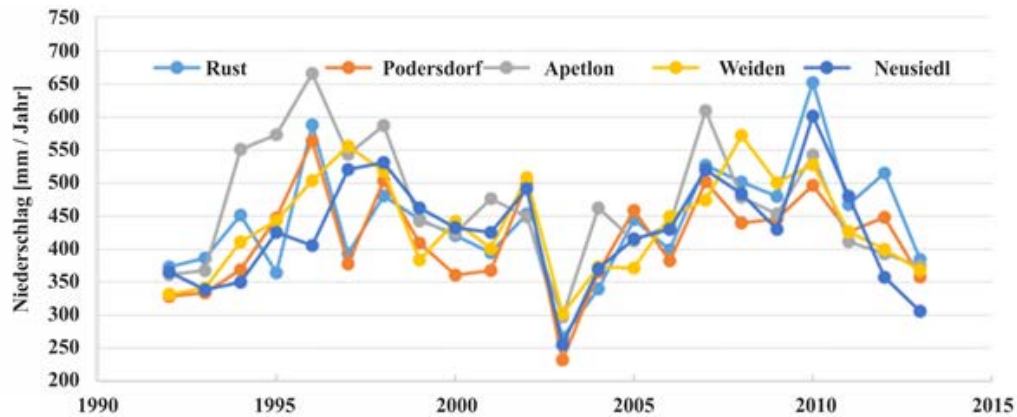


Abbildung 16: Übersicht über die Jahres-Niederschlagssummen an den 5 Standorten Rust, Podersdorf, Apetlon, Weiden am See und Neusiedl am See.

Für Illmitz waren sowohl Daten der ZAMG (1990 bis 2004), als auch Daten der Biologischen Station Illmitz (2000 – 2013) vorhanden. Bevor die Datensätze zusammengelegt werden konnten, wurden die Daten im Überschneidungszeitraum (2000 – 2004) gegeneinander validiert und Regressionsgeraden berechnet. Für die Lufttemperatur lag der Erklärungswert  $r^2$  bei 0,99, bei der Windgeschwindigkeit traten etwas größere Unterschiede auf, der Erklärungswert lag bei  $r^2 = 0,92$ . Letztendlich wurden für die Datenbank der ZAMG Datensatz 1992 – 1999 und der Biol. Stat. Datensatz 2000 – 2013 herangezogen.

#### 2.2.2.5 FILTRATION DER WASSERQUALITÄTSDATEN

Um die Daten auszuwählen, die sinnvollerweise in die finale Datenbank integriert werden sollten, wurden der Umfang der Datenverfügbarkeit für alle Probenpunkte, Jahre und Parameter mit einem in VBA speziell geschriebenen Programm ermittelt. Zusätzlich wurde die Bedeutung der Probenpunkte und Parameter für die Ziele des Projektes mitberücksichtigt.

Für den Zeitraum 1987 – 1991 waren zum Teil nur sehr rudimentäre Datensätze vorhanden. Diese Jahre wurden gänzlich von den Datenverfügbarkeitsanalysen ausgeschlossen. Für alle anderen Jahre wurden nur die Zeiträume von März bis Oktober berücksichtigt, da in den Monaten November bis Februar („Winter“) nur wenige Daten vorhanden waren und ein Vergleich zwischen den Stationen und Jahren somit für diese Jahreszeit aus statistischen Gründen nicht sinnvoll war.

Tabelle 11 zeigt die Datenverfügbarkeitstabelle für den Zeitraum 1992 – 2013. Aufgrund der Datenverfügbarkeit und der allgemeinen Überlegungen wurden somit folgende Daten in die Datenbank übernommen:

**Zeitraum:** 1992 – 2013

**Probenpunkte:** 1,2,5,6,7,8,9,11,13,16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,32,33

**Parameter:** *E. coli*, Enterokokken, Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Totalphosphor, Ammonium-N, Nitrat-N, Chlorophyll a, Secchi-Tiefe, Niederschlag, Lufttemperatur, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Pegelstand

TABELLE 11: DATENVERFÜGBARKEIT FÜR ALLE PROBEHAHMESTATIONEN UND UMWELTPARAMETER FÜR DIE JAHRE 1992 - 2013. DIE WERTE ZEIGEN DIE PROZENTSÄTZE (AUF 10% GERUNDET) AN FEHLENDEN DATEN. DIE FARBSKALA GEHT DABEI VON GRÜN (ALLE/VIELE DATEN VORHANDEN) BIS ZU ROT (WENIGE/KEINE DATEN VORHANDEN).

Station	Beginn	Ende	Probenanzahl	W <sub>Temp</sub>	pH	Leitf.	O <sub>2</sub>	Na	K	Mg	Ca	Cl	SO <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub>	CO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	TP	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Chla	DOC	Secchi	TSS	EC	ENT
1	Mär.92	Okt.13	662	2%	2%	1%	3%	31%	31%	31%	31%	31%	36%	31%	31%	59%	1%	1%	1%	5%	36%	50%	89%	11%	33%
2	Mär.92	Aug.13	126	2%	3%	0%	2%	3%	3%	3%	3%	3%	28%	3%	3%	56%	2%	1%	0%	6%	92%	62%	87%	6%	31%
3	Mär.92	Okt.13	421	3%	3%	0%	3%	2%	3%	2%	2%	2%	10%	3%	2%	83%	0%	0%	0%	10%	89%	66%	96%	72%	79%
4	Mär.92	Okt.13	426	3%	3%	0%	3%	3%	3%	2%	2%	2%	9%	2%	2%	83%	1%	1%	1%	9%	81%	62%	96%	70%	80%
5	Mär.92	Okt.13	472	3%	4%	0%	3%	6%	6%	6%	6%	6%	12%	6%	6%	81%	1%	2%	1%	6%	21%	47%	96%	67%	76%
6	Mär.92	Aug.13	381	2%	68%	67%	2%	67%	67%	67%	67%	67%	75%	68%	68%	86%	67%	67%	67%	70%	97%	59%	96%	3%	41%
7	Mär.92	Okt.13	570	3%	49%	48%	3%	78%	78%	78%	78%	78%	83%	78%	78%	61%	46%	47%	46%	79%	96%	64%	89%	2%	30%
8	Mär.92	Okt.13	566	3%	48%	48%	3%	78%	78%	78%	78%	78%	83%	78%	78%	61%	47%	47%	47%	78%	97%	64%	89%	3%	30%
9	Mär.92	Okt.13	556	3%	48%	48%	3%	77%	77%	77%	77%	77%	83%	78%	78%	61%	47%	47%	47%	79%	97%	63%	89%	3%	30%
10	Mär.92	Sep.13	281	4%	2%	0%	4%	59%	59%	59%	59%	59%	70%	60%	60%	22%	1%	1%	1%	62%	96%	69%	78%	3%	15%
11	Mär.92	Sep.13	115	3%	3%	0%	3%	2%	2%	2%	2%	2%	28%	2%	3%	54%	1%	1%	1%	8%	91%	63%	86%	2%	33%
12	Mär.92	Sep.13	122	2%	3%	0%	3%	2%	2%	2%	2%	2%	26%	2%	9%	57%	1%	1%	0%	9%	92%	65%	87%	2%	31%
13	Mär.92	Sep.13	126	2%	3%	0%	3%	2%	2%	2%	2%	2%	26%	2%	5%	58%	1%	1%	0%	9%	92%	65%	87%	2%	33%
14	Mär.92	Mai.00	39	3%	5%	3%	3%	3%	5%	3%	3%	3%	64%	3%	82%	3%	3%	3%	3%	3%	100%	72%	72%	0%	0%
15	Mär.92	Mai.99	26	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	65%	0%	96%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	69%	69%	0%	0%
16	Mär.92	Sep.13	119	3%	3%	0%	3%	3%	3%	3%	3%	3%	28%	2%	3%	55%	1%	1%	0%	8%	92%	61%	87%	3%	36%
17	Mär.92	Sep.13	117	3%	3%	0%	3%	3%	3%	3%	3%	3%	28%	2%	3%	55%	1%	1%	0%	9%	91%	63%	86%	3%	34%
18	Mär.92	Sep.13	128	2%	5%	2%	2%	4%	4%	4%	4%	4%	27%	3%	3%	59%	4%	4%	3%	10%	93%	66%	88%	4%	32%
19	Mär.92	Sep.13	125	2%	5%	2%	2%	4%	4%	4%	4%	4%	26%	3%	10%	60%	4%	4%	3%	10%	94%	66%	87%	2%	32%
20	Mär.92	Sep.13	124	2%	3%	0%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	27%	2%	2%	57%	1%	1%	0%	8%	92%	64%	87%	5%	32%
21	Mär.92	Sep.13	127	2%	3%	0%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	26%	2%	2%	58%	1%	1%	0%	8%	92%	63%	87%	4%	34%
22	Mär.92	Sep.13	126	2%	5%	2%	2%	4%	4%	4%	4%	4%	28%	3%	6%	58%	2%	2%	2%	10%	92%	65%	87%	2%	33%
23	Mär.92	Sep.13	126	2%	3%	0%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	26%	2%	2%	58%	1%	1%	0%	8%	92%	65%	87%	2%	33%
24	Mär.92	Sep.13	156	1%	3%	0%	1%	3%	3%	3%	3%	3%	22%	2%	2%	66%	1%	1%	0%	17%	52%	53%	90%	12%	45%
25	Mär.92	Okt.13	428	1%	3%	0%	1%	2%	3%	2%	2%	2%	9%	2%	2%	83%	1%	1%	0%	12%	89%	61%	96%	11%	47%
26	Mär.92	Okt.13	600	2%	2%	0%	2%	30%	30%	30%	30%	30%	35%	30%	30%	61%	1%	1%	1%	36%	92%	64%	90%	8%	34%
27	Mär.92	Sep.13	146	2%	5%	1%	2%	9%	9%	8%	8%	8%	29%	8%	8%	60%	1%	3%	2%	6%	62%	47%	86%	8%	37%
28	Mär.92	Sep.13	126	1%	3%	0%	1%	3%	3%	2%	2%	2%	26%	2%	2%	58%	0%	1%	0%	8%	92%	64%	87%	2%	33%
29	Mär.92	Okt.13	571	2%	46%	45%	2%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	84%	84%	63%	45%	46%	46%	87%	94%	64%	90%	5%	32%
30	Mär.92	Sep.13	549	3%	47%	47%	3%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	60%	47%	47%	47%	87%	98%	63%	89%	2%	28%
31	Mär.92	Okt.05	313	100%	97%	97%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	97%	97%	97%	97%	100%	100%	100%	100%	0%	8%
32	Mär.92	Sep.13	551	2%	48%	47%	2%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	60%	47%	47%	47%	87%	98%	63%	89%	2%	29%
33	Mär.92	Okt.13	590	3%	2%	0%	3%	38%	38%	38%	38%	38%	38%	38%	38%	60%	1%	1%	1%	45%	92%	68%	89%	49%	58%
34	Mär.92	Sep.13	540	3%	47%	46%	3%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	89%	59%	46%	47%	47%	87%	99%	63%	89%	2%	29%
35	Jun.93	Okt.13	554	3%	3%	1%	3%	34%	34%	33%	33%	33%	33%	33%	33%	65%	1%	1%	1%	40%	91%	68%	96%	9%	37%
36	Mär.92	Okt.13	385	8%	5%	3%	9%	34%	34%	34%	34%	34%	34%	34%	35%	64%	3%	3%	3%	9%	41%	60%	99%	97%	100%
37	Mär.92	Okt.13	416	5%	3%	1%	5%	41%	41%	41%	41%	41%	41%	41%	42%	57%	1%	1%	1%	10%	92%	71%	89%	100%	100%
38	Jul.93	Sep.13	502	2%	51%	51%	3%	85%	85%	84%	84%	84%	84%	84%	85%	65%	50%	51%	51%	86%	98%	68%	96%	4%	31%

#### 2.2.2.6 BENUTZTE SOFTWARE

Für die Berechnungen wurden folgende Datenanalyseprogramme benutzt: R-programm 3.2.3, Visual Basic for Applications for Excel, Corel Draw X7, MS Excel, SegReg, Golden Software Surfer 12 und GS+ 10. Die Programme wurden für die Programmierung der folgenden Analysetools verwendet; insgesamt wurden über 2000 Command-Linien (manche Linien mit mehr als 1 vollen Seite) mit über 60.000 Schriftzeichen programmiert:

- *Segmentierte Regression (SegReg)*, um zu zeigen, ob sich ein Knickpunkt in der Regression zwischen *E. coli* und Fäkalcoliformen Ergebnissen befindet
- *Robuste Regression* (in der Funktion des MASS-Pakets in R (Venables & Ripley 2002)) - um die Regression zwischen *E. coli* und Fäkalcoliformen Ergebnissen über dem Knickpunkt zu bestimmen
- *Detektion fehlender Daten (R-Programm)* – um die Anzahl fehlender Daten in jedem Datensatz zu ermitteln
- *Detektion von Tippfehlern (VBA)* – um Tippfehler aufzuspüren
- *Kompilation der meteorologischen Datenfiles (R-Programm)* – Die in etwa 3300 meteorologischen Tagesdatensätze in einzelnen .csv files sowie verfügbare Jahresdatensätze und Monatsdatensätze wurden kompiliert, um einen gesamten meteorologischen Datensatz für die gesamte Region Neusiedler See zu bilden.

- *Hauptkomponentenanalyse (R-Programm)* – Um die “Hot-spots” der fäkalen Belastung für Enterokokken und *E. coli* zu bestimmen wurde ein Programm für Hauptkomponentenanalyse programmiert.
- *Filtration der Wasserqualitätsparameter* - Um die Wasserqualitätsparameter nach Parameter und Probenahmepunkt filtern zu können wurde ein Programm in VBA geschrieben.

### 2.2.3 GESAMTÜBERSICHT UND DETEKTION DER HOT-SPOTS FÄKALER BELASTUNG

Um eine Gesamtübersicht der fäkalen Belastung im Neusiedler See und die wichtigsten Einflussfaktoren zu bekommen, wurden (1) die Probenahmestellen anhand der Jahresmittelwerte der Fäkalindikatorkonzentrationen (*E. coli* und Enterokokken separat) gruppiert und ihre Ähnlichkeiten mittels Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) ermittelt (Tabachnik & Fidell 1996). Danach wurde (2) untersucht, ob zwischen der ersten Komponente der PCA (*E. coli* und Enterokokken separat) und den unabhängigen Wasserqualitäts- und meteorologischen Parametern eine Beziehung besteht. In anderen Worten, diese stochastische Analyse wurde dazu verwendet, um herauszufinden welche Faktoren die *E. coli* (EC) und Enterokokkenkonzentrationen (ENT) über die Jahre an jenen Probenstellen steuern, die am meisten zur Streuung der fäkalen Belastung beitragen. Diese Probenstellen werden im weiteren Text als „Hot-spots“ bezeichnet.

#### 2.2.3.1 EC UND ENT HOT-SPOTS

Die erste Hauptkomponente der *E. coli*-PCA erklärte 41.2% der Gesamtvarianz und wurde als einzige für alle weiteren Analysen herangezogen. Im Falle der Enterokokken lag der Erklärungswert der ersten Hauptkomponente bei 34.0% (Abbildung 17).

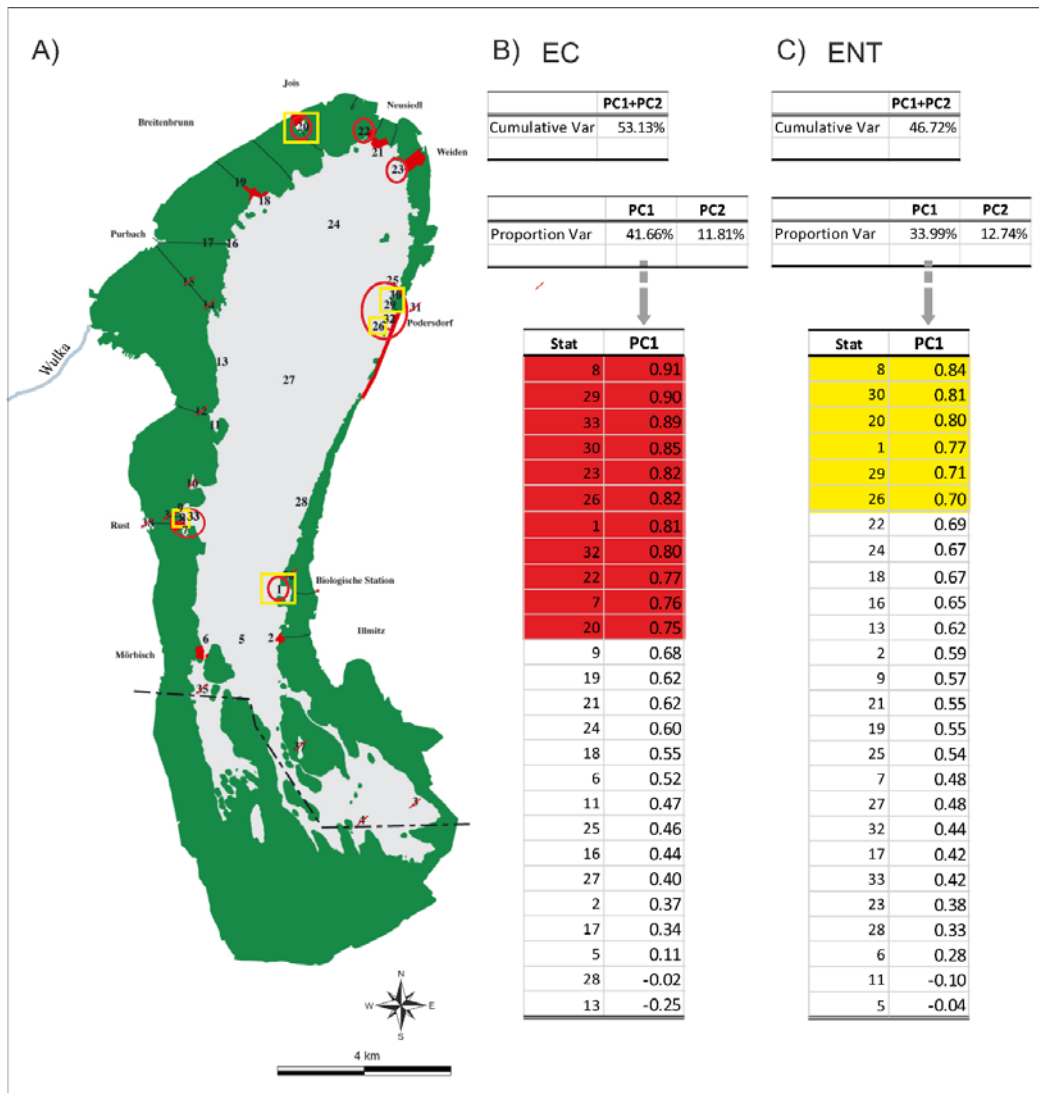


Abbildung 17: (A) Gesamtübersicht der PCA mit den Hot-spots fäkaler Belastung ermittelt auf Basis der Konzentrationen an EC (rote Kreise) und der ENT (gelbe Quadrate). Probenahmestellen, die nicht in der Analyse berücksichtigt wurden (siehe Kapitel 3.2.2.5) sind durchgestrichen (B) Kumulative (Gesamt-) und proportionelle (Teil-) Varianz der ersten beiden Hauptkomponenten für E. coli (EC) sowie die Probenahmestellen (Hot-spots), die mit einem Gewichtungskoeffizienten von mehr als 0.7 (analog zum Korrelationskoeffizienten) mit der ersten Hauptkomponente korreliert sind (in rot). (C) Kumulative (Gesamt-) und proportionelle (Teil-) Varianz der ersten beiden Hauptkomponenten für Enterokokken (ENT) sowie die Probenahmestellen (Hot-spots), die mit einem Gewichtungskoeffizienten von mehr als 0.7 (analog zum Korrelationskoeffizienten) mit der ersten Hauptkomponente korreliert sind (in gelb).

Mit Hilfe der PCA wurden die Hot-spots fäkaler Belastung im See ermittelt. Diejenigen Stellen wurden als Hot-spot bezeichnet, für die die Gewichtungskoeffizienten mit der ersten Hauptkomponente > 0.7 waren. Der Wert von 0.7 wird üblicherweise als Grenzwert bei solchen Überlegungen verwendet. Die Hot-spots sind also jene Stellen, die den Großteil der EC und ENT Varianz im See ausmachen. Es zeigte sich, dass im Fall von EC mehr Stellen als Hot-spots identifiziert werden als im Fall von ENT, aber alle ENT Hot-spots sind gleichzeitig EC Hot-spots.

Im Raum Podersdorf wurden die Probenstellen 26 (EU-Badestelle), 29 (Einleitung Kläranlage), 30 (Einleitung Kläranlage) und 32 (Badestrand Podersdorf Nord) als Hot-spots identifiziert, die Probenstelle 25 (Einleitung Golser Kanal) hingegen nicht. Im Raum Neusiedl wurde die Probenstelle 22 (Segelhafen-Kanal) als Hot-spot identifiziert, die Probenstelle 21 (EU-Badestelle) hingegen nicht. Im Raum Rust wurden die Stellen 7 (Bucht mit Badehütten), 8 (Hafen/Hotelbereich) und 33 (Ruster Bucht) als Hot-spots erkannt. Die Stelle 9 lag mit einem Gewichtungskoeffizienten von 0.68 (für EC) nur knapp unter dem Grenzwert von 0.7.

Die restlichen Hot-spots waren die EU-Badestelle Weiden am See (Punkt 23), der Hafen Jois (Punkt 20) sowie überraschenderweise Punkt 1 (Bucht Biologische Station Illmitz). An dieser Stelle werden an den Wochenenden oft viele ankernde Segelboote beobachtet, die zu einem fäkalen Input beitragen könnten.

### 2.2.3.2 KURZER ÜBERBLICK ÜBER GRÖSSENORDNUNG UND VARIABILITÄT DER FÄKALEN BELASTUNG

Um die Größenordnung der fäkalen Belastungssituation des Neusiedler Sees darzustellen und um diese vergleichsweise einordnen zu können, wurden in Abbildung 18 vier repräsentative Standorte ausgewählt. Punkt 5 repräsentiert dabei einen Probenpunkt im offenen See mit sehr niedriger fäkaler Belastung. Nur an 2 von insgesamt 150 Probenahmen lag einer der beiden Fäkalindikatoren über 100 KBE bzw. MPN pro 100 ml (log 2). Im Gegensatz dazu war der am stärksten belastete Punkt der Probenpunkt 29 beim Zufluss der Abwässer aus der Podersdorfer Kläranlage in den See (über Nordgraben, 2 Schönungsteiche und Schilfgürtel). Hier lagen jedes Jahr viele Messwerte beider Parameter über 1.000 KBE bzw. MPN pro 100 ml (log 3) mit Spitzenwerten von 30.000 KBE bzw. 22.000 MPN pro 100 ml (> log 4) in den 90-er Jahren und im Jahr 2002. So hohe Werte wurden an den Badestellen wie den Probenstellen 7 (Rust) und 26 (Podersdorf) nie beobachtet, die Maximalwerte an diesen beiden Badestellen lagen bei 1.700 MPN pro 100 ml (log 3.24) für *E. coli* bzw. 1.000 KBE pro 100 ml (log 3) für Enterokokken.

Im Vergleich zu den in der BGewV festgelegten Grenzwerten für kurzfristige Belastungen für *E. coli* (1.000 MPN/KBE pro 100 ml) und Enterokokken (400 MPN/KBE pro 100 ml) (Badegewässerverordnung 2009, BGewV) zeigt sich, dass es generell an verschiedenen Badestellen des Sees immer wieder zu kurzfristigen Belastungen über den Grenzwerten kam. Besonders zu berücksichtigen sind auch die starken Schwankungen der Messwerte, die auch an den Badestellen um 2 Größenordnungen schwankten, was ja besonders für die Einstufung als Badegewässer nach der BGewV von großer Bedeutung ist (Mitberücksichtigung des oberen 90 Perzentil und 95-Perzentil Wertes).



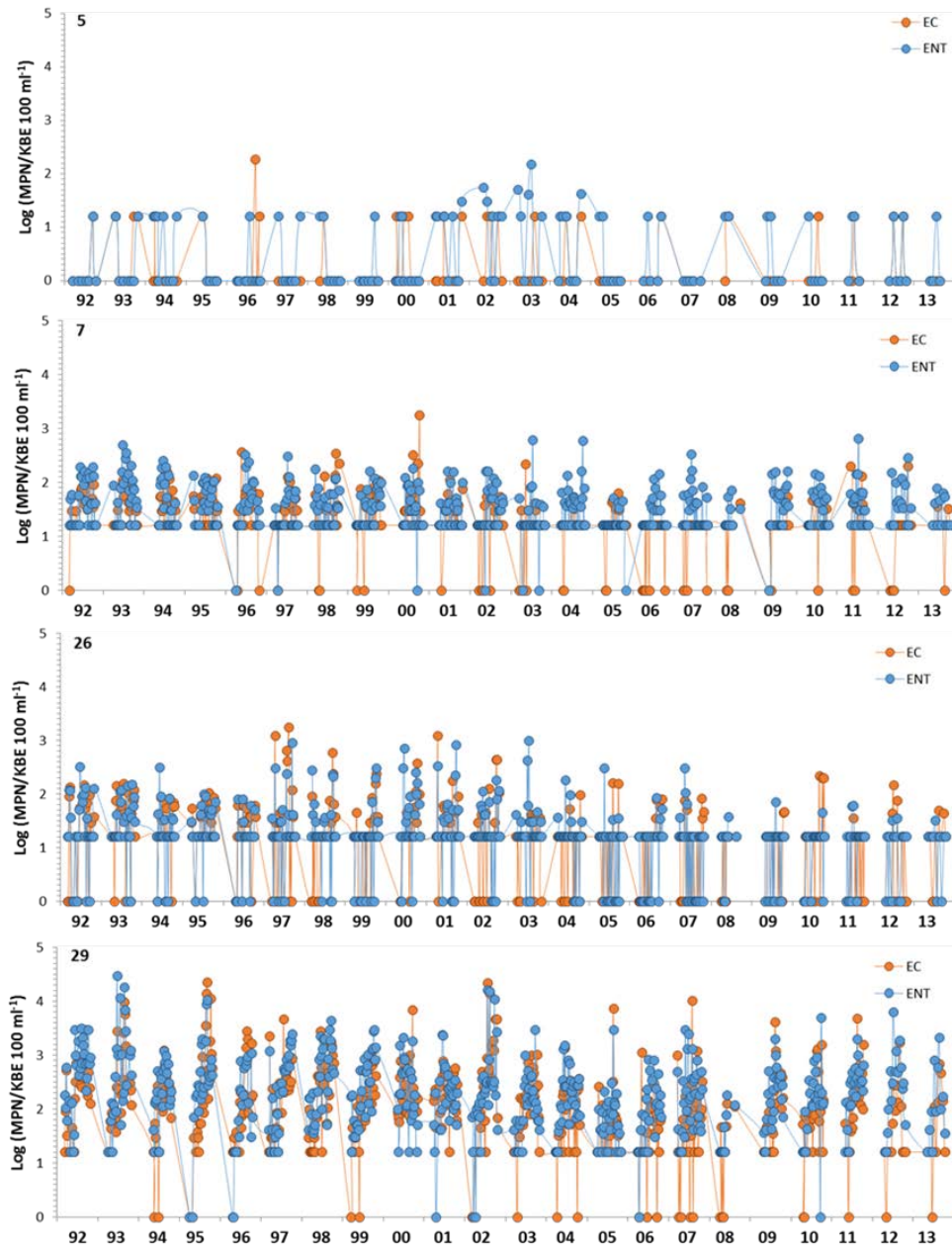


Abbildung 18: Größenordnung und Variabilität der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen im Zeitraum 1992-2013 an den ausgewählten Probenahmestellen 5 (offener See), 7 (Rust), 26 (EU Badestelle Podersdorf) sowie 29 (Zufluss Kläranlage Podersdorf).

### 2.2.3.3 EINFLUSSFAKTOREN DER FÄKALEN BELASTUNG

Im nächsten Schritt wurde untersucht, welche Umweltparameter (Wasserqualitätsparameter hydrographische und meteorologische Faktoren) generell die Varianz der EC und ENT Konzentrationen im Neusiedler See beeinflussen. Um diese Frage zu beantworten, wurde jeweils die erste Hauptkomponente für EC und ENT mit den verschiedenen Umweltparametern korreliert (Tabelle 12).

TABELLE 12: SIGNIFIKANTE KORRELATIONSKOEFFIZIENTEN ZWISCHEN DEN UNABHÄNGIGEN VARIABLEN UND DEN JEWEILS ERSTEN HAUPTKOMPONENTEN FÜR EC UND ENT. SIGNIFIKANZNIVEAU: ALPHA=0.1 (\*), ALPHA=0.05 (\*\*).

Umweltparameter	Messeinheit	EC	ENT
Wassertemperatur	°C	-0.43**	-0.46**
pH-Wert	-	-	-
Elektr. Leitfähigkeit	mS cm <sup>-1</sup>	-	-
Sauerstoffgehalt	mg L <sup>-1</sup>	-	-
Gesamtphosphor	µg L <sup>-1</sup>	-	-
Ammonium-N	mg L <sup>-1</sup>	-	-
Nitrat-N	mg L <sup>-1</sup>	0.65**	0.41*
Chlorophyll a	µg L <sup>-1</sup>	-	-
Secchi Tiefe	cm	-	-
Pegel-Apetlon	cm	-	-
Pegel-Breitenbrunn	cm	-	-
Pegel-Ilmitz	cm	-	-
Pegel-Mörbisch	cm	-	-
Pegel-Podersdorf	cm	-	-
Pegel-Weiden	cm	-	-
Pegel-Rust	cm	-	-
Wulka Abfluss	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	-	-
Lufttemperatur	°C	-0.43**	-
Niederschlag-Neusiedl	mm Jahr <sup>-1</sup>	-	-
Niederschlag-Rust	mm Jahr <sup>-1</sup>	-0.47**	-0.56**
Niederschlag-Podersdorf	mm Jahr <sup>-1</sup>	-	-
Niederschlag-Apetlon	mm Jahr <sup>-1</sup>	-	-
Sonnenstunden	h	-0.50**	-
Windgeschwindigkeit	m s <sup>-1</sup>	0.69**	0.41*
Max. Windgeschwindigkeit	m s <sup>-1</sup>	0.4*	-

Auf den ersten Blick erstaunlich, waren Wassertemperatur, Lufttemperatur und Sonnenstunden negativ mit den Hauptkomponenten der mikrobiologisch-fäkalen Belastung korreliert. Gleichzeitig wurden positive Korrelationen mit der Windgeschwindigkeit beobachtet. Das alles deutet darauf hin, dass über die Jahre die Wettersituation einen maßgeblichen Einfluss auf die mikrobiologisch-fäkale Belastung im See hat. Wie im weiteren Verlauf der Analysen noch sichtbar wird (siehe Kapitel 2.2.2.4) spielen Schlechtwetterereignisse mit großen Niederschlägen und starkem Wind eine bedeutende fördernde Rolle der mikrobiologisch-fäkalen Belastung. Diese Schlechtwetterereignisse sind mit geringeren Temperaturen und einer geringeren Anzahl von Sonnenstunden verbunden. Es muss aber in diesem Zusammenhang erwähnt werden, dass die gefundenen Korrelationskoeffizienten allesamt unter dem Grenzwert von  $r = 0.7$  liegen, und der Erklärungswert  $r^2$ , das heißt wieviel Prozent der Schwankungen der abhängigen Variablen durch die unabhängige erklärt werden, zum Teil weit unter 50% liegt. Somit weisen die Wetterparameter zwar einen nachweisbaren signifikanten Einfluss auf, sie sind jedoch nicht die einzigen maßgeblichen Faktoren. In diesem Zusammenhang muss auch die negative Korrelation der Niederschlagswerte in Rust gesehen werden. Die spezifische Niederschlagssituation in Rust oder andere unbekannte durch diese Niederschläge beeinflusste Faktoren müssen dafür verantwortlich sein.

Von allen analysierten Umweltparametern wies die durchschnittliche tägliche Windgeschwindigkeit mit einem Korrelationskoeffizienten von 0.69 und einem Erklärungswert von 47.6% den größten Einfluss auf die

EC Schwankungen auf, im Falle von ENT lag der Erklärungswert mit 16.8% deutlich geringer. Da die Windgeschwindigkeit einen signifikanten Einfluss auf die Hauptkomponenten der beiden mikrobiologischen Fäkalindikatoren hatte, wurde auch der Einfluss der Windrichtung untersucht. Dafür wurde zunächst ein vereinfachter Ansatz gewählt, der nur die 4 Hauptwindrichtungen berücksichtigte (Abbildung 19). So deckte der Wind mit einer Nordkomponente N\* alle jene Windrichtungen ab, die bei der Konvertierung (siehe Kapitel 2.3.2.2.3) als NW, N oder NE Wind definiert wurden, u.s.f.

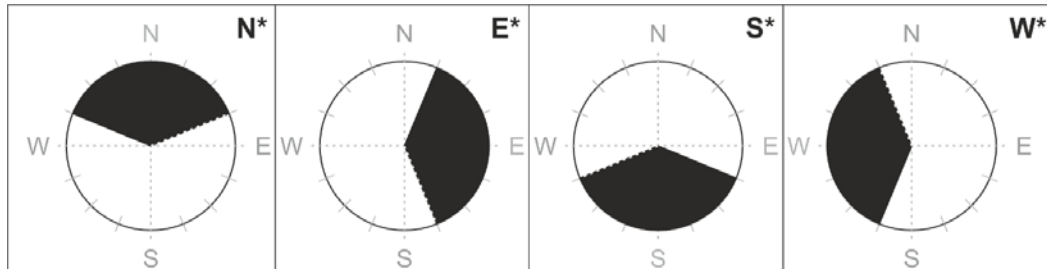


Abbildung 19: Simplifizierter Ansatz um die mit den vier Haupt-Windrichtungen assoziierten Windgeschwindigkeiten in einem statistischen Verfahren mit den Fäkalindikatoren in Beziehung setzen zu können.

In der Korrelationsanalyse zwischen den mit den simplifizierten Windrichtungen (N\*, E\*, W\*, S\*) assoziierten Windgeschwindigkeiten und den ersten Hauptkomponenten der Fäkalindikatoren stellte sich heraus, dass alle Haupt-Windrichtungen mit Ausnahme von Südwind einen signifikanten Einfluss aufwiesen (Tabelle 13).

**TABELLE 13: KORRELATIONSKOEFFIZIENTEN ZWISCHEN DEN MIT DEN SIMPLIFIZIERTEN WINDRICHTUNGEN (N\*, E\*, W\*, S\*) ASSOZIIERTEN WINDGESCHWINDIGKEITEN UND DEN EC UND ENT KONZENTRATIONEN. SIGNIFIKANZNIVEAU: ALPHA=0.1 (\*), ALPHA=0.05 (\*\*).**

Windrichtung	EC	ENT
N*	0.69**	0.39*
S*	0.07	0.11
E*	0.68**	0.54**
W*	0.82**	0.53**

Um eine Erklärung dafür zu finden warum drei der vier Hauptwindrichtungen einen signifikanten Einfluss hatten, wurde im zweiten Schritt versucht, diese Zusammenhänge feiner aufzulösen (Abbildung 20). Es zeigte sich, dass im Fall von EC Nordwestwind die dominante Windrichtung war, im Fall von ENT Nordwestwind und Nordostwind.

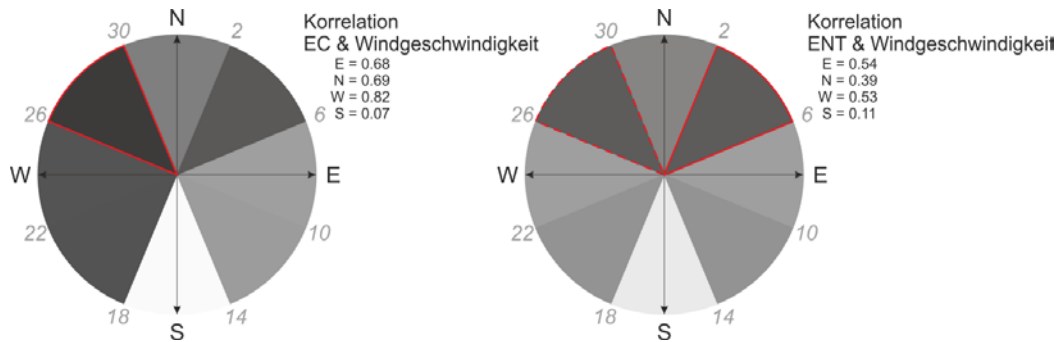


Abbildung 20: Korrelationen zwischen den durchschnittlichen jährlichen Windgeschwindigkeiten assoziiert mit den verschiedenen Windrichtungen und den EC und ENT Konzentrationen. Die roten Dreiecke markieren die dominanten Windrichtungen.

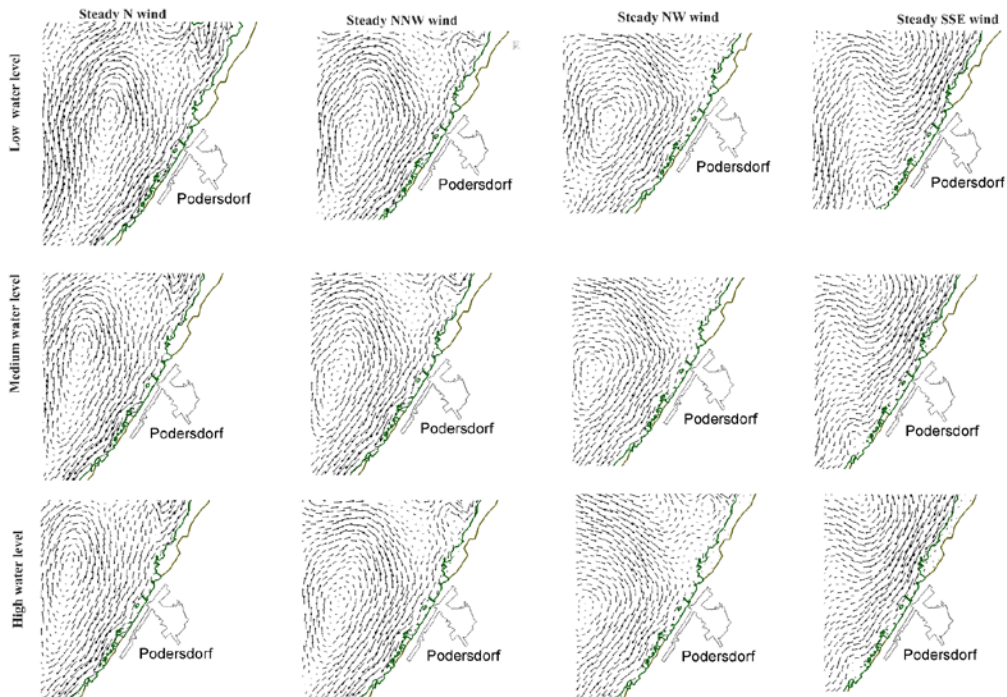


Abbildung 21: Strömungsmuster im Neusiedler See bei Podersdorf bei verschiedenen Windrichtungen ( $v = 10 \text{ m s}^{-1}$ ) und Pegelständen. Abbildung aus Józsa *et al.* (2008).

In der Studie von Józsa *et al.* (2008) wurde gezeigt, dass die Windrichtungen N, NNW, und NW die dominanten Windrichtungen am Neusiedler See sind. Diese hatten auch in der vorliegenden Studie den größten Einfluss auf die Variabilität der EC und ENT Konzentrationen. Für den Raum Podersdorf speziell konnten Józsa *et al.* (2008) für unterschiedliche Wasserstandszenarien zeigen, dass unabhängig von der Windrichtung, die Wasserströmung des Sees relativ gleichbleibend von Nord nach Süd verläuft (Abbildung 21).

Nur bei Nordwestwind ist im oberen Bereich des Nordstrandes die Wasserströmung aus Richtung Norden (Einlauf Kläranlage) etwas vermindert, mit einem größeren West-Anteil, der Wasser vermehrt aus der Seemitte strömen lässt. Erstaunlicherweise ist aber bei SSE Wind ebenfalls eine starke Nord-Südströmung entlang des gesamten Strandbereichs in Podersdorf zu beobachten.

Im Unterschied zu den Wetterdaten hatten die Pegelstände und die Wulka-Abflussdaten keinen signifikanten Einfluss auf die Variabilität der EC und ENT Konzentrationen im Neusiedler See. Eine erstaunlich hohe signifikante Korrelation mit den EC und ENT Konzentrationen wies Nitrat-N auf. Dafür konnte keine

zufriedenstellende Erklärung gefunden werden. Nitrate aus kommunalen Abwässern sind als mögliche Ursache auszuschließen, da Nitrat bei der Abwasserbehandlung effektiv eliminiert wird. Somit könnten diffuse Einträge aus der Landwirtschaft eine Rolle spielen aber auch durch Regenereignisse verursachte Mischwasserentlastungsereignisse.

### 2.2.4 EMPIRISCHE URSACHENANALYSE AN DEN HOT-SPOTS FÄKALER BELASTUNG

Im folgenden Kapitel wurde versucht für jeden Hot-spot mikrobiologisch-fäkaler Belastung die Beziehung zu den meteorologischen Messdaten (Niederschlag, Windgeschwindigkeit) zu analysieren. Dabei war es nicht möglich auf einfache Korrelationsanalysen der zeitlichen Verläufe zurückzugreifen, weil die Anzahl und Verteilung der EC und ENT Messdaten an den einzelnen Hot-spots nicht homogen war und Wetterereignisse in unterschiedlichem zeitlichem Abstand zum mikrobiologisch-fäkalen Verschmutzungsereignis standen. Es wurde daher auf empirischem Wege untersucht, inwiefern die an den unterschiedlichen Hot-spots beobachteten mikrobiologisch-fäkalen Verschmutzungsereignisse auf Wetterereignisse zurückzuführen waren.

#### 2.2.4.1 SCHRITTE DER EMPIRISCHEN ANALYSE

**Definition des mikrobiologisch-fäkalen Verschmutzungsereignisses** - Als Verschmutzungsereignisse wurden alle jene Messdaten betrachtet, bei denen die EC Konzentrationen größer als  $\log = 3$  (1.000 MPN pro 100 ml) oder bei denen die ENT Konzentrationen größer als  $\log = 2.6$  (400 KBE/100 ml) lagen. Diese Werte wurden ausgewählt, da sie in der BGewV als Grenzwerte für kurzfristige Verschmutzungsereignisse festgelegt sind (BGewV 2009).

**Definition eines meteorologischen Ereignisses** – Als Wetterereignisse wurden jene Messdaten betrachtet, bei denen die täglichen Niederschlagsmengen oder maximalen Windgeschwindigkeiten in der statistischen Analyse als Ausreißer oder Extremwerte eingestuft wurden (Abbildung 22). Im Falle der Niederschläge lagen diese Werte über 10 bis 15 mm pro Tag. Diese Werte sind vergleichbar mit jenen kurzfristigen Regenmengen (15-20 mm pro Tag), die nicht mehr durch die Kläranlage Podersdorf gehandhabt werden können (Wolfgang Gisch, Klärwärter Podersdorf, persönliche Information). Aufgrund der Tatsache, dass die Neusiedler See Region generell sehr windig ist, wurden nur wenige Ausreißer und Extremwerte für die Windgeschwindigkeiten pro Jahr ermittelt; somit wurden alle Werte des obersten Perzentils ( $> 12 - 14 \text{ m s}^{-1}$ ) als Windereignisse betrachtet. Grundlegende Szenarien der Ereignisanalyse, ob ein Verschmutzungsereignis mit einem Wetterereignis verknüpft war, musste anhand empirischer Auswertungen ermittelt werden. Dafür wurden 3 grundsätzliche Szenarien entwickelt, wie Wetter und Verschmutzungsereignisse verknüpft sein können (Abbildung 23).

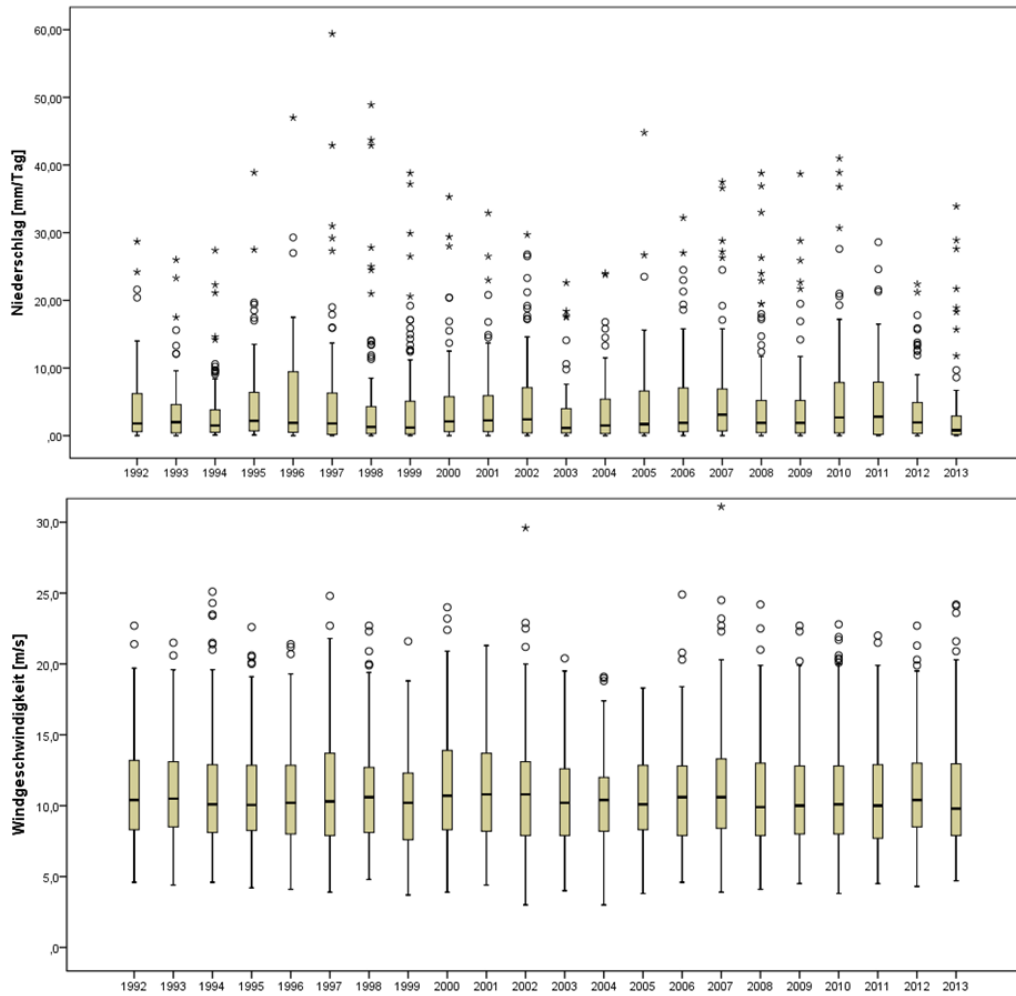


Abbildung 22: Box-Whisker Plots der täglichen gemessenen Niederschlagsmengen (oben) und maximalen Windgeschwindigkeiten (unten) mit Ausreißern (Kreise) und Extremwerten (Sterne). Werte zwischen dem 1.5 bis 3



Fachen des Interquartilsabstandes gelten als Ausreißer, Werte größer als der 3 fache Interquartilsabstand gelten als Extremwerte. Die schwarzen Linien in den Boxen sind die Mediane.

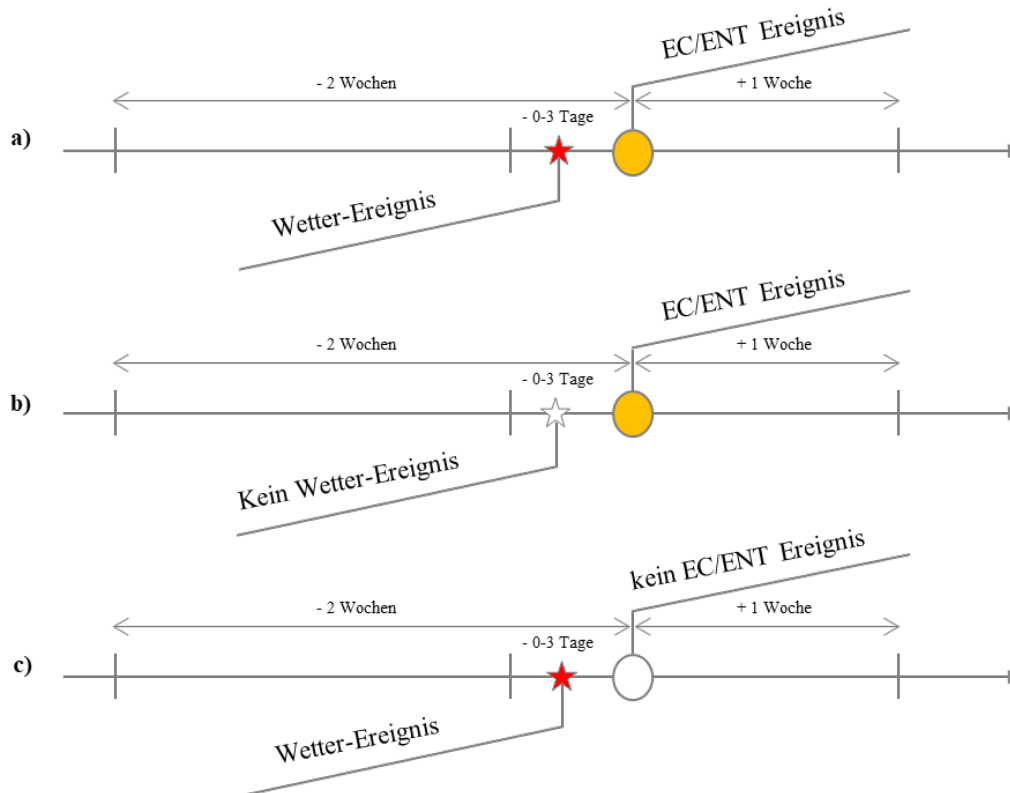


Abbildung 23: Drei unterschiedliche Szenarien für die Verknüpfung von Verschmutzungsereignissen mit Wetterereignissen. a) ein EC und/oder ENT Event erfolgt am selben Tag oder 1-3 Tage nach einem Wetter-Ereignis (Wind bzw. Niederschlag); b) Beobachtung eines EC/ENT Ereignisses ohne vorhergehendes Wetterereignis; c) nach einem Wetterereignis erfolgte kein EC/ENT Ereignis. Der Beobachtungszeitraum für die empirische Analyse war dabei jeweils 2 Wochen vor dem Ereignis bis 1 Woche nachher.

Für die empirischen Analysen konnten ausschließlich Windgeschwindigkeitsdaten der ZAMG Station Neusiedl verwendet werden, da keine durchgehenden Daten für die anderen Stationen verfügbar waren. Bei den Niederschlagsdaten wurden die Probenpunkte folgenden Stationen zugeordnet:

- Jois, Neusiedl,: ZAMG - Neusiedl am See
- Weiden: hydrographischer Dienst - Weiden
- Rust: hydrographischer Dienst - Rust
- Podersdorf: hydrographischer Dienst – Podersdorf
- Illmitz-Probenpunkt 1: hydrographischer Dienst – Apetlon

**Ausgewählte Fallbeispiele** – Zur Veranschaulichung der Ereignisse werden im Folgenden drei Beispiele dargestellt, in denen Wetterereignisse (Niederschlag, Wind) an bzw. kurz vor einem Verschmutzungsereignis auftraten. In Abbildung 24 ist ein Ereignis zu sehen, bei dem Niederschlag alleine mit einem ENT-Ereignis zusammenfiel. Die beobachtete ENT Konzentration lag bei 537 KBE/100 ml (log 2.73) und war von 60 KBE/100 ml um etwa eine log-Stufe (also das 10-Fache!) innerhalb einer Woche angestiegen. Die Niederschlagsmenge von 46 mm war 2 Tage vor dem beobachteten Verschmutzungsereignis aufgetreten und war die höchste in diesem Jahr (2000). Es muss auch betont

werden, dass bei einer Probenahme am Tag des Regenereignisses eventuell noch viel höhere ENT Werte aufgetreten sein könnten. Auch die EC Werte waren im selben Zeitraum von 45 auf 320 MPN/100 ml angestiegen, lagen jedoch unter dem Grenzwert von 1.000 MPN/100 ml (log 3).

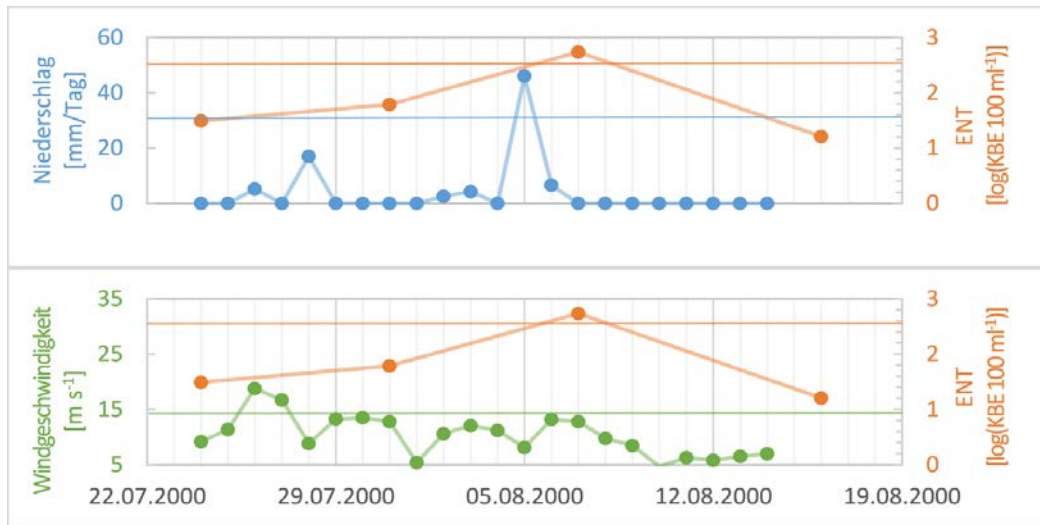


Abbildung 24: ENT Ereignis vom 7.8.2000 am Probenahmepunkt 8 (Rust) mit den entsprechenden Niederschlagsmengen (oben) und maximale Windgeschwindigkeiten (unten). Die orange horizontale Linie markiert den Grenzwert für das ENT Ereignis (log 2.6; 400 KBE/100 ml), die blaue Linie den Grenzwert für ein Niederschlagsereignis, und die grüne Linie den Grenzwert für ein Windereignis, jeweils berechnet für das betroffene Jahr.

Beim 2. Beispiel fiel ein extremes Windereignis mit einem EC-Ereignis zusammen, wobei im Beobachtungszeitraum keine extremen Niederschlagsereignisse zu beobachten waren, jedoch geringe Niederschlagsmengen über einen langen Zeitraum registriert wurden (Abbildung 25). Am 14.9.1992 kam es am Probenahmepunkt 33 (Rust) zu einem EC Ereignis mit einer Konzentration von 1570 MPN/100 ml, nach einem Anstieg von 45 MPN/100 ml in der Vorwoche. An diesem Tag wurde mit maximalen Windgeschwindigkeiten von  $22.7 \text{ m s}^{-1}$  (entspricht 82 km/h) ein Windereignis verzeichnet. Zusätzlich waren über den gesamten Beobachtungszeitraum von 2 Wochen vor dem Ereignis laufend geringe Niederschläge zwischen 1 und 10 mm pro Tag gefallen.

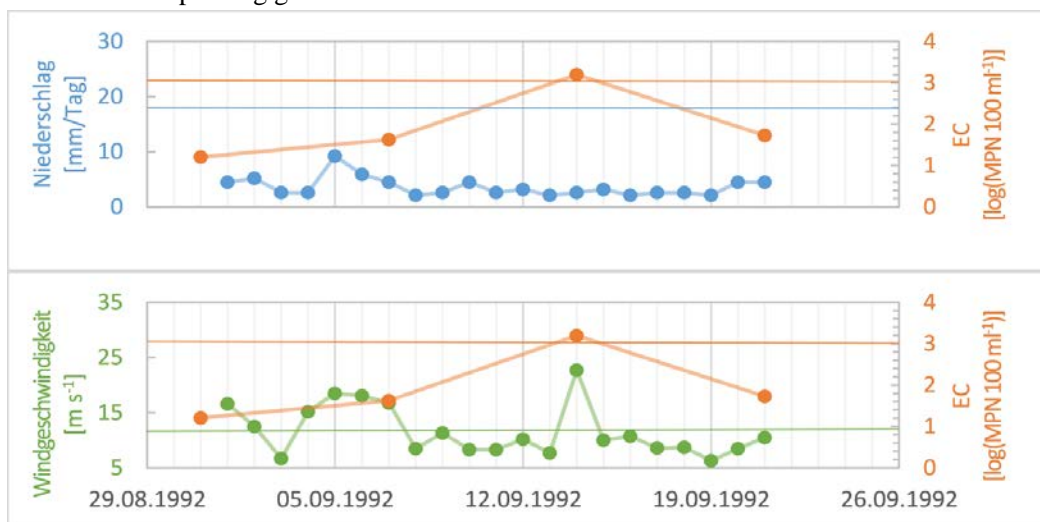


Abbildung 25: EC Ereignis vom 14.9.1992 am Probenahmepunkt 33 (Rust) mit den entsprechenden Niederschlagsmengen (oben) und maximale Windgeschwindigkeiten (unten). Die orange horizontale Linie markiert

den Grenzwert für das EC Ereignis (log 3; 1000 MPN/100 ml), die blaue den Grenzwert für ein Niederschlagsereignis, die grüne Linie den Grenzwert für ein Windereignis, jeweils berechnet für das betroffene Jahr.

Beim 3. Beispiel waren sowohl extreme Niederschlagsmengen als auch Windgeschwindigkeiten mit einem ENT Ereignis assoziiert (Abbildung 26). Dabei kam es am 9.7.1997 am Probenahmepunkt 1 (Illmitz) zu einem ENT Ereignis mit einer Konzentration von 1060 KBE/100 ml, nach einem Anstieg von 60 KBE/100 ml 12 Tage davor. Die beobachteten Niederschlagsmengen im Zeitraum 2-4 Tage davor lagen mit Werten zwischen 26.5 und 39.2 mm im extremen Bereich. Die entsprechenden maximalen Windgeschwindigkeiten lagen zwischen 18.2 und 19.9 m s<sup>-1</sup> (65 – 69 km/h). Abbildung 26: ENT Ereignis vom 9.7.1997 am Probenahmepunkt 1 (Illmitz) mit den entsprechenden Niederschlagsmengen (oben) und maximale Windgeschwindigkeiten (unten). Die orange horizontale Linie markiert den Grenzwert für das ENT Ereignis (log 2.6; 400 KBE/100 ml), die blaue Linie den Grenzwert für ein Niederschlagsereignis, und die grüne Linie den Grenzwert für ein Windereignis, jeweils berechnet für das betroffene Jahr.

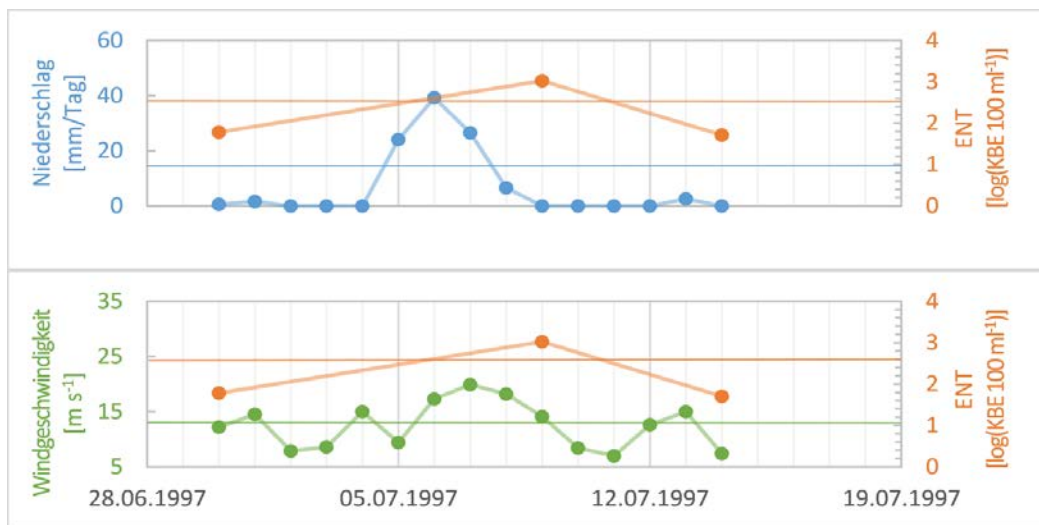


Abbildung 26: ENT Ereignis vom 9.7.1997 am Probenahmepunkt 1 (Illmitz) mit den entsprechenden Niederschlagsmengen (oben) und maximale Windgeschwindigkeiten (unten). Die orange horizontale Linie markiert den Grenzwert für das ENT Ereignis (log 2.6; 400 KBE/100 ml), die blaue den Grenzwert für ein Niederschlagsereignis, die grüne Linie den Grenzwert für ein Windereignis, jeweils berechnet für das betroffene Jahr.

#### 2.2.4.2 EMPIRISCHE ANALYSE DER HOT-SPOTS

##### 2.2.4.2.1 RAUM PODERSDORF

**Probenpunkt 26 (EU Badestelle)** – Der Probenpunkt 26 liegt wenige Meter südlich des Leuchtturms Podersdorf. Er befindet sich sowohl im Einflussbereich des Südstrandes wie auch im Einflussbereich möglicher von Norden kommender belasteter Wässer, wie dem Ablauf der Kläranlage Podersdorf über den Nordgraben (Probenpunkt 29). In der 22-jährigen Untersuchungsperiode 1992 - 2013 wurden am Probenpunkt 26 drei EC und fünf ENT Ereignisse beobachtet, alle in den Jahren 1997 bis 2003 (Abbildung 27). Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Parametern betrug 0,50. Nach 2003 kam es deutlichen Rückgängen der ENT und EC Konzentrationen.

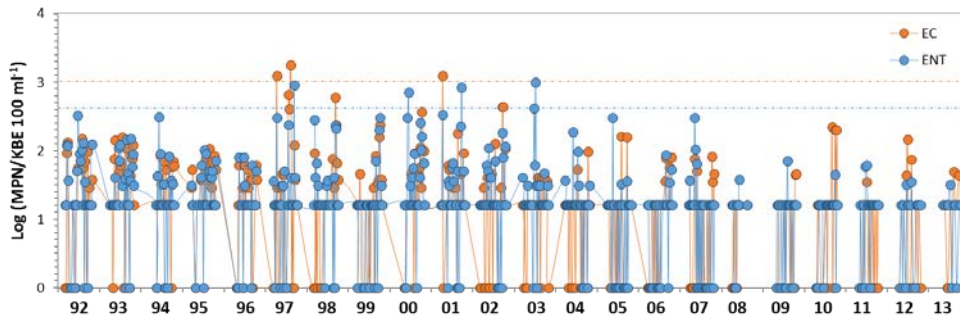


Abbildung 27: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 26 (Podersdorf) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

In Tabelle 14 sind nun alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

TABELLE 14: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 26 (1992-2013). NW: NORDWESTWIND; DRHD: DREHEND

	Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
<b>E. coli</b>	0 bis -1 Tag			
	-2 bis -3 Tage			8.4.1997 (NW) 10.4.2001 (NW)
	ohne Zusammenhang		11.8.1997	
<b>Enterokokken</b>	0 bis -1 Tag	24.9.2001	13.6.2000 (drhd) 23.6.2003 (drhd)	
	-2 bis -3 Tage		7.7.2003 (NW)	
	ohne Zusammenhang		8.9.1997	

Von den insgesamt 8 EC/ENT Ereignissen standen 6 in einem zeitlichen Zusammenhang mit Wetterereignissen, 2 waren ohne Zusammenhang. Es muss erwähnt werden, dass es zu vielen Zeitpunkten mit heftigen Regenfällen oder Windereignissen keine Probenahme in zeitlicher Nähe gab (auch aufgrund der Unmöglichkeit an solchen Terminen Proben zu nehmen), sodass nicht ausgeschlossen werden kann, dass Verschmutzungsereignisse nicht entdeckt wurden. Um kausale Zusammenhänge zwischen den Wetter- und Verschmutzungsereignissen herstellen zu können, müssten in wesentlich geringeren Zeitabständen (täglich) Proben genommen und analysiert werden. Dies gilt natürlich auch für alle weiteren Probenahmestellen. Lokal bedingte Verschmutzungen ohne Zusammenhang mit Wetterereignissen könnten an diesem Standort durch Badegäste, Kot von Wasservögeln an den Stränden oder auch durch Anströmung belasteter Abwässer (siehe oben) verursacht worden sein.

**Probenpunkt 32 (Nordstrand)** – Die Probenahmestelle 32 befindet sich zentral im Bereich des Nordstrandes von Podersdorf. Dieser ist strömungsmäßig weniger an die überwiegend von Norden nach Süden strömenden Wassermassen angeschlossen (siehe Kapitel 2.2.3.3, Abbildung 21) und somit weniger anfällig für Abwasserbelastungen des Abwasserpades Podersdorf. An dieser Probenahmestelle wurden während der 22-jährigen Untersuchungsperiode nur 3 ENT Ereignisse verzeichnet (Abbildung 28). Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Parametern betrug 0,45.

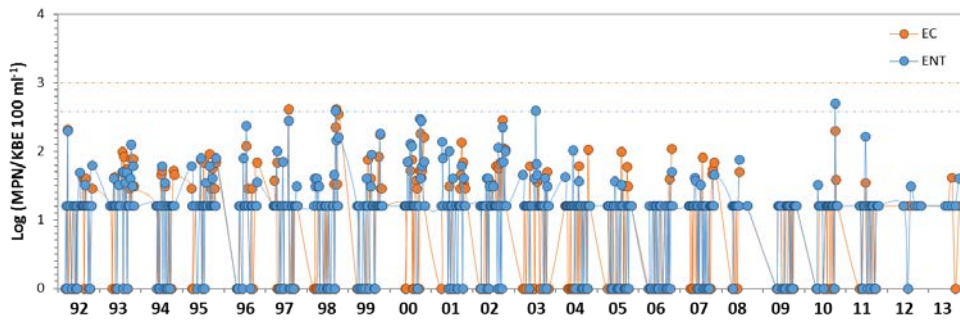


Abbildung 28: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 32 (Podersdorf) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

In Tabelle 15 sind nun alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

**TABELLE 15: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 32 FÜR ENTEROKOKKEN (1992-2013). NW: NORDWESTWIND;**

Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
0 bis -1 Tag			27.9.2010 (NW)
-2 bis -3 Tage	7.9.1998	7.7.2003 (NW)	
ohne Zusammenhang			

Von den insgesamt 3 ENT Ereignissen standen alle 3 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Wie schon beim Probenpunkt 26 waren in den Jahren 1997 bis 2003 im Durchschnitt die höchsten Werte zu beobachten, danach gingen die Werte - mit Ausnahme eines Ereignisses im Jahr 2010 zurück. Lokal bedingte Verschmutzungen ohne Zusammenhang mit Wetterereignissen an diesem Standort dürften vor allem auf Badegäste und Kot von Wasservögeln an den Stränden zurückgehen.

**Probenpunkt 29 (Zufluss Kläranlage 1)** – Der Probenpunkt 29 ist der südlichere der beiden (neben Probenpunkt 30), an denen die Abwässer des Abwasserpades Podersdorf (Kläranlage, Nordgraben, Schöpfungsteiche) in den See münden. An diesem Probenpunkt wurden im Untersuchungszeitraum 32 Perioden mit EC Ereignissen beobachtet, die einzeln analysiert werden konnten. Darunter lagen mehrere Messwerte an unmittelbar aufeinander folgenden Zeitpunkten über dem Grenzwert, sodass insgesamt 51 Beobachtungen aus 569 Messungen erhöhte Werte (9,0%) zeigten. Die Anzahl der ENT Ereignisse war hingegen deutlich höher (164 Messwerte über dem Grenzwert von 569 Messwerten = 28,8%), mit langen Zeiträumen, in denen durchgehend Werte über dem Grenzwert gefunden wurden (z.B.: 21.7. bis 6.10. 1997 oder 13.6. bis 17.7. 2000) (Abbildung 29). Dadurch war es für den Parameter ENT unmöglich, die Werte bestimmten Wetterereignissen zuzuordnen.



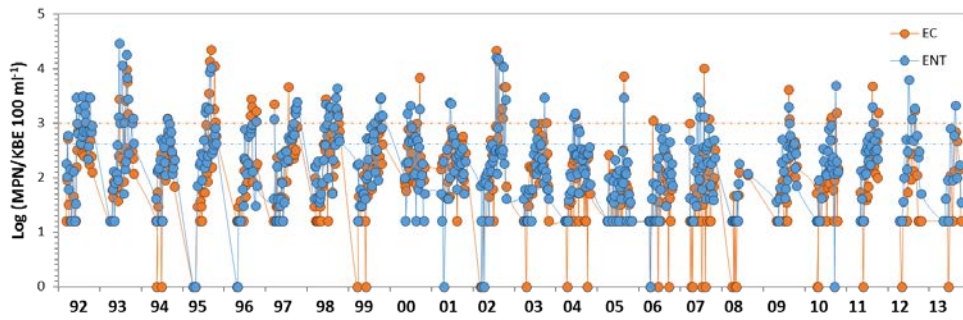


Abbildung 29: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 29 (Podersdorf) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

Es wurde jedoch ein hoher Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Fäkalindikatoren am Probenpunkt 29 gefunden ( $r = 0,75$ ). Somit wurden all jene Ereignisse auf einen potenziellen Zusammenhang mit Wetterereignissen untersucht, an denen sowohl EC als auch ENT Werte über den jeweiligen Grenzwerten lagen. Von den 32 EC Ereignissen fielen 29 mit ENT Ereignissen zusammen, bzw. 42 Probenahmen, an denen beide Parameter über den jeweiligen Grenzwerten lagen (Abbildung 30). In anderen Worten bedeutet das, dass mehr als 80% aller EC Ereignisse auch ENT Ereignisse waren.

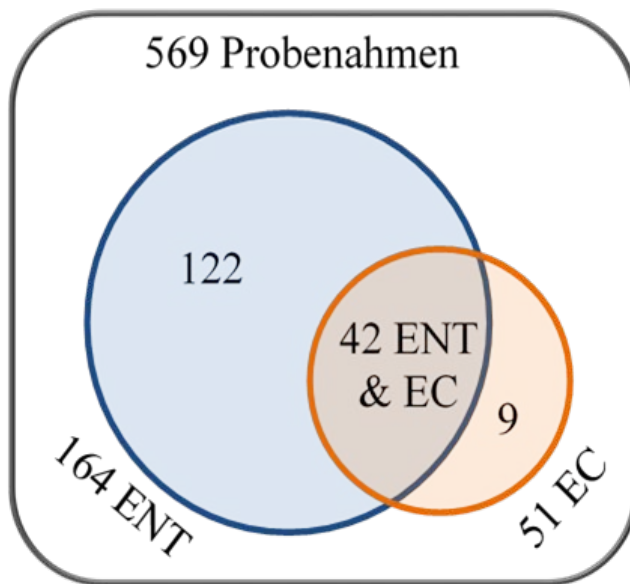


Abbildung 30: Visualisierung der beobachteten Anzahlen an EC und ENT Messwerten, die über den jeweiligen Grenzwerten lagen.

In Tabelle 16 sind nun alle Verschmutzungsereignisse (gleichzeitige ENT und EC Ereignisse) und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.



TABELLE 16: ÜBERSICHT ÜBER ALLE EC UND ENT VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE (N = 29) AM PROBENPUNKT 29 (1992-2013). NW: NORDWESTWIND; N: NORDWIND, W: WESTWIND; DIE ZAHLEN IN ECKIGER KLAMMER GEBEN DIE ANZAHL AUFEINANDER FOLGENDER PROBENAHMEN AN, AN DENEN ZUMEIST BEIDE ODER ZUMINDEST EINER DER BEIDEN PARAMETER ÜBER DEM GRENZWERT LAG.

Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
0 bis -1 Tag	21.6.1993	4.10.1999 (NW)	24.8.1993 [4] (N)
	22.8.2005	16.8.2010 [2] (N/W)	
		16.8.2011 (NW)	
-2 bis -3 Tage	10.9.2007	7.9.1992 (NW)	28.8.1995 [3] (NW)
		26.8.1996 [3] (NW)	
		21.7.1997 (W)	18.3.1997 (NW)
		15.9.1997 (NW)	18.9.2000 (N)
		15.6.1998 (NW)	22.7.2002 (NW)
		14.10.2002 [2] (NW)	
ohne Zusammenhang	16.8.1994, 9.10.1995 [3], 7.10.1996, 7.9. – 5.10. 1998 [5], 21.8.2000, 12.8. –		
	4.10.2002 [6]; 18.8.2003, 14.6.2004, 30.7.2007, 10.8. – 17.8.2009 [2], 10.10.2011, 27.8.2012		

Von den insgesamt 29 EC und ENT Verschmutzungsereignissen standen 17 in einem zeitlichen Zusammenhang mit Wetterereignissen, 12 Ereignisse jedoch nicht. Es ist also davon auszugehen, dass auch abseits von extremen Wetterereignissen fäkale Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 29 auftreten. Betrachtet man Abbildung 31, so ist über alle Jahre hinweg ein Abwärtstrend für beide Parameter zu beobachten, der jedoch nur für die EC-Werte statistisch signifikant war ( $r = 0.7$ ,  $p < 0.05$ ). Nach den relativ niedrigen Werten 2005 und 2006 kam es jedoch wieder zu einer Zunahme, die erst in den Jahren 2012-2013 wieder zurückging. Generell lagen die ENT Werte deutlich über den EC Werten.

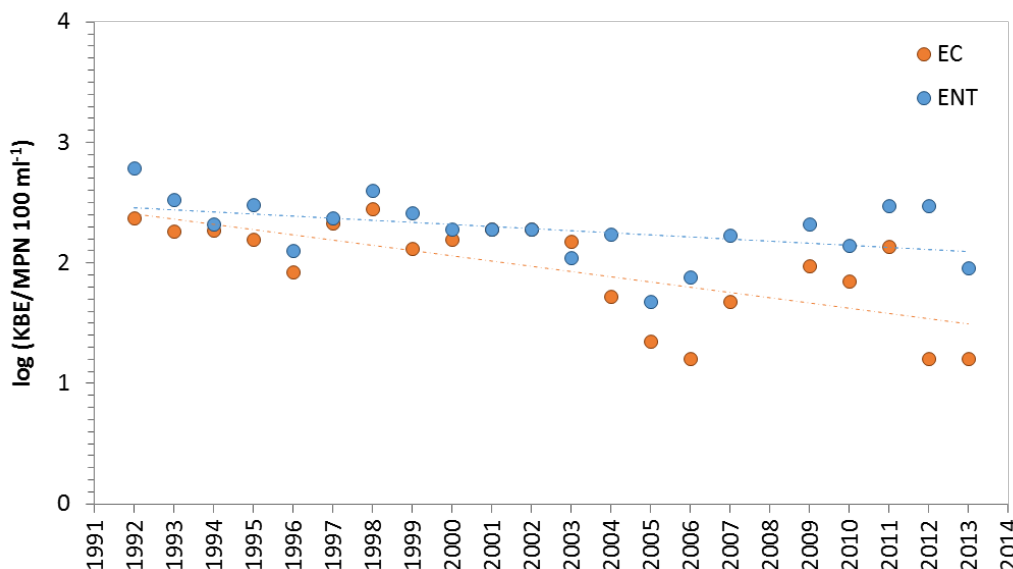


Abbildung 31: Langzeittrend der Mediane mikrobiologisch-fäkaler Verunreinigungen am Probenpunkt 29. EC: E. coli; ENT: Enterokokken

**Probenpunkt 30 (Zufluss Kläranlage 2)** – Der Probenpunkt 30 ist etwas nördlicher gelegen als Punkt 29 und ebenfalls im Einflussbereich des Kläranlagenzuflusses in den See. Dennoch wurden deutlich geringere EC und ENT Werte gemessen. Insgesamt wurden 4 EC und 5 ENT Ereignisse im Zeitraum 1992 – 2013 beobachtet (Abbildung 32). Die beiden Parameter korrelierten mit einem Koeffizienten von 0,61.

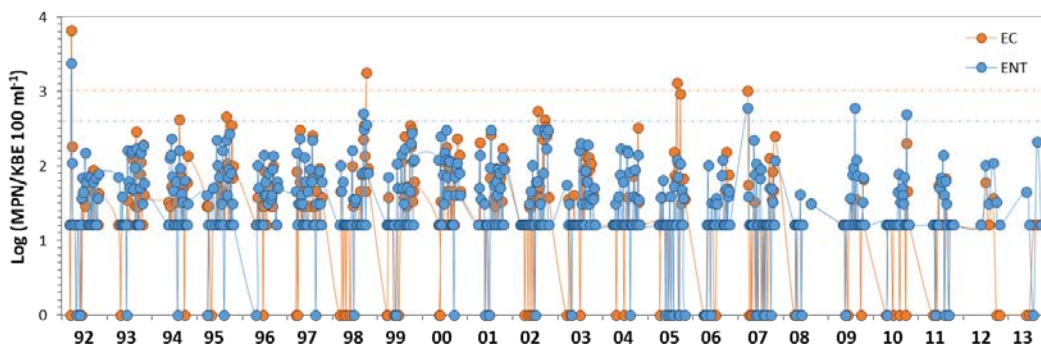


Abbildung 32: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 30 (Podersdorf) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungs-ereignis an.

In Tabelle 17 sind nun alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

TABELLE 17: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 30 (1992-2013). NW: NORDWESTWIND

	Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
<i>E. coli</i>	0 bis -1 Tag	15.10.1998 22.8.2005		20.3.2007 (NW)
	-2 bis -3 Tage			16.3.1992 (NW)
	ohne Zusammenhang			
Enterokokken	0 bis -1 Tag		3.8.2009 (N)	27.10.2010 (NW)
	-2 bis -3 Tage	7.9.1998		16.3.1992 (NW) 20.3.2007 (NW)
	ohne Zusammenhang			

Von den insgesamt 9 EC/ENT Ereignissen standen – im Unterschied zu Probenpunkt 29 – alle in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen, wobei mit einer Ausnahme auch alle mit starken Niederschlägen korrelierten. Das lässt den Schluss zu, dass große Mengen der Abwässer des Abwasserpfades Podersdorf fast nur bei Starkregenerereignissen beim Punkt 30 in den See rinnen.

**Probenpunkt 25 (Zufluss Golser Kanal)** – Der Probenpunkt 25 wurde bei der Hauptkomponentenanalyse zwar nicht als Hot-spot erkannt, er wurde aber in die spezifischen Analysen miteinbezogen, da hier ein Verdacht besteht, der Golser Kanal könnte zumindest zeitweilig einen Einfluss auf die Wasserqualität der Badestellen in Podersdorf haben. Der Zufluss des Golser Kanals liegt etwa 2 km nördlich des Podersdorfer Strandbades und könnte aufgrund der dauerhaften Nord-Südströmung des Wassers (siehe Kapitel 2.2.3.3, Abbildung 21) potenziell belastetes Wasser zu den Podersdorfer Badebereichen bringen. Insgesamt wurden am Punkt 25 im Untersuchungszeitraum 3 EC und 6 ENT Ereignisse beobachtet (Abbildung 33). Aufgrund der geringen Probenanzahl in den Jahren 1992 – 1999, ist ein Langzeittrend nur schwer zu erkennen. Die meisten Überschreitungen wurden in den Jahren 2000 bis 2006 detektiert, aber auch 2013 kam es zu zwei ENT Ereignissen.

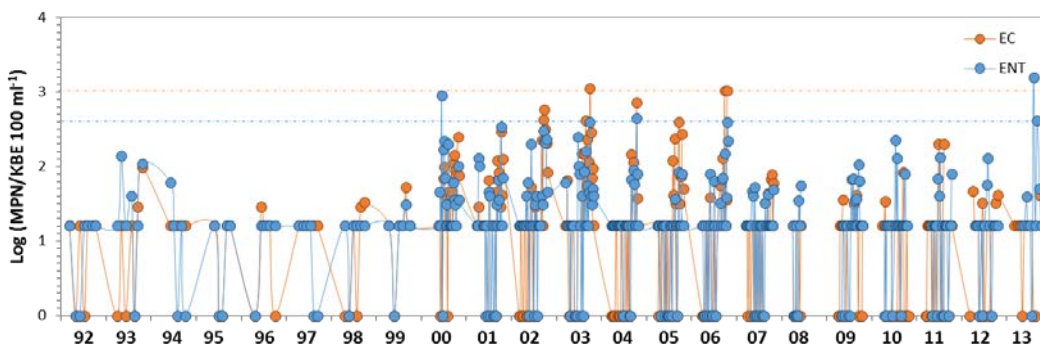


Abbildung 33: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 25 (Golser Kanal) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungs-ereignis an.

In Tabelle 18 sind nun alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

TABELLE 18: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 25 (1992-2013). W: WESTWIND; SE: SÜDOSTWIND; DRHD: DREHEND

	Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
E. coli	0 bis -1 Tag	29.9.2003	25.9.2006 (SE) 16.10.2006 (N)	
	-2 bis -3 Tage			
	ohne Zusammenhang			
Enterokokken	0 bis -1 Tag	29.9.2003	16.10.2006 (N) 2.9.2013 (W)	5.8.2013 (drhd)
	-2 bis -3 Tage			
	ohne Zusammenhang	13.6.2000, 11.10.2004		

Von den insgesamt 9 EC/ENT Ereignissen standen 7 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Eine Beeinflussung der Wasserqualität in Podersdorf kann nach diesen Daten unter Berücksichtigung der Strömungsverhältnisse nicht ausgeschlossen werden. Die Häufigkeiten und Größenordnungen der Verschmutzungs-Ereignisse waren jedoch deutlich geringer als am Probenpunkt 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf). Nur eine höhere zeitliche Untersuchungsfrequenz und räumliche Auflösung könnten Antworten zu dieser Fragestellung liefern.

#### 2.2.4.2.2 PROBENPUNKT 1 – BUCHT BEI BIOLOGISCHER STATION ILLMITZ

Die Bucht bei der biologischen Station Illmitz liegt am Ende des breiten Schilfkanals der zur Biologischen Station führt und wird vor allem an Wochenenden von vielen Segelbooten als Badeplatz benutzt. Im Zeitraum 1992 - 2013 wurden am Probenpunkt 1 vier ENT Ereignisse beobachtet (Abbildung 34). Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden mikrobiologischen Parametern lag bei 0,55.

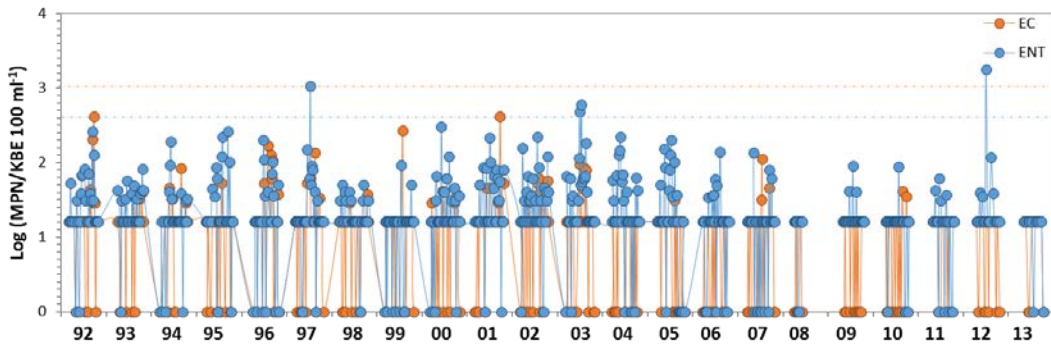


Abbildung 34: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 1 (Biologische Station Illmitz) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

In Tabelle 19 sind nun alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

TABELLE 19: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 1 FÜR ENTEROKOKKEN (1992-2013). W: WESTWIND

Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
0 bis -1 Tag			9.7.1997 (NW)
-2 bis -3 Tage			
ohne Zusammenhang	30.6. 2003, 6.7.2003, 2.7.2012		

Von den insgesamt 4 ENT Ereignissen stand nur eines in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Lokale Ursachen wie z.B. vor Anker liegende Segelboote könnten dafür verantwortlich sein.

#### 2.2.4.2.3 PROBENPUNKT 20 – JOIS HAFEN

In den Hafen Jois mündet das gereinigte Abwasser der Kläranlage Jois. Weiters befindet sich dort das Seebad Jois (keine offizielle EU-Badestelle). Am Probenpunkt 20 wurden im Zeitraum von 1992 - 2013 vier ENT Ereignisse beobachtet (Abbildung 35). Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden mikrobiologischen Parametern lag bei 0,55.

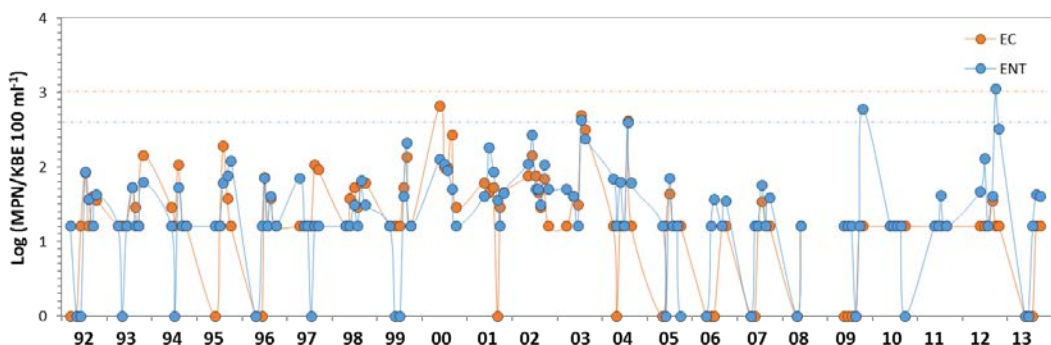


Abbildung 35: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 20 (Hafen Jois) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

In Tabelle 20 sind nun alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

**TABELLE 20: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 20 FÜR ENTEROKOKKEN (1992-2013). NW: NORDWESTWIND, DRHD: DREHEND**

Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
<b>0 bis -1 Tag</b>		12.10.2009 (NW) 24.9.2012 (drhd)	
<b>-2 bis -3 Tage</b>			
<b>ohne Zusammenhang</b>	14.7.2003, 26.7.2004		

Von den insgesamt 4 ENT Ereignissen standen 2 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. An diesem Probenpunkt können lokale Faktoren eine große Rolle spielen, da hier sowohl intensive Freizeitaktivitäten stattfinden und diffus auch die gereinigten Abwässer der Kläranlage Jois einmünden könnten (keine direkte Einleitung!).

#### 2.2.4.2.4 RAUM RUST

**Probenpunkt 7** – Der Probenpunkt 7 im Raum Rust liegt in der südlichen Bucht, umgeben von vielen Seehütten, die einen potenziellen Einfluss auf die Wasserqualität darstellen könnten. Neben der intensiven Nutzung durch Menschen sind in diesem Bereich auch viele Wasservögel zu beobachten. An diesem Probenpunkt wurden ein EC und 4 ENT Ereignisse im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 36). Ein eindeutiger Langzeittrend war nicht zu beobachten; starke Schwankungen der Messwerte und Überschreitungen wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes beobachtet. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0.38.

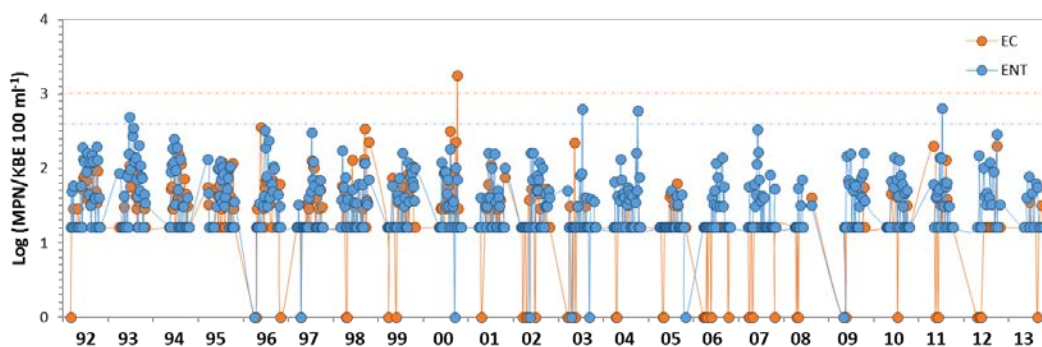


Abbildung 36: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 7 (Rust) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

In Tabelle 21 sind alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.



TABELLE 21: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 7 (1992-2013). S: SÜDWIND

	Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
E. coli	0 bis -1 Tag	2.10.2000		
	-2 bis -3 Tage			
	ohne Zusammenhang			
Enterokokken	0 bis -1 Tag	21.6.1993	4.10.2004 (S)	
	-2 bis -3 Tage			
	ohne Zusammenhang	11.7.2003, 11.7.2011		

Von den insgesamt 5 EC/ENT Ereignissen standen 3 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Von den lokalen Besonderheiten ist anzunehmen, dass vor allem die Seehütten einen potenziellen Einfluss auf das Auftreten von Ereignissen haben könnten, die nicht in Zusammenhang mit Wetterereignissen stehen.

**Probenpunkt 8 (EU Badestelle)** – An der EU Badestelle Rust werden häufig große Anzahlen an Wasservögeln beobachtet. Im Untersuchungszeitraum traten 3 ENT Ereignisse i auf (Abbildung 37). Diese Ereignisse lagen alle vor dem Jahr 2003. Ab dem Jahr 2003 waren die Werte niedriger als zuvor (T-Test,  $p > 0,001$ ). Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0,44.

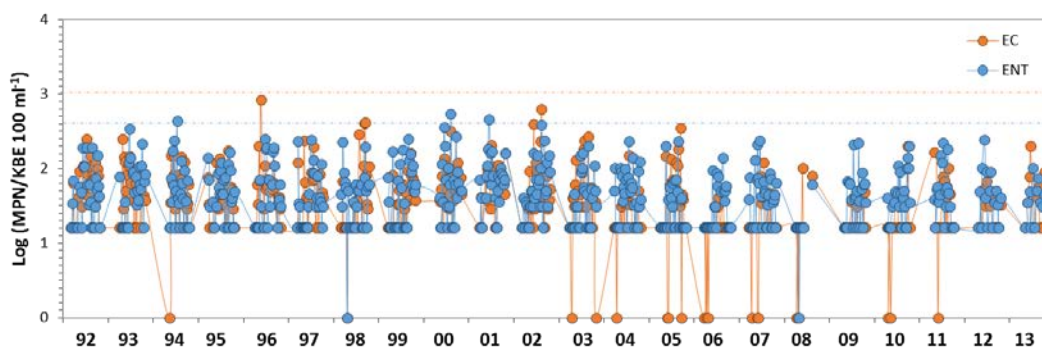


Abbildung 37: Zeitlicher Verlauf der E. coli (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 8 (Rust) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

In Tabelle 22 sind alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

TABELLE 22: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 8 FÜR ENTEROKOKKEN (1992-2013). NW: NORDWESTWIND

Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
0 bis -1 Tag	7.8.2000	11.7.1994 (NW)	
-2 bis -3 Tage			
ohne Zusammenhang	11.6.2001		

Von den insgesamt 3 ENT Ereignissen standen 2 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen.



**Probenpunkt 33** – Der Probenpunkt 33 befindet sich beim Zufluss eines Kanals, der vor dem Jahr 2000 die Abwässer der Kläranlage Rust aufnahm. Nach Einbindung der Abwasserentsorgung Rust in den Reinhaltverband Neusiedler See - Westufer und der Inbetriebnahme der Kläranlage im März 2000, gingen die Werte beider Fäkalindikatoren deutlich zurück. Nur am 11. 8. 2003 wurde noch ein Verschmutzungsereignis beobachtet. Insgesamt wurden am Probenpunkt 33 in Rust 3 EC und 16 ENT Ereignisse im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 38). Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0,61.

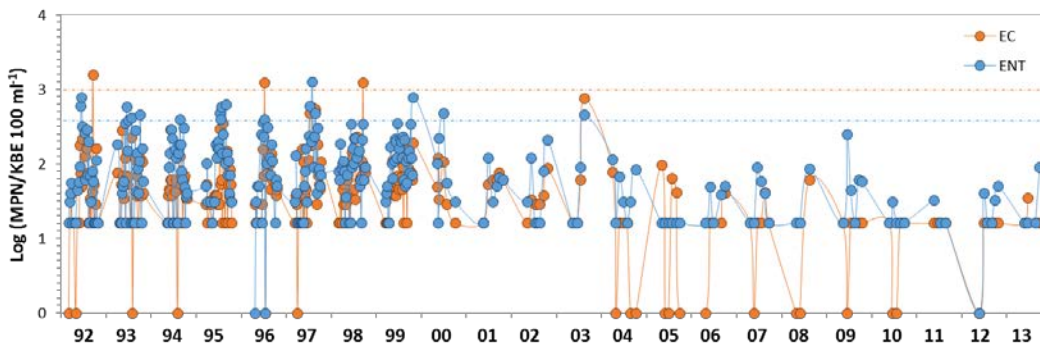


Abbildung 38: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 33 (Rust) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

In Tabelle 23 sind alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst

TABELLE 23: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 33 (1992-2013). NW: NORDWESTWIND; W: WESTWIND; DRHD: DREHEND

	Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
<i>E. coli</i>	0 bis -1 Tag		14.9.1992 (drhd) 8.7.1996 (drhd)	
	-2 bis -3 Tage			14.9.1998 (NW)
	ohne Zusammenhang			
Enterokokken	0 bis -1 Tag	9.6.1992	24.7.1995 (NW) 8.7.1996 (NW) 27.10.1999 (NW)	26.7.1993 (drhd)
	-2 bis -3 Tage		16.6.1993(NW/W) 28.8.1995 (NW) 28.7.1997 (NW)	9.7.1997 (NW) 25.8.1997 (W)
			26.6.2000 (NW)	
	ohne Zusammenhang	15.6.1992, 4.10.1993, 22.8.1994, 10.7.1995, 11.8.2003		

Von den insgesamt 19 EC/ENT Ereignissen standen 14 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Bis auf ein ENT Ereignis im Jahr 2003 traten alle Ereignisse vor der Inbetriebnahme der Kläranlage des Reinhaltungsverbandes Neusiedler See Westufer im März 2000 auf. Dieses singuläre Ereignis stand nicht in Zusammenhang mit Wetterereignissen.

2.2.4.2.5 NEUSIEDL AM SEE

Im Raum Neusiedl war nur der Probenpunkt 22 als Hot-spot mikrobiologisch-fäkaler Verschmutzung identifiziert worden. Dabei handelt es sich um einen Probenpunkt im Kanal des Segelhafens West. An

diesem Probenpunkt wurden 3 ENT Ereignisse im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 39). Es wurde kein eindeutiger Langzeittrend beobachtet. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0,56. Es ist zu erwähnen dass der Probenpunkt 21 (EU-Badestelle) nicht als Hot-spot fäkaler Belastung identifiziert wurde.

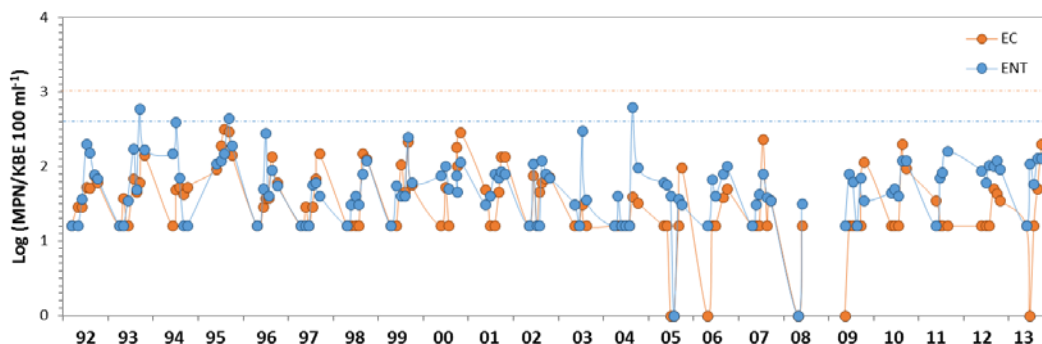


Abbildung 39: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 22 (Neusiedl) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

In Tabelle 24 sind alle Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

**TABELLE 24: ÜBERSICHT ÜBER ALLE VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 22 FÜR ENTEROKOKKEN (1992-2013). DRHD: DREHENDER WIND**

Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
<b>0 bis -1 Tag</b>		23.8.2004 (drhd)	13.9.1993 (drhd)
<b>-2 bis -3 Tage</b>	4.9.1995		
<b>ohne Zusammenhang</b>			

Von den insgesamt 3 ENT Ereignissen standen alle in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen.

#### 2.2.4.2.6 BREITENBRUNN

Der Probenpunkt 19 in Breitenbrunn (Hafenbereich) wurde durch die Hauptkomponentenanalyse zwar nicht als Hot-spot ausgewiesen, die Schwankungsbereiche und Konzentrationen waren jedoch so groß, dass er durch den empirischen Befund in die Liste der Hot-spots aufgenommen wurde. An diesem Probenpunkt wurden 1 EC und 9 ENT Ereignisse im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 40). Der Grund für diese Diskrepanz ist dadurch zu erklären, dass die Schwankungen der Fäkalindikatoren an diesem Probenpunkt zu einem großen Teil nicht mit den generellen Schwankungen an den anderen Hot-spots fäkaler Belastung im See korrelierten, sondern hier mehr spezifische Belastungssituationen auftraten (siehe unten). Es wurde kein eindeutiger Langzeittrend beobachtet. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0,44.

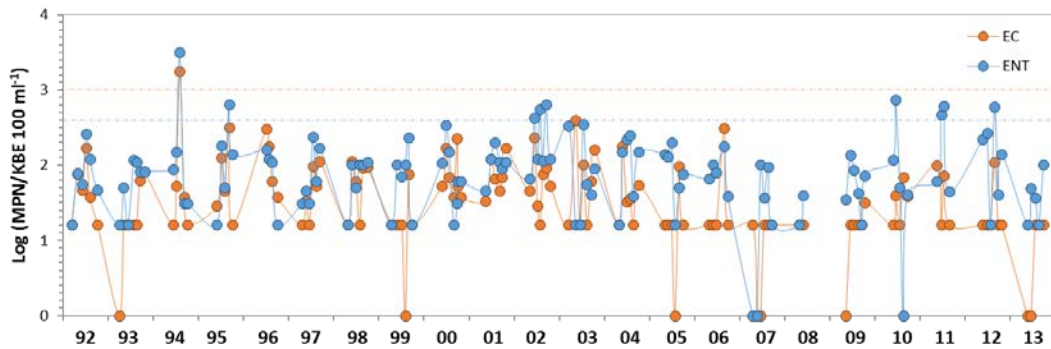


Abbildung 40: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 22 (Neusiedl) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

Das einzige EC Ereignis fiel auf den 1.8.1994 und zeigte keinen zeitlichen Zusammenhang mit extremen Wetterereignissen. In Tabelle 25 sind alle ENT Verschmutzungsereignisse und ihr möglicher Zusammenhang mit Wetterereignissen zusammengefasst.

TABELLE 25: ÜBERSICHT ÜBER ALLE ENT VERSCHMUTZUNGSEREIGNISSE AM PROBENPUNKT 19 FÜR ENTEROKOKKEN (1992-2013).

Ereignis	Niederschlag	Wind	Beides
<b>0 bis -1 Tag</b>	27.8.2012	16.9.2002 (NW)	10.6.2002 (NW) 20.6.2011 (S/SW)
<b>-2 bis -3 Tage</b>		12.6.2010 (S/SE)	4.9.1995 (NW)
<b>ohne Zusammenhang</b>	1.8.1994, 29.7.2002, 11.7.2011, 27.8.2012		

Von den insgesamt 10 ENT Ereignissen standen 6 in zeitlichem Zusammenhang mit Wetterereignissen. Dabei war erstaunlich, dass zweimal Südwind zu ENT Ereignissen führte, außerdem traten 4 Ereignisse ohne zeitlichen Zusammenhang mit extremen Wetterereignissen auf. Dies könnte auf die spezifische Situation des Hafens zurückzuführen sein, da hier die Boote als potenzielle Verschmutzungsquellen ausgemacht werden können.

#### 2.2.4.3 ZUSAMMENFASSUNG DER SITUATION AN DEN HOT-SPOTS

Um einen Überblick über alle Hot-spots zu bekommen, wurden die Ergebnisse in Tabelle 26 zusammengefasst. Es zeigte sich, dass es im Neusiedler See bei Enterokokken wesentlich öfter zu Überschreitungen der Grenzwerte für kurzfristige Verschmutzungen kommt, als bei *E. coli*. Insgesamt wurden 68 EC und 116 ENT Ereignisse an den Hot-spots gezählt. In dieser Aufstellung wurden an Punkt 29 aufgrund der hohen Anzahl nur jene ENT Ereignisse gezählt, die mit EC Ereignissen zusammen fielen. Unter Berücksichtigung aller ENT Ereignisse an diesem Punkt wäre der Unterschied zwischen EC und ENT Ereignissen noch größer. Enterokokken scheinen demnach für die Beurteilung der mikrobiologisch-hygienischen Qualität des Neusiedler Sees der bessere Parameter zu sein. Es ist bekannt, dass Enterokokken längere Überlebenszeiten in Gewässern aufweisen (Davies *et al.* 1995) und insbesondere für saline Gewässer, wie viele Gewässer des nördlichen Burgenlandes, der zuverlässigere Parameter sind (Kirschner *et al.* 2004). Für beide Parameter standen Verschmutzungsereignisse in 60% der Fälle mit extremen Wetterereignissen in zeitlichem Zusammenhang. Verschiedene Überlegungen und Szenarien legen nahe, dass es sich dabei auch um einen kausalen Zusammenhang handelt. Wie schon in der stochastischen Analyse in Kapitel 2.2.3.3 gezeigt werden konnte, war die Varianz der fäkalen Verschmutzung an den Hot-spots signifikant mit Windgeschwindigkeiten korreliert und auch in der empirischen Analyse war Wind (hier als

maximale Windgeschwindigkeit verwendet) ein entscheidender Faktor (25% der EC und 30% der ENT Ereignisse). Oft waren auch die Windereignisse mit Niederschlagsereignissen verknüpft (22% der EC und 19% der ENT Ereignisse), in einigen Fällen waren heftige Niederschläge ohne extremen Wind ausschlaggebend (12% der EC und ENT Ereignisse). Starker Wind (ohne Regenereignis) kann einerseits zur effektiven Aufwirbelung von Sedimenten führen, die oft erhöhte Konzentrationen an Fäkalindikatoren beherbergen (Alm *et al.* 2003), andererseits auch ein verstärktes Ausströmen belasteter Wässer aus Schilfkanälen bewirken, wie z.B. bei Punkt 25 – Zufluss Golser Kanal, Punkt 29 - Zufluss Kläranlage Podersdorf, Punkt 33 – Zufluss Kanal Rust, Punkt 22- Hafen Neusiedl, 20 – Hafen Jois), was die im Einzugsbereich liegenden Probenpunkte beeinflusst.

**TABELLE 26: ÜBERSICHT ÜBER ALLE *E. COLI* UND ENTEROKOKKEN EREIGNISSE AN DEN HOT-SPOTS FÄKALER BELASTUNG UND IHRE ZEITLICHE ZUORDNUNG ZU WETTEREREIGNISSEN. NDS: NIEDERSCHLAG; \* NUR ENTEROKOKKEN-EREIGNISSE GEZÄHLT DIE MIT EC EREIGNISSEN ZUSAMMEN FIELEN.**

Punkt	<i>E. coli</i>				Enterokokken			
	Nds	Wind	Nds+Wind	ohne	Nds	Wind	Nds+Wind	ohne
26	0	0	2	1	1	3	0	1
32	0	0	0	0	1	1	1	0
29*	4	13	10	26	4	13	10	26
30	2	0	2	0	1	1	3	0
25	1	2	0	0	1	2	1	2
1	0	0	0	0	0	0	1	3
20	0	0	0	0	0	2	0	2
7	1	0	0	0	1	1	0	2
8	0	0	0	0	1	1	0	1
33	0	2	1	0	1	7	3	5
22	0	0	0	0	1	1	1	0
19	0	0	0	1	1	2	3	4
<b>Summe</b>	8	17	15	28	13	34	23	46
<b>%</b>	59%			41%	60%			40%

Heftige Niederschläge können auf verschiedene Arten zu erhöhten Fäkalindikator-Konzentrationen führen. Sie führen einerseits zum diffusen Einschwemmen von Tierfäzes vom Ufer des Sees, wie z.B. Gänsekot, an diversen Badestränden (inkl. Podersdorf) oder Kot von Weidetieren und Pferden im Seevorgelände. Es ist auch denkbar, dass nach zeitlich weiter zurück liegenden Regenfällen Fäkalbakterien in den Schilfgürtel geschwemmt werden und bei Tage später stattfindenden Windereignissen dann im See landen. Andererseits können hohe Fäkalindikatorkonzentrationen aus Punktquellen durch heftige Regenfälle mobilisiert werden, wenn die Kapazitäten der Rückhaltebecken und des Kanalsystems, wie jene in Podersdorf, überschritten werden (hier bei ungünstiger Verteilung von Niederschlägen bei etwa 15-20 mm pro Tag - Wolfgang Gisch, Klärwärter Podersdorf, persönliche Mitteilung) oder wasserführende Kanäle wie der Nordgraben und Südgraben in Podersdorf erhöhte Wassermengen in den See einbringen.

Trotz der großen Bedeutung von extremen Wetterereignissen und im Speziellen extremen Niederschlagsereignissen auf die mikrobiologisch-hygienische Wasserqualität des Neusiedler Sees darf nicht übersehen werden, dass nur etwa 30-35% aller an den Hot-spots beobachteten Verschmutzungsereignisse auf extreme Niederschläge zurückzuführen waren und ein großer Anteil von etwa 40% nicht durch Niederschlags- bzw. Wetterereignisse erklärt werden konnte. In der Gesamtbetrachtung (Kapitel 2.2.3.3, Tabelle 12) wurde sogar ein signifikant negativer Zusammenhang mit den Niederschlägen in Rust gefunden! Lokale Besonderheiten spielen bei jedem Hot-spot eine Rolle, aber auch der an schönen Tagen (ohne Regen!) große Besucherandrang (Badegäste, Surfer, Segler), der direkt (Ausscheidungen im See) oder indirekt (über erhöhte Abwassereinleitungen aus den Kläranlagen Podersdorf, Jois) zu einer erhöhten fäkalen

Belastung im See führen kann. Eine Verknüpfung mit Daten über aktuelle Besucherzahlen in den Freibädern und Übernachtungszahlen könnten darüber mehr Aufschluss geben.

#### 2.2.4.4 ANDERE NICHT HOT-SPOT EU-BADESTELLEN

Obwohl die folgenden Badestellen nicht als Hot-spots fäkaler Belastung im Neusiedler See identifiziert wurden, war es aufgrund der Projektziele notwendig auch diese Stellen einer genaueren Betrachtung zu unterziehen. Dass die jeweilige Probenstelle nicht als Hot-spot aufschien, schließt ein mikrobiologisch-fäkales Verschmutzungsereignis nicht aus, es bedeutet, dass die Schwankungen fäkaler Belastung in geringer Anzahl und geringer Höhe vorhanden waren und sie nur einen nicht signifikanten Anteil an der gesamten EC bzw. ENT Varianz im See ausmachten.

Neben den EU Badestellen Breitenbrunn, Illmitz, Mörbisch und Neusiedl, wurde auch die einzige ungarische EU Badestelle in Fertörákos berücksichtigt.

##### 2.2.4.4.1 EU-BADESTELLE BREITENBRUNN

Am Probenpunkt 18 in Breitenbrunn wurde ein ENT Ereignis im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 41). Ein eindeutiger Langzeittrend konnte nicht festgestellt werden. Schwankungen mit ENT Werten  $> \log 2$  traten während der gesamten Untersuchungsperiode auf. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0,39.

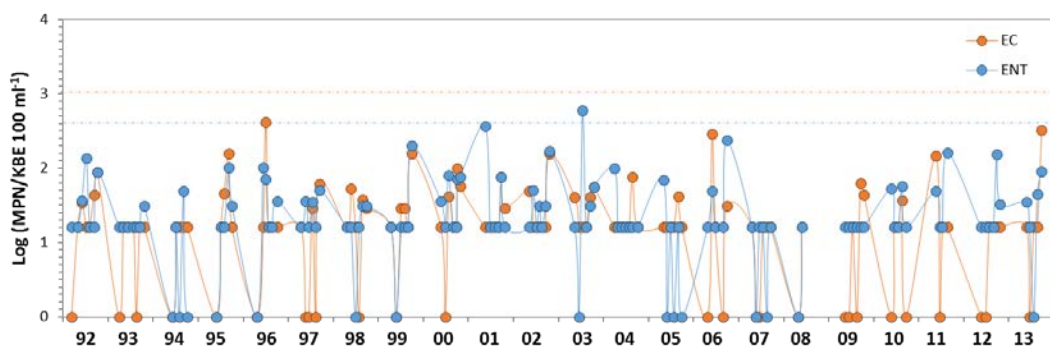


Abbildung 41: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU Badestelle Breitenbrunn von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

Das einzige ENT Ereignis fand am 14.7.2003 statt und stand im zeitlichen Zusammenhang mit einem Windereignis am Vortag mit  $21 \text{ m s}^{-1}$  ( $76 \text{ km/h}$  max. Windgeschwindigkeit). Nachdem aber auch an vielen anderen Tagen noch höhere Windgeschwindigkeiten auftraten, müssen andere Faktoren ebenfalls eine Rolle bei dem Ereignis gespielt haben (siehe auch Kapitel 2.2.4.2.5).

##### 2.2.4.4.2 EU-BADESTELLE ILLMITZ

Am Probenpunkt 2 in Illmitz wurde ein ENT Ereignis im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 42). Dieses fiel auf denselben Tag wie in Breitenbrunn (14.7.2003) und stand ebenfalls mit dem Windereignis in zeitlichem Zusammenhang. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0.46. Ansonsten wies Illmitz von allen EU Badestellen die geringsten Werte auf.



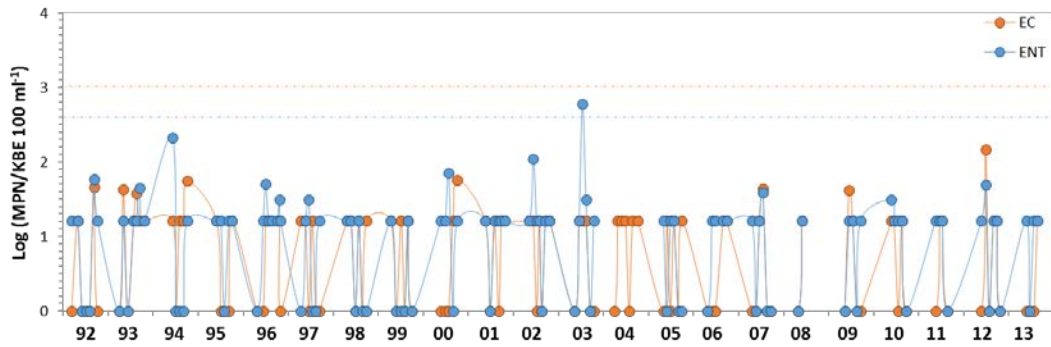


Abbildung 42: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU Badestelle Illmitz von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

Wie schon für Breitenbrunn, müssen auch hier neben dem Wind andere Faktoren eine Rolle gespielt haben.

#### 2.2.4.4.3 EU-BADESTELLE MÖRBISCH

An der EU-Badestelle in Mörbisch (Probenpunkt 6) wurde ein ENT Ereignis im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 43). Dieses fiel ebenfalls auf den 14.7.2003 und stand mit dem Windereignis in zeitlichem Zusammenhang. Ein relativ hoher Wert war auch schon eine Woche davor (7.7.2003) beobachtet worden. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0,46.

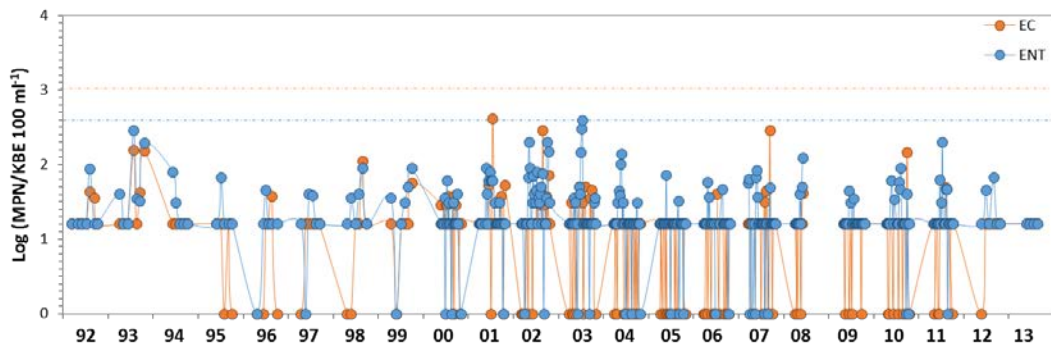


Abbildung 43: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU Badestelle Mörbisch von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

#### 2.2.4.4.4 EU BADESTELLE NEUSIEDL AM SEE

An der EU Badestelle in Neusiedl (Probenpunkt 21) wurde ein ENT Ereignis im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 44). Dieses fiel ebenfalls auf den 14.7.2003 und stand mit dem Windereignis in zeitlichem Zusammenhang. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0,53.



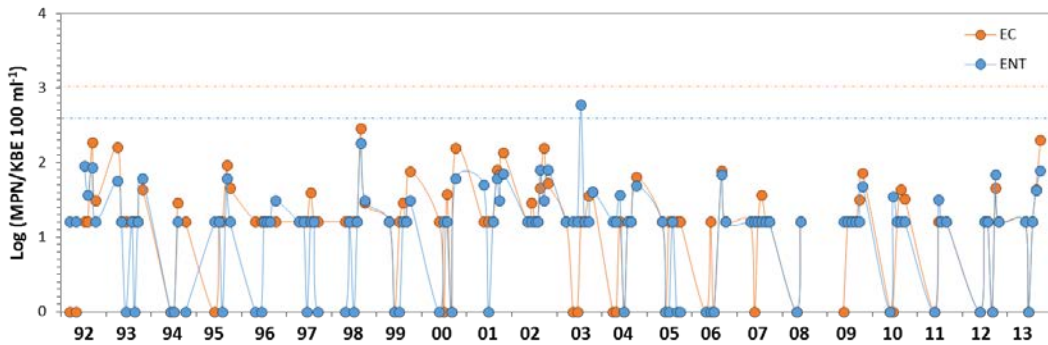


Abbildung 44: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU Badestelle Neusiedl von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

#### 2.2.4.4.5 EU-BADESTELLE WEIDEN AM SEE

Der Probenpunkt 23 in Weiden am See ist der Probenpunkt der offiziellen EU Badestelle. In der Hauptkomponentenanalyse wurde der Punkt aufgrund seines Gewichtungskoeffizienten  $> 0,7$  mit der gesamten fäkalen Belastung im See als Hot-spot eingestuft. Da jedoch an diesem Probenpunkt keine EC oder ENT Ereignisse im gesamten Untersuchungszeitraum beobachtet wurden (Abbildung 45), wurde dieser Punkt aus der Liste der Hot-spots herausgenommen. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Variablen lag bei 0,52.

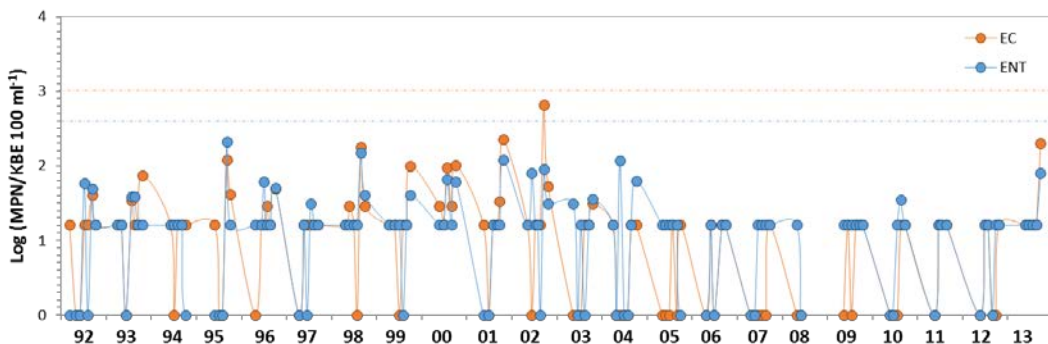


Abbildung 45: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 23 (Weiden) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

Für die EU Badestelle Fertőrákos (Ungarn) lagen nur für die Jahre 2004 bis 2012 Daten vor. Die Daten lagen während des gesamten Untersuchungszeitraumes unter den Grenzwerten für kurzfristige Verschmutzungsereignisse (Abbildung 46). Ein Langzeittrend ist aus den vorhandenen Daten nicht zu erkennen.

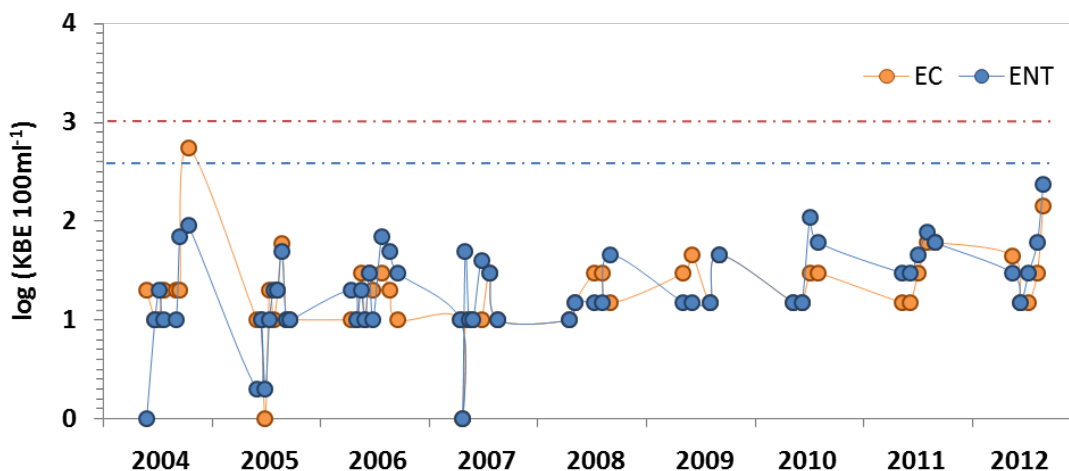


Abbildung 46: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU-Badestelle Fertörkos (Ungarn) von 2004-2012. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

#### 2.2.4.5 ZUSAMMENFASSUNG DER NICHT HOT-SPOT EU BADESTELLEN

Auch an den EU Badestellen, die keine Hot-spots fäkaler Belastung darstellen, wurden zum Teil (vor allem Breitenbrunn, Mörbisch) häufige und große zeitliche Schwankungen der fäkalen Belastung gefunden. Werte  $\gg 100$  KBE/MPN pro 100 ml ( $\log 2$ ) wurden an allen Stellen außer Illmitz und Fertörkos des Öfteren nachgewiesen. Allerdings wiesen 4 der 5 österreichischen EU Badestellen nur an einem einzigen Zeitpunkt ein ENT Ereignis und eine Überschreitung des Grenzwerts für kurzfristige Verschmutzungen auf, am 14.7.2003, während die EC Daten keine Auffälligkeiten aufwiesen. Dieser sehr auffällige Befund könnte dahingehend interpretiert werden, dass es an diesem Tag zu einem Labor-bedingten Fehler in der Probenaufarbeitung gekommen ist. Beim Vergleich der Ergebnisse aller Probenahmestellen stellte sich heraus, dass auch viele andere Proben, die nicht Badestellen zuzuordnen sind, von erhöhten ENT Werten betroffen waren (neben 2, 6, 18, 21 auch 1, 5, 7, 13, 20, 22, 27, 28). Alternativ könnte auch eine massive Anzahl an Bade- und Freizeitgästen zu diesen Anstiegen beigetragen haben. Der Sommer des Jahres 2003 war besonders heiß und trocken, sodass anzunehmen ist, dass sich gerade zu Ferienbeginn (kurz vor dem 14. Juli) besonders viele Urlaubsgäste am See aufhielten, die zu einer Erhöhung der Werte beigetragen haben könnten.

#### 2.2.4.6 FÄKALE BELASTUNG IM BEREICH WULKA-DELTA

Die Wulka ist mit Abstand der größte Zubringer des Neusiedler Sees mit Abflussmengen, die im Median der Jahre 1992 bis 2013 bei  $0,92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Jahresmediane zwischen  $0,54 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  im Jahr 2003 und  $1,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  im Jahr 2010) lagen. Minimale tägliche Abflussmengen lagen im Untersuchungszeitraum bei  $0,22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , maximale Abflussmengen bei  $34,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . An der Wulka liegen 3 große Kläranlagen, die ihre Abwässer direkt oder indirekt in die Wulka entlasten. Es handelt sich dabei um die Kläranlagen Wulkaprodersdorf (WV Wulkatal, 110.000 EW), Eisenstadt (AWV Eisenstadt-Eisbachtal, 42.000 EW, indirekt über Eisbach) sowie Schützen (RHV Neusiedler See – Westufer, 66.500 EW). Da diese Kläranlagen für eine optimale Nährstoffreduktion (C, N, P) nach dem Stand der Technik ausgebaut sind, jedoch nicht (wie die Kläranlage Podersdorf) über eine nachgeschaltete Desinfektion verfügen, muss davon ausgegangen werden, dass signifikante Mengen an mikrobiologisch-fäkaler Verschmutzung über die Wulka in den See gelangen. Dazu liegen jedoch nur geringe Mengen an Daten vor, die dieses Problem beleuchten.

Es ist anzunehmen, dass ein großer Teil der mikrobiologisch-fäkalen Frachten durch den breiten Schilfgürtel reduziert wird (Filtration, Sedimentation, Absterben) (Magyar et al 2013, Dinka et al 2016), jedoch liegen dazu keine Untersuchungen vor.

Neben zeitlich hochauflösenden Messungen der mikrobiologisch-fäkalen Belastung an der Zuflussstelle der Wulka in den Schilfgürtel müssten im Wulkadelta (im Schilfgürtel und im offenen See) räumlich hochauflösende mikrobiologische und hydraulische Messungen durchgeführt werden, die vor allem die Fließwege des Wassers aufspüren sollten. Die einzigen zur Verfügung stehenden Langzeitdaten beziehen sich auf eine Probenahmestelle (Punkt 13) im offenen See im Bereich des Wulkadeltas. Aufgrund fehlender detaillierter räumlicher Untersuchungen muss davon ausgegangen werden, dass dieser Probenahmepunkt nicht der einzige im offenen See im Bereich des Wulkadeltas ist, an dem das Wasser der Wulka in den See gelangt (Abbildung 47). Je nach Wetter und Windrichtung könnten an anderen Stellen höhere Werte zu finden sein.



Abbildung 47: Oben: Wulkadelta mit Wulka-Zufluss (blaue Linie), Schilfgürtel (dunkelgrüne Fläche) und offenem See (graue Fläche). Unten: Vergrößerte Darstellung der im oberen Bereich rot umrandeten Fläche (um 90° gedreht) mit dem Probenahmepunkt 13. Erkennbar sind auch die dunkelgrau/braunen Einflussschneisen von huminstoffreichem Wasser aus dem Schilfgürtel im Bereich von Schilfkanälen. Ob es sich hierbei um die präferenziellen Fließwege der Wulka handelt ist nicht bekannt. Beide Abbildungen von Google Maps, verändert.

Abbildung 48 zeigt den Verlauf der EC und ENT Konzentration am Probenpunkt 13 während des Untersuchungszeitraums 1992 – 2013. Insgesamt wurden 1 EC und 3 ENT Ereignisse beobachtet. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Fäkalindikatoren lag bei 0,64.

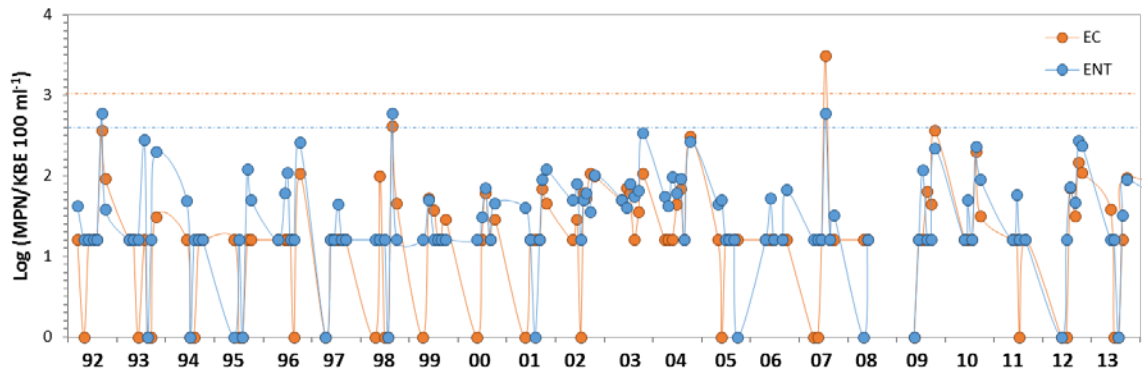


Abbildung 48: Zeitlicher Verlauf der *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen am Probenpunkt 13 (Wulka-Delta) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Linie geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an.

Um die EC/ENT Ereignisse meteorologischen Ereignissen zuordnen zu können, wurden sowohl die Wetterdaten als auch die Wulka-Abflussdaten (Abbildung 49) in die Untersuchungen miteinbezogen.

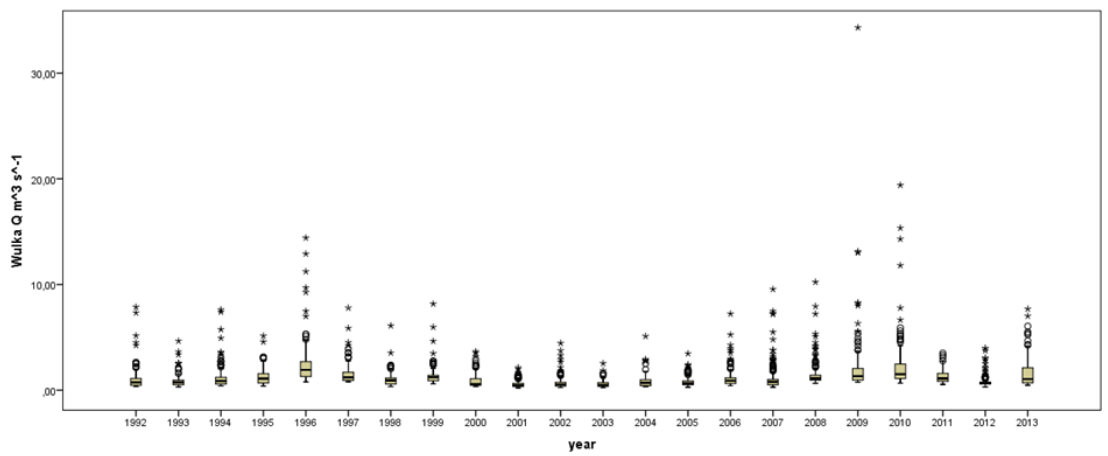


Abbildung 49: Box-Whisker plots der täglich gemessenen Abflussmengen der Wulka [m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>], nach Jahren geordnet, mit Ausreißern (Kreise) und Extremwerten (Sterne).

**ENT-Ereignis am 7.9.1992** – 6 Tage vor dem ENT Ereignis wurde ein um das 3-fache erhöhter Abfluss der Wulka registriert, gleichzeitig mit heftigen Regenfällen (17 mm/Tag) in der Region. Auch 3 Tage vorher hatte es heftig geregnet (13 mm/Tag) mit Windspitzen bis 19 m s<sup>-1</sup> (68 km/h).

**ENT-Ereignis am 24.8.1998** – Es wurden extreme Regenfälle zwei (13 mm/Tag) und drei Tage (28 mm/Tag) vor dem ENT Ereignis und ein um das 4-fache erhöhter Abfluss am Vortag des Ereignisses beobachtet. Auch die maximalen Windgeschwindigkeiten lagen mit 16,4 m s<sup>-1</sup> im extremen Bereich.

**ENT/EC Ereignis am 16.7.2007** – Eine Woche vor dem Ereignis wurden sehr starke Regenfälle registriert (34,5 mm in Rust am 9.7.2007), welches an den Folgetagen von einem bis zu 6-fachen Anstieg des Wulka-Abflusses begleitet wurde.

Offensichtlich waren alle Verschmutzungsereignisse mit meteorologischen und dadurch bedingten hydrologischen Ereignissen verknüpft. Für viele hydrologische/meteorologische Ereignisse, wie auch das um den 25. Juni 2009, als der höchste Abflusswert des Untersuchungszeitraumes (34,3 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) auftrat, wurden aufgrund des großen zeitlichen Abstandes der folgenden ENT/EC Probenahme (z.B. nach dem 25.6.2009 erfolgte die nächste am 13.7.2009) keine mikrobiologische Auswirkung mehr nachgewiesen. Außerdem könnte das ein oder andere Mal ein Verschmutzungsereignis am Probenpunkt 13 nicht registriert

worden sein, wenn aufgrund einer geänderten Fließrichtung das kontaminierte Wasser an einem anderen Punkt in den See geflossen ist. Ein detailliertes zeitlich und räumlich hochauflösendes Untersuchungsprogramm für das Wulkadelta ist daher dringend zu empfehlen, um die Auswirkungen der Wulka auf die mikrobiologisch-hygienische Qualität des Neusiedler Sees erfassen zu können.

### 2.2.5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Mit der Analyse historischer mikrobiologischer Datensätze der Biologischen Station Illmitz für den Zeitraum 1992 bis 2013 und deren Verknüpfung mit Wasserqualitätsparametern und Wetterdaten gelang es, die Hot-spots der fäkalen Belastung im Neusiedler See zu identifizieren. Darunter fielen vor allem die Regionen Podersdorf und Rust (inklusive der jeweiligen beiden EU-Badestellen), aber auch Jois (Hafen), Breitenbrunn (Hafen), Neusiedl (Kanal Westhafen), und die Bucht bei der Biologischen Station Illmitz. Alle anderen EU-Badestellen (Mörbisch, Breitenbrunn, Weiden, Neusiedl, Illmitz) wurden in der statistischen Analyse nicht als Hot-spots ausgewiesen, wobei Illmitz die beste Wasserqualität aufwies. Die mit Abstand am stärksten belastete Probenahmestelle war die Stelle beim Zufluss der geklärten Abwässer der Kläranlage Podersdorf in den See. Die Hintergrundbelastung im offenen See war hingegen als sehr gering einzuschätzen. Generell zeigten die Enterokokken mehr Überschreitungen der Grenzwerte für kurzfristige Verschmutzungen an als *E. coli*, und waren somit auch der sensitivere Parameter der Fäkalindikation.

Um die Zusammenhänge mikrobiologisch-fäkaler Verschmutzungsereignisse mit Wetterereignissen zu untersuchen, mussten aufwändige empirische Datenanalysen durchgeführt werden. Dabei zeigte sich, dass über alle Hot-spots hinweg, 60% aller Verschmutzungsereignisse in zeitlichem Zusammenhang mit extremen Wetterereignissen standen. Neben heftigen Regenfällen (30 – 35 % aller Ereignisse) waren auch Starkwindereignisse zu 25 – 30% mit den Verschmutzungsereignissen korreliert. Einschwemmung von tierischem Fäzes über Kanäle oder diffus und Mischwasserentlastungen bei Starkregenereignissen sowie windbedingtem Aufwirbeln von Sedimenten und Einblasen kontaminierter Wässer aus dem Schilfgürtel durch Starkwinde stehen höchstwahrscheinlich in kausalem Zusammenhang mit diesen Beobachtungen. Bestätigt wurden diese empirischen Beobachtungen auch durch stochastische Analysen, die einen signifikanten Einfluss des Windes (vor allem Nordwest, Nord und Nordost) auf die fäkalen Belastung zeigten. Die Temperatur und die Anzahl an Sonnenstunden waren negativ mit der mikrobiologischen Belastung korreliert. Dies wurde auf den Einfluss von Schlechtwettersituationen zurückgeführt. Eine signifikant positive Korrelation zeigte sich mit den Nitratkonzentrationen. Dies könnte mit diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft erklärt werden aber auch mit durch Regenereignisse verursachte punktuelle Abwasserüberläufe und Zuflüsse aus Kanälen im Einzugsgebiet landwirtschaftlicher Betriebe.

Bei all dem darf jedoch nicht übersehen werden, dass bei 40% aller Verschmutzungsereignisse kein zeitlicher/kausaler Zusammenhang mit Extremwetterereignissen bestand. In der Gesamtanalyse wurde sogar eine signifikante negative Korrelation mit Niederschlagsmengen an einer Wetterstation gefunden. Regional unterschiedliche Einflussfaktoren wie zum Beispiel eine hohe Anzahl von Badegästen, hohe Mengen an Vogelkot an den Badestränden, Eintrag anderer diffuser Quellen aus der Landwirtschaft, oder auch örtlich und zeitlich begrenzte Probleme mit Abwassereinleitungen dürften für die beobachteten Verschmutzungen verantwortlich sein. Diese potenziellen Verschmutzungsquellen wurden im vorliegenden Bericht für jeden relevanten Probenpunkt aufgezählt, kausale Beweise der Zusammenhänge müssten jedoch erst in eingehenden, zeitlich und räumlich hochauflösenden Analysen erbracht werden.

Für den Raum Podersdorf wurde dies ja im Rahmen der vorliegenden Pilotstudie (siehe ARBEITSPAKETE 1, 3, 4, 5 und 6) schon sehr weit vorangetrieben, für andere Bereiche des Sees wie Rust, Jois, Breitenbrunn, und insbesondere das Wulkadelta sind weitere detaillierte Untersuchungen dringend zu empfehlen.



2.2.6 LITERATUR

Alm EW, Burke J, Spain A (2003) Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Res* 37: 3978–3982

Bäderhygieneverordnung-BHygV (1998) BGBl. II Nr. 420/1998, Umsetzung der Richtlinie 76/160/EWG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer, 24pp

Badegewässerverordnung-BGewV (2009) BGBl. II Nr. 349/2009, Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung, 13pp

Chiles J-P & Delfiner P (2012) *Geostatistics*. Wiley, Canada, 731pp

Cressie N (1986) Kriging Nonstationary Data. *J Am Stat Assoc*, 81, 625–634

Davies CM, Long JA, Donald M, Ashbolt NJ (1995) Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl Environ Microbiol* 61:1888–1896

Dinka M, Kiss A, Magyar N, Szabo-Ágoston E (2016) Effects of the introduction of pre-treated wastewater in a shallow lake reed stand. *Open Geosciences* 8(8), 62-77

ISO (2012). *Water quality -- Enumeration of Escherichia coli and coliform bacteria -- Part 2: Most probable number method*. ISO 9308-2:2012, Geneva, Switzerland, 45pp

ISO (2000) *Water quality - Guidance on validation of microbiological methods*. ISO/TR 13843:2000; Geneva, Switzerland

ISO (1990) *Water quality -- Detection and enumeration of coliform organisms, thermotolerant coliform organisms and presumptive Escherichia coli -- Part 1: Membrane filtration method*. 9308-1:1990

Josza J, Kramer T, Homrodi K, Napoli E, Sarkkula J (2008) Wind-induced hydrodynamics and sediment transport of Lake Neusiedl – Hungarian-Austrian-Finnish research cooperation from lake-wide to bay-wide scale. Budapest University of Technology and Economics, Department of Hydraulic and Water Resources Engineering, 132pp

Tabachnik BG, Fidell LS (1996) *Using multivariate statistics*. New York, NY, HarperCollins College Publishers.

Venables WN & Ripley BD (2002) *Statistics and Computing*. Modern Applied Statistics with S. 4<sup>th</sup> edition, Springer Verlag, Berlin. ISBN 0-387-95457-0



## 2.3 ARBEITSPAKET 3 - MACHBARKEITSSTUDIE „MIKROBIOLOGISCHE HERKUNFTSBESTIMMUNG (MST)“

### 2.3.1 FRAGESTELLUNG

#### **DIE HERKUNFTSBESTIMMUNG MIKROBIOLOGISCHER FÄKALER**

**KONTAMINATIONEN** in Wasser und Gewässern - in der Fachliteratur als „Microbial Source Tracking - MST“ bezeichnet - gewinnt weltweit zunehmend an Bedeutung um zielorientierte Management- und Schutzmaßnahmen im Einzugsgebiet durchführen zu können. Die Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontamination ist jedoch, aufgrund der Vielfalt und Plastizität der zu untersuchenden Mikroorganismen, äußerst komplex.

Methodisch können mikrobiologische Herkunftsbestimmungen seit einigen Jahren mit Hilfe von molekularbiologischen Analyseverfahren durchgeführt werden. Derzeit gibt es jedoch keine standardisierte und generell zu verwendende Methodik. Die bis dato erfolgreichen Anwendungen beziehen sich meist auf bestimmte Habitats und Gewässertypen. Beispielsweise wurde kürzlich für alpine Karstquellwässer ein System zum Nachweis von fäkalen Einträgen von Mensch versus Weidetiere (Wiederkäuer) entwickelt.

Die Bestimmung der Fäkalindikatoren *E. coli* und intestinaler Enterokokken mittels standardisierter Nachweismethoden - wie in der EU-Badegewässerrichtlinie und der BGewV vorgeschrieben - gibt keinerlei Auskunft über deren Herkunft. Diese können aus menschlichen (z.B. kommunale Abwasserentsorgungssysteme) und tierischen (Nutz- oder Wildtiere) Fäkalquellen stammen. Auch nichtintestinale Eintragsquellen, wie etwa nährstoffreiche Sedimente oder auch Böden, sind in der Literatur beschrieben.

Anhand dieser Pilotstudie sollte die Machbarkeit des Einsatzes von molekularbiologischen Methoden zur Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontaminationen im Gewässer für das definierte Projektgebiet im Bereich Podersdorf evaluiert bzw. weitere Lösungsansätze entwickelt werden, wobei der Schwerpunkt der Untersuchungen auf dem Abwasserpfad Podersdorf lag. Darüber hinaus sollte diese Pilotstudie die grundlegende Ausgangsbasis für die generelle Etablierung, Weiterentwicklung sowie Anwendung von Methoden zur mikrobiologischen Herkunftsbestimmung fäkaler Einträge für den „Gewässerverbund“ des Neusiedler Sees und des Seewinkels liefern. Diese Methoden sollen mittel- bis langfristig ein zielorientiertes und proaktives und somit nachhaltiges mikrobiologisch-hygienisches Gewässermanagement in dieser komplexen Natur- und Tourismusregion unterstützen. Eine besondere Herausforderung bei der Etablierung für dieses Gebiet stellt die Wassermatrix des Neusiedler Sees und der Lacken dar, da oft hohe Konzentrationen an Trübstoffen und Huminstoffen sowie eine hohe Salinität vorliegen. Diese Inhaltsstoffe können molekularbiologische Nachweisverfahren massiv beeinträchtigen oder sogar vollständig hemmen.

#### **Folgender Fragenkatalog wurde für die Machbarkeitsstudie MST ausgearbeitet:**

- Was sind die potenziell bedeutenden Typen fäkaler Eintragsquellen in der untersuchten Region?
- Zeigen human-assoziierte genetische Fäkalmarker (mikrobiologische Abwasserzeiger) eine ausreichende fäkale Spezifität und Sensitivität für die untersuchte Region und können diese verwendet werden um den potentiellen Einfluss der Abwasserentsorgung von Podersdorf und der Umlandgemeinden auf die Wasserqualität des Sees zu untersuchen?
- Zeigen relevante/benötigte tierassoziierte genetischer Fäkalmarker eine ausreichende fäkale Spezifität und Sensitivität für die untersuchte Region?

## ARBEITSPAKETE

- Können qPCR Verfahren zur Bestimmung genetischer Fäkalmarker in der Wassermatrix des Untersuchungsgebietes angewendet werden?
- Sind methodische Weiterentwicklungen von qPCR Verfahren für das Untersuchungsgebiet notwendig?
- Können die Abwassersignaturen im Verlauf der ausgesuchten Probenstellen (d.h. Kläranlage – Entwässerungskanal – Schönungsteich – Schilf – Seestandort) methodisch nachgewiesen werden?
- Sind zusätzliche alternative Methoden zur Klärung der Herkunft der fäkalen Verschmutzungen notwendig?
- Welche komplementären Parameter zur Unterstützung der Methodik können empfohlen werden?

### 2.3.2 MATERIAL UND METHODEN

Im Folgenden werden die in der Pilotstudie angewandten Labormethoden kurz protokolliert. Die hier gegebenen Informationen richten sich an Fachleute und sind bewusst so dargestellt, dass sie jederzeit in anderen Laboren nachgearbeitet werden können. Zu diesem Zwecke sind die einzelnen Methoden in Protokollform gehalten. Zusätzlich werden auch die exakten Mengenangaben für die Herstellung von Lösungen und Puffern gegeben.

#### 2.3.2.1 DNA EXTRAKTION

##### 2.3.2.1.1 DNA EXTRAKTION AUS WASSERPROBEN (STANDARDPROTOKOLL)

###### ***Protokoll zur Extraktion von DNA aus Wasserproben (modifiziert nach Griffiths et al., 2000)***

Pro Probe wird jeweils ein 2 ml Reaktionsgefäß, das Glaskugeln enthält, mit jeweils 400 µl Phenol, CTAB Puffer und Chloroform/Isoamylalkohol (49:1) befüllt. Anschließend wird jeweils ein Polycarbonatfilter mit den Filtrationsrückständen (gefilterte Proben) in ein Reaktionsgefäß mit Glaskugeln und Pufferlösungen gegeben. Die Reaktionsgefäße mit Pufferlösungen und Probenmaterial werden anschließend in ein Aufschlussgerät (FastPrep, MP Biomedicals) gestellt und für 30 Sekunden bei Geschwindigkeitsstufe 6 prozessiert. Nun werden die Proben sofort für 1 min auf Eis gekühlt. Anschließend erfolgt die Zentrifugation der Proben bei 13000 g für 5 min bei Raumtemperatur. Der Überstand (ca. 500 µl der oberen Phase) wird nun in ein 1,5 ml Reaktionsgefäß das 500 µl Chloroform/Isoamylalkohol (49:1) enthält überführt. Die Proben werden gut gemischt (vortexen) und anschließend erneut bei 13000 g für 5 min bei Raumtemperatur zentrifugiert. Anschließend wird der Überstand (ca. 450 µl) in ein weiteres 1,5 ml Reaktionsgefäß das 270 µl Isopropanol enthält überführt. Die Proben werden nun vorsichtig gemischt (vorsichtig invertieren) und anschließend bei 13000 g für 15 min bei Raumtemperatur zentrifugiert. Nun wird der Überstand dekantiert (Achtung auf das DNA Pellet) und es erfolgt die Zugabe von 1 ml eisgekühltem Ethanol (70%). Anschließend erfolgt ein Zentrifugationsschritt für 5 min bei 13000 g und 4 °C. Abschließend wird der Überstand abgenommen und die DNA Pellets bei Raumtemperatur über Nacht getrocknet. Die DNA wird abschließend in 100 µl 10 mM TRIS (pH 8) eluiert und bei -80 °C gelagert.

###### ***Herstellung der 2 ml Reaktionsgefäße mit Glaskugeln***

Die Glaskugeln werden für zwei Stunden in einem Muffelofen bei 400 °C gebacken um eventuelle DNA-Spuren zu eliminieren. Jedes 2 ml Reaktionsgefäß wird mit 1 Stück 5mm Glaskugel, 0,25 g 1 mm Glaskugeln und 0,37 g 0,1-0,11 mm Glaskugeln befüllt. Die Reaktionsgefäße mit den Glaskugeln werden anschließend vor der weiteren Verwendung autoklaviert.

**Benötigte Puffer und Lösungen:**

**1 M TRIS HCl pH 8 (50 ml):** zu 6,057 g TRIS werden 40 ml H<sub>2</sub>O (doppelt destilliert) gegeben, der pH Wert wird mit konzentrierter HCl (37%) auf 8,0 eingestellt; die Vorratslösung wird auf ein Gesamtvolumen von 50 ml aufgefüllt.

**0,5 M EDTA pH 8,0 (50 ml):** zu 7,313 g EDTA werden 40 ml H<sub>2</sub>O gegeben; der pH Wert wird mit konzentrierter NaOH (5 M) auf 8,0 eingestellt.

**CTAB Puffer (Hexadecyl trimethyl-ammonium bromide):** Die Zusammensetzung des CTAB Puffers lautet wie folgt: 100 mM Tris pH 8, 1,4 mM NaCl, 20 mM EDTA und 2 % CTAB. Zur Herstellung von 100 ml CTAB-Puffer werden 8,18 g NaCl und 2 g CTAB eingewogen und mit 80 ml H<sub>2</sub>O versetzt. Anschließend werden 10 ml TRIS HCl pH 8,0 und 4 ml 0,5 M EDTA zugefügt und die Lösung schließlich auf ein Gesamtvolumen von 100 ml aufgefüllt. Der CTAB Puffer wird für 30 min bei 75 °C in einem Wasserbad erwärmt bis alle Feststoffe vollständig gelöst sind. Vor Verwendung die Lösung abkühlen lassen. Die Lagerung des Puffers erfolgt bei Raumtemperatur.

## 2.3.2.1.2 DNA EXTRAKTION AUS BAKTERIENISOLATEN (ENTEROKOKKEN)

Für die Extraktion von DNA zur Identifikation verschiedener Enterokokkenarten bzw. Enterokokkengruppen aus Wasserproben im Untersuchungsgebiet Neusiedler See wurden jeweils 500 µl einer Glycerinkultur von der MedUni Wien bereitgestellt (siehe ARBEITSPAKETE 1, 4, 6 und 7). Für die DNA Extraktion wurde ein kommerziell erhältlicher Kit zur Extraktion von DNA aus Bakterien verwendet (peqGOLD, Bacterial DNA Mini Kit, peqLab). Die Extraktion wurde laut Herstellerangaben durchgeführt (genaues Protokoll siehe unten).

Im Anschluss an die DNA Extraktion wurde deren Erfolg durch Messung der DNA Konzentration auf Basis einer UV-VIS Spektroskopie (NanoDrop, ThermoScientific) durchgeführt. Einige Proben wurden zusätzlich noch mittels Gelelektrophorese analysiert, um einen Hinweis auf die Qualität der DNA zu erhalten.

**Herstellerangaben zur Extraktion von DNA aus Bakterienisolaten (aus: peqGOLD, Bacterial DNA Mini Kit, peqLab):**

**Zellwandverdau und Lyse.** Die Bakterienzellen werden bis zum Erreichen der logarithmischen Phase in LB-Medium wachsen gelassen und bis zu  $1 \times 10^9$  Zellen durch Zentrifugation für 10 Minuten bei 4000 g pelletiert. Den Überstand vollständig abnehmen und verwerfen. Die pelletierten Zellen in TE Puffer nach Angabe untenstehender Tabelle resuspendieren und die entsprechende Menge Lysozymlösung (10 mg/ml) zugeben.

**TABELLE 27: ZUGABEMENGEN AN PUFFERLÖSUNG UND ENZYM FÜR DIE EXTRAKTION VON DNA AUS BAKTERIEN.**

Bakterien	TE Puffer	Lysozym
Gram negativ	190 µl	10 µl
Gram positiv	100 µl	100 µl

Die Bakterien für ca. 10 Minuten in einem Schüttelwasserbad bei 30 °C inkubieren. Bei grampositiven Bakterien muss die Lysezeit in der Regel verlängert werden. Im Falle der Enterokokken wurde die Dauer der Lyse auf 30 min verlängert. Abhängig vom jeweils zu bearbeitenden Bakterienstamm können auch größere Lysozymmengen erforderlich sein. Der vollständige Verdau der Zellwand ist für den Erfolg der gesamten Präparation von entscheidender Bedeutung.

Die Zellen für 5 Minuten bei 4000 g pelletieren und Überstand verwerfen. Das entstandene Pellet in 400 µl DNA Lysis Buffer T resuspendieren, 20 µl Proteinase K und 15 µl RNase A (20 mg/ml) zugeben und durch Vortexen für 10 sek mischen. Den Ansatz bis zur vollständigen Lyse der Bakterien bei 70 °C in einem Schüttelwasserbad für 30 min inkubieren. Wenn kein Schüttelwasserbad verfügbar ist, den Ansatz während der Inkubationszeit 3 bis 4 mal für 10 sek vortexen.

**Laden und Binden.** Ein Volumen von 200 µl DNA Binding Buffer zugeben und durch pipettieren sorgfältig mischen. Eine „PerfectBind DNA Column“ in ein 2,0 ml „Collection Tube“ stecken und den gesamten Ansatz einschließlich aller Präzipitate auf die „PerfectBind DNA Column“ laden. Die „PerfectBind DNA Column“ im „Tube“ für 1 Minute bei 10000 g zentrifugieren. Den Säulendurchfluss und das „Collection Tube“ verwerfen. Den Vorgang eventuell wiederholen, bis das gesamte Lysat auf die „PerfectBind DNA Column“ geladen ist.

**Waschen I.** Die „PerfectBind DNA Column“ in ein frisches 2,0 ml „Collection Tube“ stecken und 650 µl des komplettierten DNA Wash Buffers (Pufferkonzentrat plus 1,5 Volumen abs. Ethanol) auf die „PerfectBind DNA Column“ pipettieren. Anschließend die „PerfectBind DNA Column“ im „Tube“ für 1 Minute bei 10000 g zentrifugieren. Den Säulendurchfluss und das „Collection Tube“ verwerfen.

**Waschen II.** Nochmals mit 650 µl DNA Wash Buffer waschen, wie in Schritt 3 beschrieben.

**Trocknen.** Die „PerfectBind DNA Column“ in das geleerte 2,0 ml „Collection Tube“ stecken und durch zweiminütiges Zentrifugieren bei 10000 g vollständig trocknen.

**Elution.** Eine „PerfectBind DNA Column“ in ein sauberes 1,5 ml Zentrifugenröhrchen stecken und die DNA mit 50 – 100 µl Elution Buffer oder sterilem, deionisierten Wasser eluieren. Dazu den Puffer oder das Wasser direkt auf die Matrix pipettieren und für 3 Minuten bei Raumtemperatur inkubieren. Im Anschluss für 1 Minute bei 6000 g zentrifugieren.

Bei jeder Elution mit 50 – 100 µl Elution Buffer werden bis zu 70 % der gebundenen DNA eluiert. Zwei Elutionsrunden ermöglichen deshalb eine Wiederfindungsrate von rund 90 %. Dabei ist allerdings zu beachten, dass mehrere Elutionsrunden zwar den absoluten Ertrag erhöhen, dafür jedoch die Konzentration erniedrigen. Puffervolumina unter 50 µl führen zu erheblich geringeren Erträgen. Durch eine Inkubation der „PerfectBind DNA Column“ bei 70 °C anstatt bei Raumtemperatur oder der Verwendung von auf 70 °C vorgewärmten Elution Buffer kann der Elutionsertrag noch etwas erhöht werden. Für die zweite Elution kann auch das erste Eluat verwendet werden. Dadurch wird bei höherer Endkonzentration ebenfalls der Gesamtertrag verbessert. Er bleibt aber ca. 30 % hinter dem Ertrag zurück, der bei einer Nachelution mit einem zweiten Aliquot Elution Buffer erreicht werden kann. Die erwarteten DNA-Erträge variieren je nach bearbeiteter Bakterienarten und Plasmidgehalt zwischen rund 15 – 30 µg DNA mit einem A260/280-Verhältnis von 1,7 bis 1,9 je 3 ml Ausgangskulturvolumen.

### 2.3.2.1.3 DNA EXTRAKTION AUS FÄZESPROBEN

Zu Beginn der Pilotstudie erfolgte eine Erhebung von in dem Untersuchungsgebiet häufig vorkommenden Tierarten um die Quellen möglichen Fäkaleintrags zu identifizieren (vgl. Kapitel 3.3.3.1). Im Zuge dieser Vorerhebungen wurden auch Fäkalproben verschiedener häufig vorkommender Tierarten gesammelt (z.B. Schwein, Steppenrind, Pferd, Vögel, etc.). Aus diesen Fäzesproben wurde anschließend DNA extrahiert. Die DNA Extraktion erfolgte nach Herstellerangaben mit dem PowerSoil® DNA Isolation Kit (MoBio Laboratories Inc., USA). Pro Extraktion wurden 0,25g Fäzes eingesetzt.

## 2.3.2.2 DESIGN UND KONSTRUKTION DES REFERENZ-ZELLSTANDARDS (DETACS)

Die Konstruktion des Referenz-Zellstandards erfolgte auf Basis der Arbeiten von Boyd *et al.* (2000) und Kaiblinger *et al.* (2008). Der Einsatz eines Referenz-Zellstandards sollte als Kontrolle für die Effizienz der DNA Extraktion aus der Wassermatrix des Neusiedler Sees dienen (vgl. Kapitel 3.3.3.4). Das Prinzip beruht auf der Herstellung eines *E. coli* Stamms in dessen genomische DNA eine einzelne Kopie eines Zielgens integriert wird. Der die Kopie des Zielgens tragende *E. coli* Stamm kann anschließend sehr einfach in einem Fermentationsprozess vermehrt werden. Durch Bestimmung der Zellzahl pro Volumen können definierte Zellzahlen/Kopienzahlen dem Extraktionsprozess zur Kontrolle beigefügt werden. Im vorliegenden Fall wurde als Zielgen jenes DNA Fragments verwendet das mithilfe des BacR Nachweisverfahrens in der qPCR quantifiziert werden kann. Die Auswahl fiel auf dieses Gen, da es in durch menschliche Abwässer belasteten Proben nicht oder nur in ganz geringen Mengen vorkommt und somit nicht relevant ist.

Das genaue Prinzip zur Einbringung einer einzelnen Kopie eines Zielgens in die genomische DNA eines *E. coli* Stammes wird im Detail bei Boyd *et al.* (2000) beschrieben. In Kürze für den Fachmann mit molekularbiologischen Grundlagen: ein Plasmid das die Sequenz des Zielgens enthält (hier die Sequenz für den BacR Verfahrens) wurde in den *E. coli* Stamm DHB 6500 eingebracht (transformiert), der bereits das  $\lambda$  Phagen-Genom ( $\lambda$ InCh2) enthält. Durch homologe Rekombination wird nun die gewünschte Zielgenesequenz (BacR) von dem Plasmid in das Phagen-Genom übertragen (Abbildung 50a). Zusätzlich zu der damit erfolgenden Integration des Zielgens in die Phagen DNA erfolgt auch der Austausch der ursprünglich auf der Phagen DNA codierten Resistenz gegenüber Kanamycin durch die von dem *E. coli* Plasmid eingebrachten Resistenz gegenüber Ampicillin. Der Phage vermehrt sich nun bei jeder Zellteilung der *E. coli* Zellen mit. In dem hieraus gewonnenen primären Lysogen (Lysogen = Bakterium, das einen nicht-induzierten Prophagen enthält) befinden sich nun vorwiegend Zellen, die das ursprüngliche Phagen-Genom und damit die Resistenz gegenüber Kanamycin tragen, aber darunter sind auch einige, die das rekombinierte Genom tragen und damit das eingebrachte Zielgen (BacR) sowie die Resistenz gegenüber Ampicillin. Durch Selektion (Wachstum auf Ampicillin) wird ein transformierter Phage (enthält die Zielgen-Sequenz BacR sowie die Resistenz gegenüber Ampicillin) isoliert und zur Infektion eines weiteren *E. coli* Stammes (DHB 6501) verwendet.

In diesem zweiten Schritt wird das Phagen-Genom durch homologe Rekombination in das Genom von *E. coli* DHB 6501 integriert (Abbildung 50b). Das so gewonnene sekundäre Lysogen wurde mit einer PCR hinsichtlich der Richtigkeit der Integration des gewünschten Zielgens überprüft. Anschließend wurde eine Anreicherungskultur angesetzt und der Phagentiter bestimmt.

Das Lysogen aus der Anreicherungskultur wurde nun für den dritten und letzten Rekombinationsschritt herangezogen. Dieser Schritt beinhaltet noch einmal eine homologe Rekombination (Abbildung 50c) und stellt im Wesentlichen eine Wiederholung des zweiten Rekombinationsschritts dar. Bei diesem Schritt werden durch die erneute homologe Rekombination alle noch vorhandenen phagen-spezifischen DNA-Abschnitte aus dem *E. coli* Genom entfernt und ermöglichen nun die Isolation eines *E. coli* Stammes, der nur eine einzelne Kopie des gewünschten Zielgens (BacR) sowie die Resistenz gegenüber Ampicillin enthält.

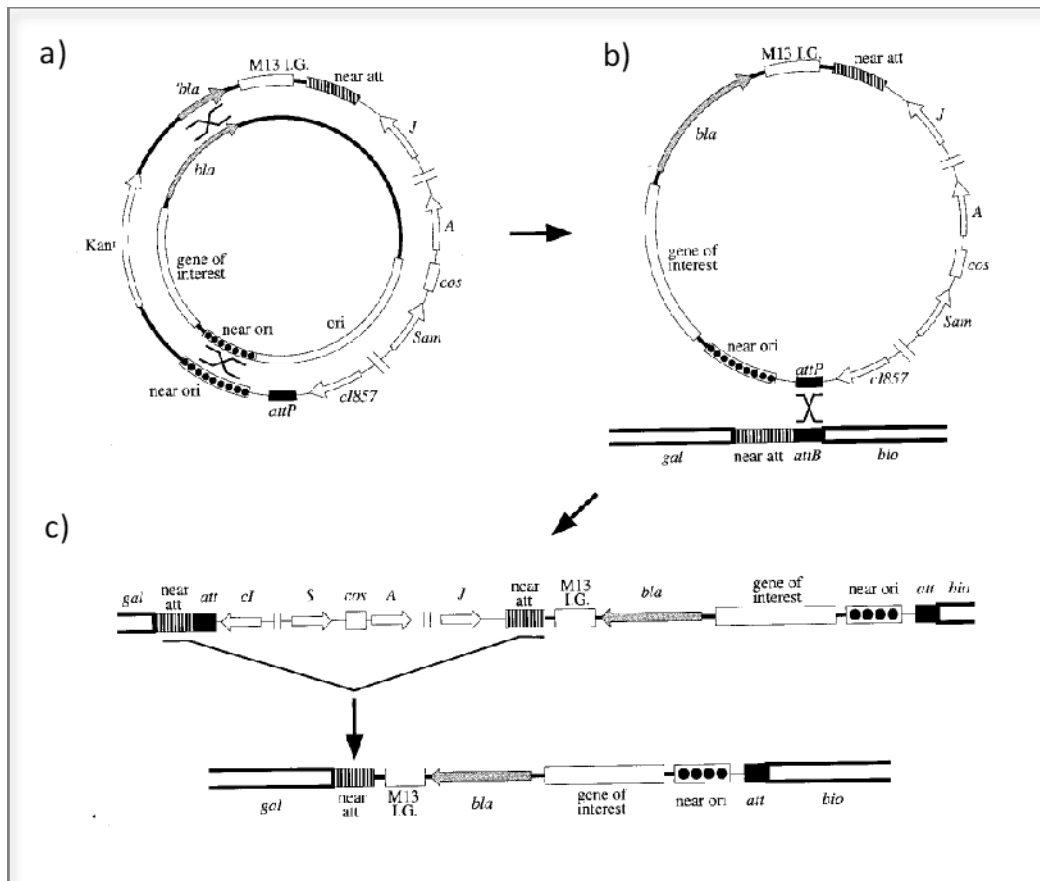


Abbildung 50: Schematische Darstellung der einzelnen Rekombinationsschritte zur Herstellung des Referenz-Zellstandards. a) Homologe Rekombination zwischen dem Plasmid, das das Zielgen (*Bla<sup>R</sup>*) trägt (innerer Kreis) und dem Phagen-Genom (äußerer Kreis). b) Rekombination des Phagen-Genoms mit bereits integriertem Zielgen in das Genom von *E. coli* DHB 6501. c) Dritte und letzte homologe Rekombination, die eine Wiederholung des zweiten Rekombinationsschritts darstellt, in das Genom von *E. coli* DHB 6501 um noch vorhandene phagenspezifische Gene zu eliminieren. Aus: Boyd et al. 2000.

### 2.3.2.3 QPCR METHODIK UND BEREITS AN DER TU ETABLIERTE VERFAHREN ZUR BESTIMMUNG GENETISCHER FÄKALMARKER

**Prinzip der quantitativen PCR Methodik (qPCR).** Um die potentiellen Verursacher fäkaler Kontaminationen zu identifizieren, kommen heutzutage molekularbiologische Techniken zur Direktbestimmung der Zielorganismen zum Einsatz. Die größte Bedeutung hat die sogenannte quantitative PCR (qPCR). Die Polymerase-Kettenreaktion (PCR) ist eine Methode um mit Hilfe eines enzymatischen Prozesses DNA *in vitro*, also außerhalb eines lebenden Organismus, zu vervielfältigen. Das hierfür verwendete Enzym, die DNA Polymerase, kommt in allen Organismen vor und verdoppelt die DNA vor der Zellteilung. Das Enzym bindet hierfür an einen einzelnen DNA-Strang und synthetisiert mittels eines kurzen komplementären Oligonukleotids (Primer) einen dazu komplementären Strang. Bei der PCR erfolgt der gleiche Prozess *in vitro*. Mithilfe spezifischer Primer lassen sich somit einzelne gewünschte DNA-Abschnitte vervielfältigen. Der Begriff Kettenreaktion beschreibt hier die Tatsache, dass die Produkte vorangegangener Zyklen als „Vorlage“ für den nächsten Zyklus dienen und somit eine exponentielle Vervielfältigung spezifischer DNA Abschnitte ermöglichen. Die quantitative PCR (qPCR), wie sie hier zum mengenmäßigen Nachweis von wirts-assoziierten Fäkalbakterien eingesetzt wird (auch genetische Fäkalmarker genannt), beruht auf demselben Prinzip. Die Quantifizierung wird mit Hilfe von Fluoreszenz-Messungen durchgeführt, die während eines PCR-Zyklus in Echtzeit erfasst werden. Die Fluoreszenz nimmt proportional mit der Menge gebildeter PCR-Produkte zu. Für die quantitative Erfassung ist dabei zusätzlich auch noch eine Plasmid-Standardreihe bekannter Quantität nötig.



Mit Hilfe der beschriebenen qPCR Methodik können Zielgene - auch genetische Fäkalmarker genannt - die in wirtsassoziierten Fäkalbakterien spezifisch vorkommen, direkt aus dem DNA Extrakt nachgewiesen werden. Diese Arten von Fäkalbakterien können in der Regel nicht mittels kultivierungsbasierenden Standardverfahren erfasst werden (nicht-kultivierbar).

In den letzten Jahren wurde eine Vielzahl an qPCR Verfahren zur mikrobiellen Herkunftsbestimmung für bestimmte Gewässertypen und Regionen entwickelt. Dabei ist zwischen zwei Dingen grundsätzlich zu unterscheiden. Erstens, das qPCR Verfahren muss „biochemisch“ funktionieren und die Zielsequenzen korrekt, sensitiv und robust im DNA Extrakt nachweisen können. Zur Kontrolle stehen unterschiedliche PCR Leistungskriterien zur Auswahl. Diese Stufe der methodischen Evaluierung gehört zur unmittelbaren PCR Laboretablierung und Evaluierung des Nachweisverfahrens (siehe Kapitel 2.3.3.2 und 2.3.3.3.). Ein gut funktionierendes qPCR Verfahren bedeutet jedoch noch lange nicht, dass es auch die richtigen genetischen Fäkalmarker mit den erwünschten diagnostischen Eigenschaften detektiert. Zwei wesentliche diagnostische Eigenschaften diesbezüglich stellen die fäkale Sensitivität und die fäkale Spezifität dar. Die fäkale Sensitivität beschreibt das Ausmaß der Erfassung fäkaler Kontaminationen in Bezug zur gewählten Zielgruppe eines qPCR Verfahrens. Der human-assoziierte Fäkalmarker sollte daher in allen Abwässern humaner Herkunft nachweisbar sein. Die fäkale Spezifität beschreibt das Ausmaß der Nicht-Erfassung fäkaler Kontaminationen in Bezug zu Nicht-Zielgruppen eines qPCR Verfahrens. Beispielsweise sollten humane Abwässer nicht durch genetische Fäkalmarker die für tierische Fäkalkontaminationen entwickelt wurden erfasst werden. Die Eigenschaft der fäkalen Sensitivität und fäkalen Spezifität kann von Region zu Region variieren und muss daher spezifisch für das gewählte Untersuchungsgebiet und den Anwendungsfall überprüft werden (siehe Kapitel 2.3.3.2 und 2.3.3.3.).

**Bereits an der TU etablierte qPCR Verfahren zur Bestimmung genetischer Fäkalmarker.** Aufgrund von Vorarbeiten an der TU Wien waren bereits einige Verfahren im Labormaßstab etabliert und standen direkt zur Evaluierung hinsichtlich der fäkalen Spezifität und Sensitivität zur Verfügung. Darüber hinausgehend galt es auch zu überprüfen ob diese an der Wassermatrix der Lacken- und Seestandorte angewendet werden können.

Als etablierte Verfahren standen an der TU Wien zwei unterschiedliche Nachweisverfahren zur Detektion von Kontaminationen durch den Menschen (BacHum und HF183II), ein Nachweisverfahren zur Detektion von Kontaminationen durch Wiederkäuer (BacR) sowie ein weiteres Verfahren zur Detektion von Kontaminationen durch Schweine (Pig2Bac) zur Verfügung.

Die Nachweisverfahren BacHum und HF183II werden beide zur Detektion von fäkalen Verunreinigungen menschlichen Ursprungs eingesetzt. Das Nachweisverfahren BacHum (Kildare *et al.* 2007) wurde ursprünglich entwickelt um Punkt- und Nicht-Punktquellen für den Eintrag fäkaler Kontaminationen durch den Menschen in Wassereinzugsgebieten sowohl für die Trinkwasserversorgung als auch für Erholungsgebiete entwickelt. Das Nachweisverfahren HF183II (Green *et al.* 2014) detektiert ebenfalls durch den Menschen verursachte fäkale Verunreinigungen. Dieses Verfahren wurde ursprünglich für die Anwendung in Oberflächengewässern entwickelt und erfolgreich zum Nachweis menschlicher Fäkalkontaminationen sowohl im Süß- als auch im Salzwasser eingesetzt.

Das Nachweisverfahren Pig2Bac (Mieszkin *et al.* 2009) wird zur Detektion von fäkalen Verunreinigungen durch Schweine eingesetzt. Von Schweinen ist bekannt, dass sie (Über)Träger von humanen Pathogenen sind. Dem Nachweis von fäkalen Verunreinigungen durch Schweine kommt daher besondere Bedeutung zu. Das Verfahren Pig2Bac wurde ursprünglich zur Detektion von fäkaler Kontamination durch Schweine in Oberflächengewässern (Eintrag von landwirtschaftlichen Betrieben) entwickelt und wird mittlerweile für den Nachweis von fäkalen Verunreinigungen durch Schweine in Quellgebieten, Oberflächengewässern sowie in Gewässern in Erholungsgebieten eingesetzt.

Das Nachweisverfahren BacR (Reischer *et al.* 2006) dient der Detektion fäkaler Kontaminationen durch Wiederkäuer (z.B. Rind) und wurde ursprünglich für die Anwendung im alpinen Karstgebiet entwickelt.

Für alle genannten Nachweisverfahren bleibt es in der vorliegenden Pilotstudie zu evaluieren ob sie auf Wasserproben mit ihrer für jedes Untersuchungsgebiet eigenen Wassermatrix anwendbar sind. Auch die Evaluierung an Fäkalproben von Tieren verschiedener Spezies aus dem Untersuchungsgebiet stellt eine wichtige Voraussetzung für den routinemäßigen Einsatz dieser Nachweisverfahren in dem vorliegenden Untersuchungsgebiet Neusiedler See dar. Für alle anderen im Zuge einer Gebietsbegehung erhobenen potentiellen Fäkalquellen wurde eine Literaturstudie durchgeführt um zu erheben für welche dieser Quellen bereits Nachweisverfahren beschrieben sind (vgl. Kapitel 2.3.3.1).

### 2.3.2.4 ANZUCHT VON ENTEROKOKKEN ISOLATEN

Aus den Wasserproben erfolgte eine Kultivierung gemäß der Referenzmethode der Badegewässerverordnung (EU Badegewässer-Richtlinie) mittels Mikrotiterplatten-MPN-Methode ISO 7899-1. Von dem Inhalt positiver Reaktionsgefäße wurden 10-fach Verdünnungen in steriler Pepton-Saline Lösung angefertigt und diese mit der Membranfiltrationsmethode ISO 7899-2 (Kultur auf Slanetz-Bartley Medium) analysiert. So wurden Einzelkolonien auf den Membranfiltern erhalten. Die Membranen wurden anschließend auf eine Platte mit Bile-Esculin-Agar überführt und für zwei Stunden bei 44 °C inkubiert. Dies dient der Bestätigung von Enterokokken gemäß ISO 7899-2. Von den Platten wurden jeweils einige Kolonien pro Zeitpunkt und Probenahmestelle isoliert (insgesamt > 200 Proben) und zur weiteren genetischen Untersuchung (Identifikation auf Art- bzw. Artgruppenniveau) verwendet. Um ausreichend Material zur Verfügung zu haben wurden die Isolate auf festem Columbia-Blut-Agar ausgestrichen und anschließend in Glycerin aufgenommen und bis zur DNA Extraktion bei -80 °C eingefroren. Die Kultur der Enterokokkenisolate wurde an der Medizinischen Universität Wien, Abteilung Wasserhygiene durchgeführt und für anschließende DNA Extraktion und Artbestimmung zur Verfügung gestellt.

### 2.3.2.5 AMPLIFIKATION DES 16S rRNA GENS AUS ENTEROKOKKEN

Ribosomale RNA erlangte in den letzten Jahrzehnten große Bedeutung als Werkzeug zur Aufklärung der Stammesgeschichte sowie der Erforschung verwandtschaftlicher Beziehungen unter Mikroorganismen. Die Analyse der rRNA stellt daher heute eine anerkannte Methode zur Identifikation von Arten dar und wurde auch hier zur Identifikation der aus Wasserproben des Untersuchungsgebiets Neusiedler See stammenden Enterokokkenisolate angewandt.

Es wurde daher eine PCR zur Amplifikation des 16S rRNA Gens durchgeführt und die PCR Produkte anschließend zur Sequenzierung gesandt (Microsynth, Balgach, Schweiz).

Zur Amplifikation des 16S rRNA Gens wurden die Primer 27F: AGR GTT YGA TYM TGG CTC AG und 1391R: GAC GGG CGG TGW GTR CA verwendet. Alle PCR Reaktionen wurden mit einer Eppendorf MasterCycler RealPlex PCR Maschine (Eppendorf, Deutschland) durchgeführt. Hierfür wurde folgendes Programm verwendet: Initialschritt für 30 sek bei 98 °C; anschließend 30 Zyklen bestehend aus: 15 sek bei 98 °C, 30 sek bei 55 °C und 45 sek bei 72 °C; abschließend ein Schritt für 7 min bei 72 °C. Pro PCR Reaktion wurden 1,5 µl DNA Extrakt (Eluat aus der DNA Extraktion; unverdünnt) eingesetzt. Die Zusammensetzung des Reaktionsgemisches lautet wie folgt (Ansatz für 10 Reaktionen zu je 50 µl): 355 µl Wasser, 10 µl 27F, 10 µl 1391R, 10 µl dNTPs (10 mM; Thermo Fisher Scientific), 3 µl Phusion High Fidelity Polymerase (Thermo Fisher Scientific), 100 µl HF Puffer (bei der Phusion High Fidelity Polymerase mitgeliefert; Thermo Fisher Scientific).

Im Anschluss an die PCR Reaktion erfolgte eine Kontrolle mittels Gelelektrophorese. Hierfür wurden 5 µl des PCR Ansatzes auf ein Gel geladen. Überprüft wurden die richtige Länge des Amplikons und ein eventuelles Vorhandensein von Nebenprodukten das die Sequenzier-Reaktion beeinträchtigen könnte.

### 2.3.2.6 SEQUENZIERUNG DES 16S RRNA GENS AUS ENTEROKOKKENISOLATEN UND ARTZUORDNUNG

Um die gesamte Länge der 16S Sequenz abzudecken und damit die Zuordnung der Isolate zu einzelnen Enterokokken Arten abzusichern, wurden die in der PCR Reaktion erhaltenen Amplikons von vorne („forward Sequenzreads“) und hinten („reverse Sequenzreads“) sequenziert (Microsynth, Balgach, Schweiz). Die reversen Sequenzreads wurden anschließend mithilfe eines bioinformatischen online Werkzeuges komplementiert und umgedreht (reverse complement; [bioinformatics-tool](#)). Anschließend wurden die beiden Teilsequenzen („Reads“) zu einer Sequenz zusammengeführt ([bioinformatic-merger](#)). Die so erhaltenen Sequenzen wurden dann mit in der NCBI Datenbank vorhandenen Sequenzen abgeglichen um eine Zuordnung zu verschiedenen Enterokokkenarten bzw. -gruppen zu ermöglichen (NCBI, BLAST, nucleotide -> nucleotide).

### 2.3.3 ERGEBNISSE

#### 2.3.3.1 MÖGLICHE EINTRAGSQUELLEN UND ERSTELLUNG EINER FÄKALPROBENBANK

Zu Beginn der Studie erfolgte eine Begehung des Untersuchungsgebietes um mögliche fäkale Kontaminationsquellen und Verursacher zu erheben. Neben menschlichen Fäkalquellen (d.h. kommunales Rohabwasser, gereinigtes kommunales Abwasser, etc.) sind auch tierische Fäkalquellen zu betrachten. Bei der Begehung konnten neben den offensichtlichen mensch-assoziierten Fäkalquellen (z.B. Kläranlagenabläufe, Regenüberläufe aus kommunalen Kanalsystemen) auch mögliche tierische Eintragsquellen verzeichnet werden. Unter den Nutztieren wurden Schweine, Rinder und Pferde als mögliche zusätzliche fäkale Kontaminationsquellen verzeichnet. Unter den Wildtieren waren im Besonderen Vögel als potentielle Kontaminationsquellen zu nennen. Im Gewässer selbst sind natürlich Fische als zusätzliche Ausscheider zu nennen.

Die am häufigsten beobachteten Vogelarten waren Gänse, Enten und Möwen. Eine grobe Recherche zu den wichtigsten Vogelpopulationen und ihren Häufigkeiten ergab, dass die abundantesten Gänse Blessgänse (*Anser albifrons*) gefolgt von Graugänsen (*Anser anser*) und Saatgänsen (*Anser fabalis*) sind. Alle diese Arten gehören zur Gattung *Anser*. Vertreter der Gattung *Branta* haben wesentlich geringere Bedeutung im Untersuchungsgebiet, darunter auch die Kanadagans (*Branta canadensis*). Bezüglich Möwen ergab die Recherche, dass Lachmöwen (*Larus ridibundus*) und Mittelmeermöwen (*Larus michahellis*) zu den häufigsten Arten gehören (Dvorak *et al.* 2014). Die wichtigsten Enten im Bereich Seewinkel sind Stockenten (*Anas platyrhynchos*), Krickenten (*Anas crecca*), Schnatterenten (*Anas strepera*) und Löffelenten (*Anas clypeata*).

#### **Probenahme Tierfäkalien**

**Säugetiere und Vögel.** Ziel war es, möglichst frische sowie definierte Einzelproben zu sammeln. Mit Ausnahme einiger Vogelproben konnten ausschließlich Einzelproben bei diesen Tiergruppen gewonnen werden. Für das Sammeln wurden sterile Fäkal-Probenahmeröhrchen mit integriertem Löffel benutzt. Die Proben wurden sofort gekühlt gelagert. Die Proben wurden homogenisiert und anschließend für die Analysen an der Medizinischen Universität Wien, Abteilung Wasserhygiene und der TU Wien aufgeteilt. Bis zur Analyse (DNA Extraktion) wurden die Proben bei -20 °C gelagert.

**Fische.** Fische wurden mittels Elektrofischerei gefangen (Abbildung 52). Der Kot wurde entweder durch Massage des Fischkörpers erhalten, oder, wenn zu wenig Material vorhanden war, durch Töten der Fische und Sektion des Darms. Bei Fischen wurden ausschließlich Mischproben verarbeitet. Die Proben wurden



## ARBEITSPAKETE

ebenfalls homogenisiert und anschließend für die Analysen an der Medizinischen Universität Wien und der TU Wien aufgeteilt. Bis zur Analyse (DNA Extraktion) wurden die Proben bei -20 °C gelagert.



Abbildung 51: Beispiele für häufig im Untersuchungsgebiet vorkommende Tierarten: Steppenrind, Mangalicaschwein, Gans (Quelle: Internet); Beispiel eines Fäkal-Probenahme Röhrchens nach Probennahme.



Abbildung 52: Bilder von der Elektrofischung im Herbst 2014

### 2.3.3.2 ETABLIERUNG WEITERER FÜR DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET RELEVANTER QPCR VERFAHREN

Die qPCR Nachweisverfahren für fäkale Einträge von Mensch (HF183II, BacHum), Wiederkäuer/Rind (BacR) und Schwein (Pig2Bac, Details siehe Methodik Punkt 2.3.3.2.2.) waren bereits an der TU Wien auf

dem Labormaßstab etabliert. Diese Verfahren mussten lediglich einer Überprüfung der fäkalen Spezifität und Sensitivität, gemeinsam mit den neu zu etablierenden Verfahren, unterzogen werden (siehe Kapitel 2.3.3.3.). Im Gegensatz dazu mussten qPCR Nachweise für genetische Fäkalmarker von Pferd-, Fisch- und Vogelausscheidungen (Gans, Ente, Möwe) auf ihre Verfügbarkeit in internationalen Datenbanken hin recherchiert werden und bei entsprechender Grundcharakteristik im Labormaßstab etabliert und getestet werden.

### 2.3.3.2.1 LITERATURERCHE

Zur Literaturstudie wurden das Web of Science sowie die PubMed Datenbank, beides anerkannte internationale Literaturdatenbanken, benutzt. Darüber hinaus wurden aktuelle Überblicksarbeiten (vgl. auch Roslev and Bukh 2011, Würtz et al., 2011) herangezogen, die viele der weltweit verfügbaren qPCR Verfahren für genetische Fäkalmarker beschreiben.

Die Literaturstudie hatte das Ziel, die Verfügbarkeit von qPCR Verfahren zur Quantifizierung genetischer Fäkalmarker für Fisch, Pferd und Vogel zu recherchieren, welche auf einem sondenbasierten Detektionsverfahren beruhen. Lediglich sondenbasierte Verfahren zeigen derzeit die erforderliche qPCR Leistungscharakteristik.

Bei der Gruppe der Vögel wurde nach generellen Verfahren gesucht, die Fäkalkontaminationen von allen Vogelgruppen detektieren können, sowie spezifischen Kontaminationen durch Gänse, Enten und Möwen. Ein generelles Verfahren zur Detektion von Vogelfäkalien konnte jedoch nicht gefunden werden. Für Gänse wurde eine einzige Studie mit zwei vorgeschlagenen qPCR Verfahren gefunden (CGOF1- und CGOF2-Bac, Fremaux *et al.* 2010). Trotz der geringen beschriebenen fäkalen Sensitivität, wurde eines dieser Verfahren zur Laboretablierung ausgewählt (CGOF1, aufgrund der besseren Leistungscharakteristik gemäß Literatur), da Gänse eine potentiell wichtige Quelle fäkaler Kontamination im zu untersuchenden Gebiet darstellen. Für Möwen wurden mehrere qPCR Verfahren gefunden. Für Möwen wurde das qPCR Verfahren mit dem Namen Cat998 von Lee *et al.* (2013) ausgewählt, da dieses in einer Ringstudie mehrerer Labore die besten Leistungscharakteristiken zeigte (Boehm *et al.* 2013). Dieses Verfahren detektiert wirtsassoziierte Mikroorganismen der Ordnung *Firmicutes* (Art: *Catelicoccus marimammalium*). Für Enten wurde lediglich ein Verfahren mit der Bezeichnung DuckBac (Kobayashi *et al.* 2013) gefunden, das den Kriterien entsprach.

Für Pferde und Fische konnten keine entsprechenden qPCR Verfahren für wirtsassoziierte genetische Fäkalmarker gefunden werden.

### 2.3.3.2.2 LABORETABLIERUNG

Um die prinzipielle Funktionstauglichkeit und Reproduzierbarkeit der ausgewählten qPCR Nachweisverfahren zu überprüfen wurden zunächst qualitative PCR Analysen durchgeführt. Die PCR Endprodukte (Amplikons) wurden dabei mittels Gelelektrophorese ausgewertet. Darüber hinaus wurde die Stabilität der Verfahren eingehend getestet. Auch mussten die für die Standardreihen festgelegten Kriterien erfüllt werden: a) in Triplikaten getesteten Standardreihen darf die Standardabweichung der Ct-Werte einen Wert von 1 nicht überschreiten, b) die errechnete Effizienz der PCR Reaktion muss zwischen 90 und 105 % liegen, sowie c) das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Standardreihen sollte mindestens 98 % aufweisen. Darüber hinaus wurden Temperatur-Gradienten-Experimente durchgeführt um die Hybridisierungsbedingungen von Primern und Sonden zu evaluieren.

TABELLE 28: ÜBERSICHT ÜBER DIE BEREITS ETABLIERTEN UND DIE FÜR DIE PILOTSTUDIE NOCH ZU ETABLIERENDEN VERFAHREN ZUR IDENTIFIKATION FÄKALER KONTAMINATIONEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET NEUSIEDLER SEE

Potentielle Verursacher	Bereits an der TU etablierte Verfahren	Neu etablierte Verfahren	Positive Evaluierung an Umweltproben
Mensch, Abwasser	HF183II, BacHum		✓
Rind	BacR		✓
Schwein	Pig2Bac		✓
Pferd	X	X	
Gans	X	X	
Ente	X	✓	X
Möwe	X	✓	✓
Fisch	X	X	

### Qualitative Überprüfung der neu etablierten qPCR Verfahren

Um die prinzipielle Funktionstauglichkeit zu überprüfen wurden anhand ausgewählter DNA Extrakte definierter Fäkalproben qualitative PCR Analysen gemacht. Um zu überprüfen ob eine PCR Reaktion funktioniert hat werden die erhaltenen Produkte in einer sogenannten Gelelektrophorese untersucht (Abbildung 53). Die Gelelektrophorese stellt eine analytische Methode dar, um verschiedene Arten und Größen von Molekülen zu trennen. Bei der Agarose-Gelelektrophorese wandert die negativ geladene DNA unter Einfluss eines elektrischen Felds durch ein Agarosegel. Je nach Größe und Ladung der DNA bewegt sich diese unterschiedlich schnell und kann am Ende unter Einwirkung von UV-Licht als Bande auf dem Gel sichtbar gemacht werden. Durch Auftragen eines DNA Standards (Größenmarker) lässt sich die Größe des DNA Stücks (in Basenpaaren, bp) ermitteln. Die hier neu etablierten qPCR Verfahren vervielfältigen DNA-Abschnitte mit Längen zwischen 81 und 132 bp.

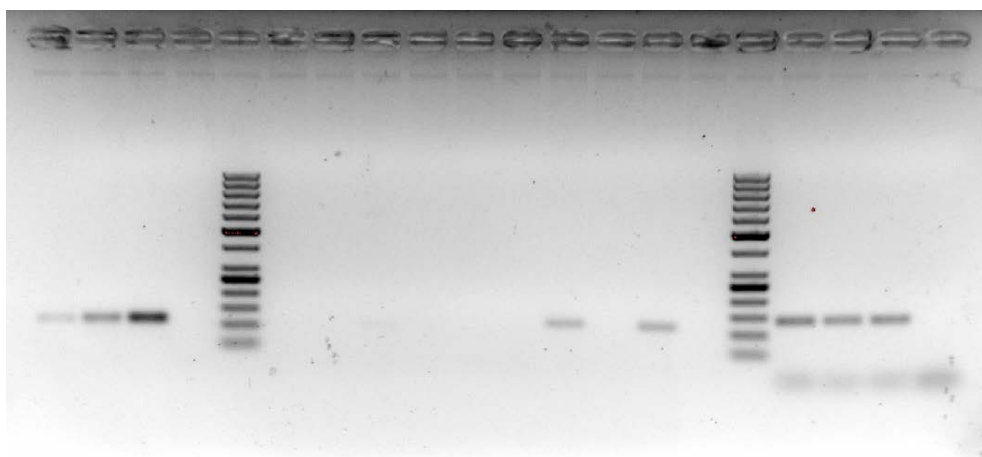


Abbildung 53: Beispiel für eine Agarose-Gelelektrophorese von Amplifikationsprodukten eines qPCR Verfahrens mit Fäkalproben unterschiedlicher Herkunft. Reihenfolge von links nach rechts (NTC = Negativkontrolle qPCR): Möwe 2, Möwe 1, Möwe 4, NTC Möwe, 50 bp ladder (Größenmarker), EP Gans Podersdorf (4.8.14), 273 Ringelgans, 275 Weisswangengans, 212 Anser sp., 32 Graugans, Gans NTC, Ente 1 Podersdorf, 34 Stockente, 105 Krickente, NTC Ente, 50 bp ladder (Größenmarker), 198 Mensch, 200 Mensch, 223 Mensch, NTC Mensch. Abkürzungen: NTC - Negativkontrolle in der qPCR.



## Ergebnisse für die qualitativ getesteten qPCR Verfahren

### **Cat998 Verfahren (Möwe):**

Um dieses Verfahren zu testen, wurde jeweils die 1:4 Verdünnung des DNA-Extrakts der Möwen 1, 2 und 4 aus Podersdorf in einer qualitativen PCR Analyse eingesetzt. Der Test der qualitativen PCR Analyse verlief positiv. Für alle DNA Extrakte aus Möwenkot waren 112 bp lange (spezifische) Banden am Gel zu sehen.

### **CGOF1 Verfahren:**

Um dieses Verfahren zu testen, wurden alle an der TU Wien vorhandenen DNA Extrakte aus Fäkalproben von Gänsen verwendet. Erste Versuche wurden mit folgenden Proben durchgeführt: „Gans aus Podersdorf“, Ringelgans 273, Weißwangengans 275, *Anser* sp. 212 und Graugans 32. Letztere Proben stammen aus einem anderen Projekt und boten sich, aufgrund ihrer Verfügbarkeit, für den Test des Verfahrens an. Eine qualitative PCR Analyse verlief jedoch negativ. Daher wurde bei jener Arbeitsgruppe, die das Verfahren entwickelt hat, um eine Positivkontrolle angefragt. Damit sollte überprüft werden ob das Verfahren prinzipiell funktioniert. Die PCR Analysen wurden daher wiederholt und um folgende Proben erweitert: Graugans 164, *Anser* sp. 213-219, Podersdorf Vogel EP1-5, präsumtive Gans. Es war jedoch nur bei den beiden Positivkontrollen eine Bande bei 97 bp zu sehen, sowie eine schwache Bande für Probe 215. Aufgrund der negativen Ergebnisse musste der Assay ausgeschieden werden.

### **DuckBac Verfahren:**

Auch um dieses Verfahren (DuckBac; Lee *et al.* 2013) zu testen wurde zuerst eine qualitative PCR Analyse durchgeführt. Hierfür wurden folgende Proben verwendet: „Ente 1 (Podersdorf)“, Stockente 34 und Krickente 105. Der Assay funktionierte nur für die Proben „Ente 1“ und „Ente 105“. Hier waren die passenden Banden am Gel (108 bp) zu sehen. Für die Probe „Stockente 34“ lieferte der Assay kein PCR-Produkt. Bei diesem Verfahren traten darüber hinaus Probleme mit der Wiederholbarkeit auf. Dieses Verfahren müsste weiterentwickelt bzw. optimiert werden und wurde daher für diese Pilotstudie ausgeschieden.

## Quantitative Etablierung des qPCR Verfahren Cat998

Zunächst wurden Plasmidstandards, die nachfolgend eine quantitative Auswertung der qPCR Analysen ermöglichen sollten, hergestellt. Die Plasmidstandards wurden mittels Klonierung hergestellt. Bei der Klonierung wird ein DNA-Fragment in einen Vektor (z. B. ein Plasmid) integriert. Das Ziel einer Klonierung ist es, ein DNA-Fragment zu vermehren, um es in weiteren Prozessen zu verwenden. Nach einer Vervielfältigung kann durch Isolierung der DNA ein Vielfaches der anfangs eingesetzten DNA-Menge gewonnen werden.

Zur Herstellung eines Plasmidstandards wird der DNA-Zielabschnitt für die PCR Reaktion in ein Plasmid kloniert und anschließend in *E. coli* übertragen (transformiert). Die *E. coli* Zellen werden über Nacht angezüchtet und somit die Plasmide samt gewünschtem DNA-Abschnitt bei jeder Zellteilung vervielfältigt. Am darauffolgenden Tag wird die Plasmid-DNA extrahiert und dient in der Folge als hoch konzentrierte Ausgangslösung einer Standardreihe für die zu etablierenden qPCR Verfahren. Hierfür wurden schließlich Verdünnungsreihen der Ausgangslösungen hergestellt, die anschließend in den entsprechenden qPCR Analysen getestet wurden. Die Ergebnisse der Standardreihe für das Verfahren Cat998 sind in Abbildung 54 dargestellt.

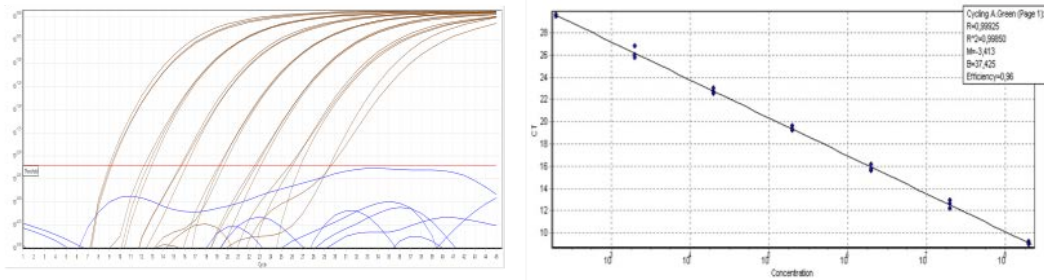


Abbildung 54: Test des qPCR Verfahrens Cat998. A) Amplifikations-Kurven der Standardreihe und b) Auswertung der Standardreihe.

### Temperatur-Gradienten-Experimente

Im Anschluss an die positive Evaluierung anhand der Verdünnungsreihen wurde ein Temperatur-Gradienten-Experiment durchgeführt. Dieses sollte zeigen ob das aus der Studie (Cat998: Kobayashi *et al.* 2013) übernommene PCR-Programm hinsichtlich der Temperatur, bei der die Primer an die DNA binden (Annealing Temperatur) übertragbar ist oder ob dieses für die Verhältnisse in den TU Laboratorien optimiert werden muss.

Dazu wurde der Temperaturgradient so gewählt, dass ein Temperaturbereich  $\pm 5$  °C von der angegebenen Annealing Temperatur abgedeckt wurde. Für das Verfahren Cat998 wird in der Literatur eine Annealing Temperatur von 60 °C angegeben, daher wurde für die Gradienten PCR ein Temperaturbereich von 55-65 °C gewählt. Für den Gradienten wurden jeweils 2 Standards (Nr. 1, 2; mit höherer und niedrigerer Konzentration) im Duplikat gemessen sowie 4 Proben vom Zielorganismus (a, b: Mäuse), die bei der qualitativen PCR positiv waren. Generell wurde ein PCR-Submix für jedes der vier Templates vorbereitet, um Pipettierfehler auszuschließen und damit mögliche Effekte bei der qPCR Reaktion wirklich auf die Temperaturveränderung zurückführen zu können. Im Experiment sollte der Kurvenverlauf in Abhängigkeit der Temperatur beobachtet werden sowie jener Zyklus bestimmt werden, bei dem die Kurven über einen bestimmten Threshold (Ct-Wert, Fluoreszenzausbeute) kommen.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
B	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
C	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
D	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
E	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
F	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
G	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b
H	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b

Abbildung 55: Schema des Temperaturgradienten-Experiments auf einer 96-well Platte. 1, 2 - Standards; a, b - Zielorganismus: Mäuse (Cat998); Temperaturgradient: von links nach rechts: 55 °C bis 65 °C.

Anhand der Amplifikationskurven des Cat998 Verfahrens war zu erkennen, dass diese bei höherer Temperatur abflachen und sich die Ct-Werte leicht nach hinten verschieben. Beide Effekte waren bei den Proben deutlicher ausgeprägt als bei den Standards. Das Temperatur-Gradient-Experiment hat daher gezeigt, dass für den Cat998 Assay die bei Kobayashi *et al.* 2013 beschriebene Temperatur von 60 °C beibehalten werden kann.

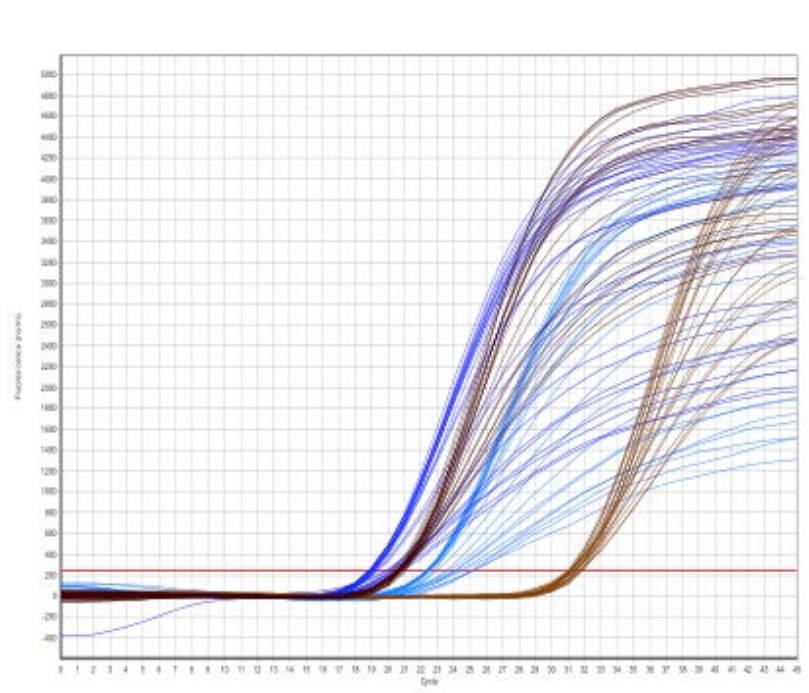


Abbildung 56: Graphische Darstellung des Temperaturgradienten Experiments für das neu zu etablierende Verfahren Cat998. Lineare Amplifikationskurven Möwen-T-Gradient; dunkelblau: Möwe 8, dunkelbraun: Std. +6, hellblau: Möwe 4, hellbraun: Std. +3. Abkürzungen: Std. – Standard, T-Gradient – Temperatur-Gradient.

### 2.3.3.3 EVALUIERUNG AN DER FÄKALPROBENBANK

Alle qPCR Verfahren, d.h. die bereits etablierten und die neu etablierten Verfahren wurden an der erstellten Fäkalprobenbank aus dem Untersuchungsgebiet getestet. Die neu etablierten qPCR Verfahren für den Nachweis von Kontaminationen durch Möwen wurden zusätzlich an weiteren an der TU Wien vorhandenen Fäkalproben (weitere Proben von Vögeln aus der Nähe Neusiedler See bzw. aus dem Gebiet Seewinkel sowie mehrere Proben aus Kläranlagen - Podersdorf, Bruck an der Leitha und Wiental) getestet. Anhand der Tests sollten die fäkale Sensitivität und die fäkale Spezifität der Verfahren bestimmt werden und, im Fall des neu etablierten Verfahrens, mit Literaturdaten verglichen werden. Zuletzt sollte anhand dieser Informationen bestimmt werden, ob das Verfahren für das Untersuchungsgebiet Neusiedler See geeignet ist und hier zur Detektion wirtsassoziierter fäkaler Kontaminationen angewendet werden kann.

Für die Extraktion von DNA aus Fäkalproben wurde ein handelsüblicher Kit (PowerSoil DNA Isolation Kit, Südlabor, DE) verwendet. Die Extraktion wurde nach Herstellerangaben durchgeführt. Um die Qualität und Quantität der DNA in den verschiedenen Proben abschätzen zu können, wurde eine Konzentrationsbestimmung der DNA mittels NanoDrop (Thermo Scientific, DE) durchgeführt.

Für den Einsatz in der qPCR wurden anschließend zwei Verdünnungen der DNA Extrakte aus Fäkalien hergestellt (1:4 und 1:16). Die aus den Fäkalproben extrahierte DNA wurde anschließend in den verschiedenen qPCR Assays zur Identifikation fäkaler Marker eingesetzt. Folgende Verfahren wurden angewandt: BacHum und HF183II (zwei Marker zur Detektion fäkaler Kontamination durch den Menschen), BacR (Detektion fäkaler Kontamination durch Wiederkäuer [Rinder]), Pig2Bac (Detektion fäkaler Kontamination durch Schweine), sowie das neu etablierte Nachweisverfahren Cat998 (Detektion von fäkaler Kontamination durch Möwen).

#### ***BacR qPCR Nachweisverfahren***

Das BacR qPCR Verfahren ist für den Kontaminationsnachweis von Wiederkäuern entwickelt worden (Reischer *et al.* 2006). Der BacR Fäkalmarker war in allen Rinderproben detektierbar und die Konzentrationen lagen zwischen 7 und 8  $\log_{10}$  ME/DNA pro Fäkalextrakt (Abbildung 57). Lediglich eine einzige Fäkalprobe war falsch positiv: bei der Fischprobe MP2 wurden ca. 3,5  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt quantifiziert. Das BacR Verfahren zeigt daher eine ausgezeichnete fäkale Sensitivität und fäkale Spezifität zur Detektion fäkaler Einträge durch Wiederkäuer (im vorliegenden Untersuchungsgebiet vorwiegend Rinder) für das untersuchte Gebiet Neusiedler See.

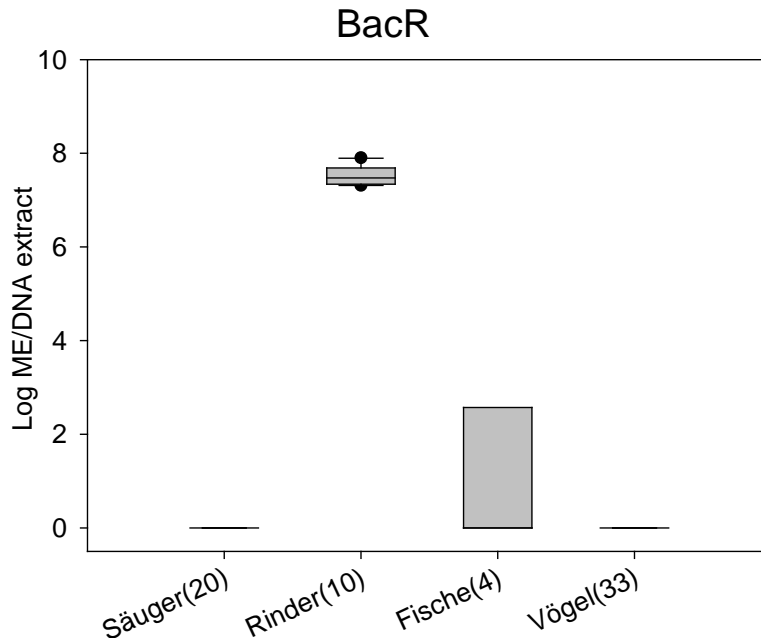


Abbildung 57: Darstellung der Konzentration an BacR Markeräquivalenten (ME) in Fäkalproben von Säugetieren (n=20), Rinder (n=10), Fischen (n=4) und Vögeln (n=33). Alle Werte sind als  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100  $\mu$ l.

### **Pig2Bac qPCR Nachweisverfahren**

Das Pig2Bac Verfahren wurde für den Kontaminationsnachweis von Schweinen entwickelt (Mieszkin *et al.* 2009). Der Pig2Bac Fäkalmarker war in allen Schweineproben zu detektieren und lag im Bereich von 7 und 8  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt (Abbildung 58). Eine einzige Probe war falsch positiv: die Vogelprobe EP5 enthielt ca. 3  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt. Der Pig2Bac Marker zeigte daher eine ausgezeichnete fäkale Sensitivität und fäkale Spezifität und eignet sich daher bestens für den Nachweis von fäkaler Belastung durch Schweine im Raum Neusiedler See.

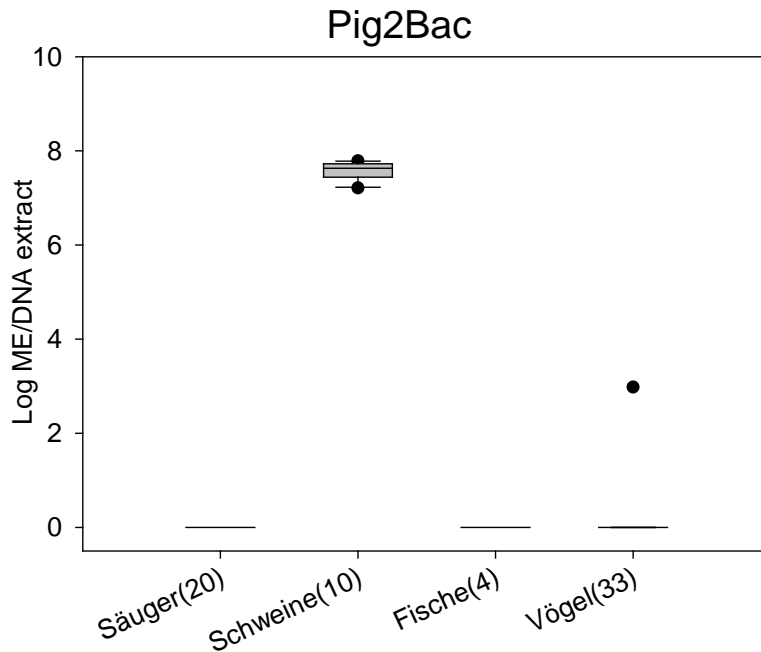


Abbildung 58: Darstellung der Konzentration an Pig2Bac Markeräquivalenten in Fäkalproben von Säugetieren (n=20), Schweinen (n=10), Fischen (n=4) und Vögeln (n=33). Alle Werte sind als log<sub>10</sub> ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100 µl.

### **BacHum qPCR Nachweisverfahren**

BacHum, ein Marker der für den Nachweis von Kontaminationen durch Menschen vorgeschlagen wurde (Kildare *et al.* 2007), war auch in unterschiedlichen Proben tierischen Ursprungs zu detektieren (Abbildung 59). In höheren Mengen (zwischen 5 und 9 log<sub>10</sub> ME/DNA Extrakt) wurde er jedoch lediglich in zwei Vogel Mischproben und drei Vogel Einzelproben (präsumtive Gänse) gefunden. In geringeren Mengen (zwischen 2 und 3 log<sub>10</sub> ME/DNA Extrakt) wurde er in je einem Pferd, Schwein, einer Ente, Möwe und Vogel-Mischprobe nachgewiesen. Zum Vergleich, in Fäzesproben humanen Ursprungs wurde dieser Fäkalmarker in der Größenordnung von 7 log<sub>10</sub>/ME DNA Extrakt (Median) gefunden. Betreffend die Konzentrationen in Abwasserproben sei auf Kapitel 2.3.3.5. verwiesen wo erste Untersuchungsergebnisse aus dem Abwasserpfad der Kläranlage Podersdorf präsentiert werden.

Das qPCR Nachweisverfahren für BacHum zeigt eine gute fäkale Sensitivität für menschliche Fäkaleinträge (d.h. direkte Fäkaldepositionen, kommunale Abwässer, siehe auch Kapitel 2.3.3.5) für das Untersuchungsgebiet. Die fäkale Spezifität erscheint jedoch verbesserungswürdig. Bei größeren Mengen an Vogeleinträgen sind Kreuzreaktionen vorstellbar. Das Konzentrationsverhältnis richtig positiv zu falsch positiven Nachweisen (Abbildung 59) zeigt jedoch einen klaren Unterschied. Der Einsatz dieses genetischen Fäkalmarker ist für das Untersuchungsgebiet daher sinnvoll. Eine Kombination mit Vogelmarkern erscheint zur Unterstützung der Interpretation vorteilhaft.

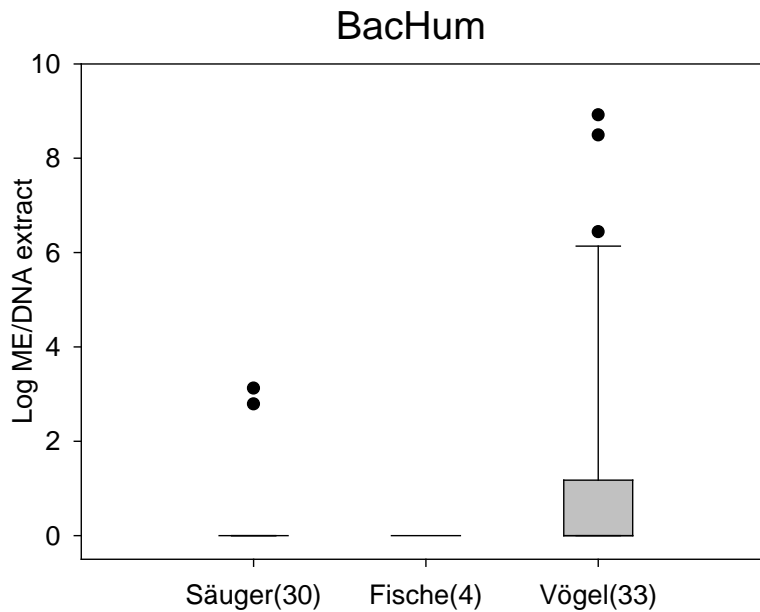


Abbildung 59: Darstellung der Konzentration an BacHum Markeräquivalenten in Fäkalproben von Säugetieren (n=30), Fischen (n=4) und Vögeln (n=33). Alle Werte sind als  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100  $\mu$ l.

### **HF183II qPCR Nachweisverfahren**

HF183II, ein weiterer Marker der für den Nachweis von Kontaminationen durch Menschen vorgeschlagen wurde (Green *et al.* 2014), war auch in unterschiedlichen Tierproben zu detektieren (Abbildung 60; sieben davon wurden auch mit BacHum detektiert). In höheren Mengen (zwischen 5 und 8  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt) wurde er jedoch lediglich in einer Vogel Mischprobe und drei Vogel Einzelproben (präsumtive Gänse) quantifiziert. In geringeren Mengen (zwischen ca. 2 und 4  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt) wurde er in einem Pferd, zwei Schweinen, einer Möwe und drei Vogel-Mischproben nachgewiesen. Zum Vergleich, in Fäzesproben humanen Ursprungs wurde dieser Fäkalmarker in der Größenordnung von 5  $\log_{10}$ /ME DNA Extrakt (Median) gefunden. Betreffend die Marker-Konzentrationen in Abwasserproben sei auf Kapitel 3.3.3.5. verwiesen wo erste Untersuchungsergebnisse aus dem Abwasserpfad der Kläranlage Podersdorf präsentiert werden.

Das qPCR Nachweisverfahren HF183II zeigt, wie der BacHum Nachweis, eine gute fäkale Sensitivität für menschliche Fäkaleinträge (d.h. direkte Fäkaldepositionen, kommunale Abwässer) für das Untersuchungsgebiet. Die fäkale Spezifität erscheint ebenfalls verbesserungswürdig (bei größeren Mengen an Vogeleinträgen sind erwähnte Kreuzreaktionen denkbar). Das Konzentrationsverhältnis richtig positiv zu falsch positiven Nachweisen (Abbildung 60) zeigt jedoch auch für den HF183II Marker einen klaren Unterschied. Der Einsatz dieses genetischen Fäkalmarkers ist für das Untersuchungsgebiet daher sinnvoll. Eine Kombination mit Vogelmarkern erscheint zur Unterstützung der Interpretation ebenfalls vorteilhaft.



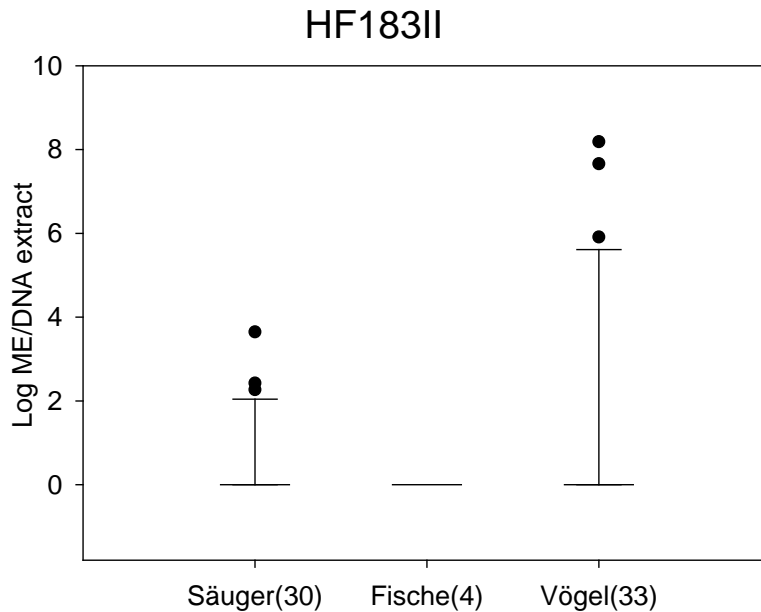


Abbildung 60: Darstellung der Konzentration an HF183II Markeräquivalenten in Fäkalproben von Säugetieren ( $n=30$ ), Fischen ( $n=4$ ) und Vögeln ( $n=33$ ). Alle Werte sind als  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100  $\mu$ l.

### Cat998 qPCR Verfahren

Cat998, ein Verfahren zum Nachweis fäkaler Belastung durch Möwen entwickelt (Lee *et al.* 2013), wurde an den gesammelten Proben aus dem Untersuchungsgebiet getestet sowie an weiteren Proben aus dem bzw. der Nähe des Untersuchungsgebiets. Zuletzt wurden Spezifität und Sensitivität des neuen Verfahrens berechnet und mit Literaturdaten verglichen.

Der Fäkalmarker Cat998 war in 9 von 12 Möwenproben aus dem Untersuchungsgebiet zu detektieren und lag im Bereich von 6 bis 8  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt, mit Ausnahme der Möwen-Mischproben, die etwas über 3  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt enthielt (Abbildung 61). Lediglich drei Proben waren falsch positiv: Pferd 3 (ca. 2  $\log_{10}$ ) und Pferd 7 (ca. 4  $\log_{10}$ ) sowie Fisch MP4 (ca. 6  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt). In weiteren an der TU Wien vorhandenen und mituntersuchten Proben war ein Alpenstrandläufer falsch positiv. Darüber hinaus ergaben 3 Kläranlagenproben einen geringen Konzentrationsnachweis (zwischen 2 und 3  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt; vgl. auch Kapitel 2.3.3.5.). Geringe Konzentrationen von genetischen Fäkalmarkern von Möwen im gereinigten Abwasser erscheinen durchaus plausibel, da bei der Probenentnahme sehr häufig eine größere Ansammlung von Möwen beim Nachklärbecken zu verzeichnen war.

Da dieses Verfahren im Zuge der Pilotstudie neu etabliert wurde, wurde nach Auswertung der Ergebnisse die Spezifität und Sensitivität des Verfahrens berechnet, die bei 92 % bzw. 75 % lagen. Das Cat998 qPCR Verfahren erscheint somit für den Nachweis von fäkaler Belastung durch Möwen im Raum Neusiedler See geeignet. Die Möglichkeit der Kreuzreaktion durch Fische sollte jedoch weiter untersucht werden. Hier liegen die Verteilungen der richtig positiven (Möwenfäzes) in Verhältnis zu den falsch positiven (Fischkot) im Vergleich zu BacR oder Pig2Bac relativ eng beisammen.

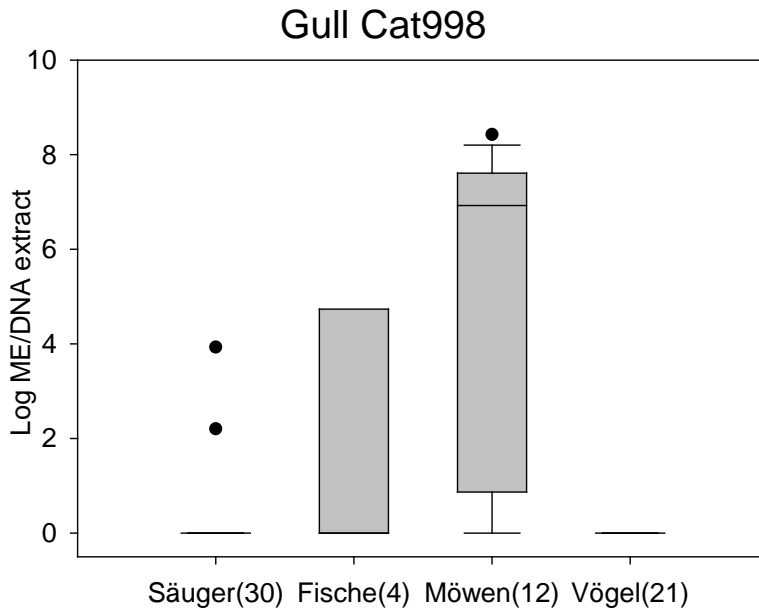


Abbildung 61: Darstellung der Konzentration an Cat998 Markeräquivalenten in Fäkalproben von Säugetieren (n=30), Fischen (n=4), Möwen (n=12) und Vögeln (n=21). Alle Werte sind als  $\log_{10}$  ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100  $\mu$ l.

#### 2.3.3.4 ANWENDBARKEIT DER QPCR METHODIK AN DER WASSERMATRIX

Bei der mikrobiologischen Analyse von Umweltproben kommen heute zunehmend molekularbiologische Analysen zum Einsatz. In diesem Zusammenhang ist vor allem der Einsatz der qPCR Methodik zu nennen (qPCR; vgl. Kapitel 2.3.2.3.). Die Gemeinsamkeit vieler molekularbiologischer Techniken ist die Tatsache, dass am Beginn der Probenanalyse die Extraktion von DNA aus den in der Probe befindlichen Mikroorganismen steht. Allerdings stellen Umweltproben oft große Herausforderungen dar, da die DNA aus den unterschiedlichsten Matrices heraus isoliert werden muss. Mittlerweile ist eine Vielzahl an Publikationen veröffentlicht worden, die das Thema Extraktion von DNA aus Umweltproben behandeln. Es gibt zahlreiche Protokolle, die für verschiedene Probenmatrices adaptiert/optimiert wurden, jedoch lautet der Grundtenor immer noch, dass die jeweilige Methode an das Probenprofil angepasst werden muss und es daher kein „Universal-Rezept“ für die Extraktion von DNA aus Umweltproben gibt (vgl. z.B. Lever *et al.* 2015, Paulin *et al.* 2013).

##### 2.3.3.4.1 ETABLIERUNG EINES ZELLSTANDARDS ZUR PROZESSKONTROLLE (DETACS)

Unterschiedliche Matrices in Umweltproben stellen eine der größten Herausforderungen bei der Extraktion von DNA dar. Oftmals werden umfangreiche Prozeduren benötigt um die Probe für eine erfolgreiche DNA-Extraktion vorzubereiten. In diesem Zusammenhang kommt der ausführlichen Evaluation der Probenmatrix im Vorfeld besondere Bedeutung zu. Ohne eine entsprechende Begutachtung ist die Einleitung zielgerichteter Maßnahmen zur Prozesskontrolle nicht möglich.

Für Wasserproben aus dem Untersuchungsgebiet Neusiedler See zeigte sich im Zuge von Vorversuchen, dass die Matrix einiger Proben einen störenden Einfluss auf die Extraktion von DNA hat. Es waren daher umfangreiche Untersuchungen notwendig, um die Art des Problems zu verstehen und davon abgeleitet eine Lösungsstrategie aufzusetzen.

Zu diesem Zwecke wurde ein Referenz-Zellstandard entwickelt. Hierbei handelt es sich um einen genetisch modifizierten Zellstandard, der eine in der qPCR nachweisbare Zielsequenz enthält. Für die Konstruktion dieses Referenz-Zellstandards wurde mit Hilfe eines Lambda-Phagensystems (Details hierzu können dem

Kapitel 2.3.3.2.2. entnommen werden) eine einzelne Kopie der Zielsequenz (BacR) in die genomische DNA eines *E. coli* Stammes integriert. In einem Fermentationsprozess wurde der die Zielsequenz tragende Bakterienstamm anschließend unter kontrollierten Bedingungen vermehrt (Abbildung 62). Durch die Bestimmung der Zellzahl, diese entspricht der Kopienzahl der Zielsequenz, da pro Genom eine Kopie derselben vorhanden ist, konnte schließlich eine definierte Kopienzahl des Referenz-Zellstandards den DNA Extraktionen zur Prozesskontrolle beigefügt werden.

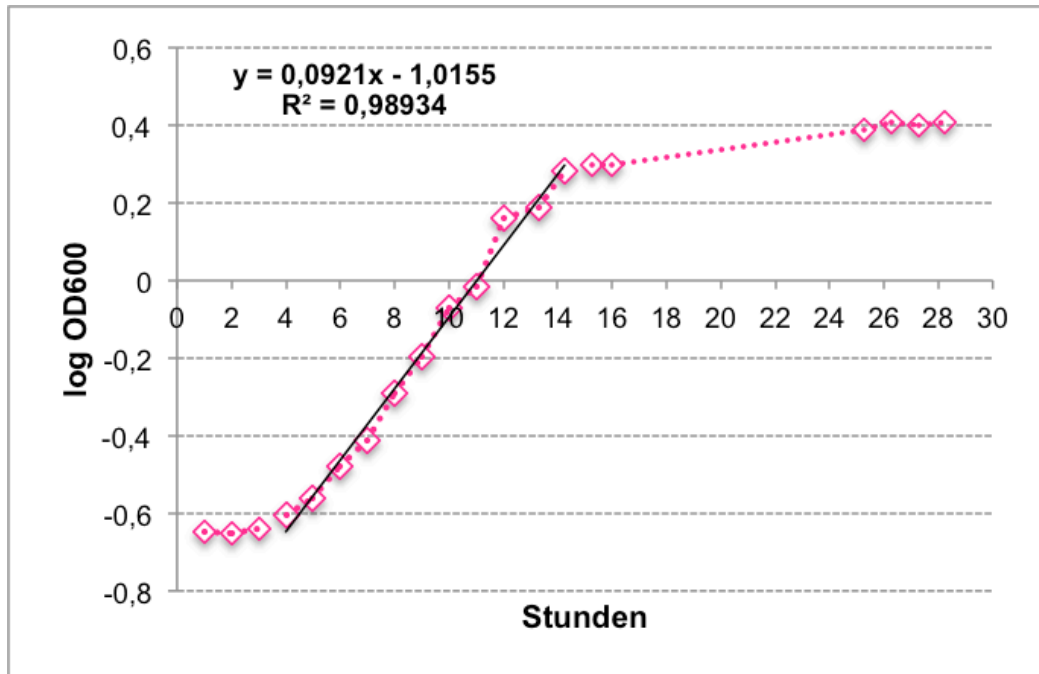


Abbildung 62: Wachstumskurve des die Zielsequenz des Referenz-Zellstandards tragenden *E. coli* Stamms im Bioreaktor. Die Kultivierung erfolgte bei 21°C.

#### 2.3.3.4.2 ANWENDBARKEIT DER PCR METHODIK AN DER WASSERMATRIX DES NEUSIEDLER SEES

Für die Evaluierung der Anwendbarkeit an der TU Wien etablierter Extraktionsmethoden auf die Probenmatrix des Neusiedler Sees und der umgebenden Gewässer wurden an insgesamt sieben verschiedenen Stellen des Neusiedler Sees und seiner Umgebung (Abbildung 63) im Zeitraum April bis Juli 2015 Proben genommen. Die Auswahl der Stellen erfolgte anhand der bereits bekannten chemophysikalischen Eigenschaften der unterschiedlichen Gewässer. Besonderer Wert wurde hierbei darauf gelegt, Proben mit einem breiten Spektrum an gelösten und suspendierten Stoffen zu entnehmen (z.B. unterschiedliche Huminsäuregehalte), da diese bekanntermaßen eine herausfordernde Probenmatrix darstellen.



Abbildung 63: Umgebungsplan mit Kennzeichnung der Probenahmestellen im Bereich Neusiedler See und Umgebung. Abkürzungen: GW – Grundwasser, L – Neusiedler See, OS – Oberer Stinkersee, P- Schönungsteich, RB – Schilfgürtel, WWTP – Kläranlage.

Die Proben wurden jeweils zwischen 7 und 11 Uhr vormittags gezogen, anschließend gekühlt und dunkel gelagert in das Labor auf die TU Wien transportiert und sofort weiterbearbeitet.

Vor der Filtration wurden die einzelnen Wasserproben gut geschüttelt um eine homogene Verteilung suspendierter Feststoffe zu erreichen. Pro Probenahmestelle wurde jeweils ein vorher definiertes Volumen der gesammelten Wasserproben mit  $10^7$  Zellen des Referenz-Zellstandards (DeTaCS, Defined genetic Target number Cell Standard) versetzt und über einen  $0,2\ \mu\text{m}$  Isopore Polycarbonate Filter filtriert. Als zusätzliche Qualitätskontrolle wurden pro Probenahme 5 zusätzliche Filter exklusiv mit  $10^7$  Zellen des Referenz-Zellstandards (DeTaCS) benetzt und in den Prozess eingeschleust.

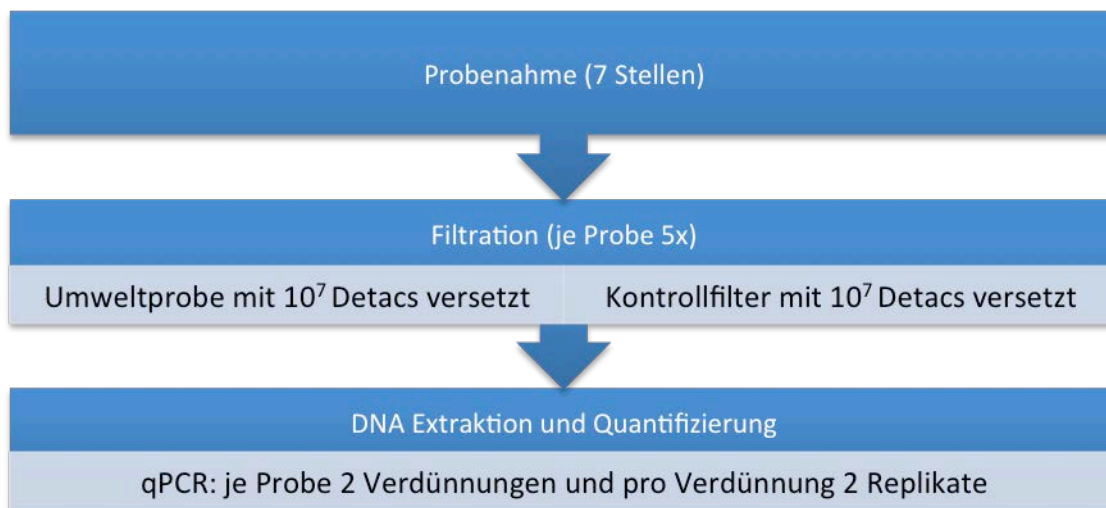


Abbildung 64: Ablaufschema des Arbeitsprozesses.

Die DNA Extraktion erfolgte anhand des an der TU Wien in der AG Umweltmikrobiologie und Molekulare Diagnostik (Leitung: Dr. A. Farnleitner) etablierten Standardprotokolls (Details siehe Kapitel 2.3.2.1.1.). In der extrahierten und gelösten DNA kann anschließend mittels qPCR (vgl. Kapitel 2.3.2.3.) das gewünschte Zielgen nachgewiesen werden. Für die Vorversuche zur Prozessevaluierung wurden ein Verfahren zum Nachweis des Referenz-Standards (BacR) sowie ein Verfahren zum Nachweis von *Bacteroidetes* allgemein (AllBac) verwendet (Layton *et al.* 2006). Der quantitative Nachweis des Referenz-Zellstandrads gibt Auskunft über die Effizienz der DNA Extraktion, der Nachweis für *Bacteroidetes* Allgemein stellt eine zusätzliche Qualitätskontrolle dar.

Zu den DNA-Extraktionsversuchen wurde parallel dazu eine chemische Grundcharakterisierung der untersuchten Proben durchgeführt. Tabelle 29 gibt eine Übersicht über die ausgewählten chemischen und physikalischen Parameter. Die angeführten Werte stellen Mittelwerte über den Untersuchungszeitraum April bis August 2015 dar.

**TABELLE 29: DURCHSCHNITTSWERTE UND SCHWANKUNGSBREITE DER UNTERSUCHTEN CHEMISCHEN PARAMETER AN DEN 6 STANDORTEN. ABKÜRZUNGEN: TOC – GESAMT ORGANISCHER KOHLENSTOFF, TSS – GESAMT SUSPENDIERTE FESTSTOFFE. GW – GRUNDWASSER, L – NEUSIEDLER SEE, OS – OBERER STINKERSEE, P- SCHÖNUNGSTEICH, RB – SCHILFGÜRTEL, W-T – BIOLOGISCH GEREINIGTES ABWASSER, UV BESTRAHLT**

	W-T	P	GW	RB	L	OS
pH	7.3-7.8	7.8-8.1	7.4-7.6	8.4-8.7	8.7-8.8	9.1-9.4
Leitfähigkeit (µS/cm)	847-1116	780-1064	1116-1118	1736-1963	1459-1572	2980-4790
Trübung (NTU)	1.6-3.5	5.7-26	3.3-3.7	1.6-5.3	65-305	70-650
TOC (mg/L)	4.4-7.2	4.8-7.0	1.9-2.3	18.0-26.5	11.3-12.5	32.1-45.7
TSS (mg/L)	5.0-5.2	15.0-35	1.2-1.8	1.9-4.8	18.9-42.6	43.44-410.6
Chlorid (mg/L)	67-91	63-74	43-45	172-202	144-176	184-324
Sulfat (mg/L)	158-244	178-263	343-358	267-301	255-300	357-613
Natrium (mg/L)	51-66	51-60	37-38	250-280	192-227	767-1309
Kalium (mg/L)	16-21	12-16	< 5	25-27	21-25	28-48
Magnesium (mg/L)	38-58	41-62	66-68	97-111	88-100	30-44
Calcium (mg/L)	81-112	63-106	139-142	30-39	28-51	12-32

Die Ergebnisse dieser aufwendigen Versuchsreihe zeigen deutlich, dass an zwei der Probenahmestellen – Neusiedler See und Oberer Stinkersee – aus der dort vorhandenen Probenmatrix, mit dem Standardprotokoll,

keine bzw. nicht reproduzierbar DNA extrahiert werden kann. Aus Abbildung 65 geht deutlich hervor, dass die Probenmatrix von Wasserproben aus dem Neusiedler See und dem Oberen Stinkersee die Effizienz der Wiedergewinnung des zugefügten Referenz-Zellstandards signifikant verringert. Die wiedergefundene Kopienzahl des Referenz-Zellstandards bei den Kontrollfiltern lag bei etwa  $7,7 \log_{10}/\text{ME } 100 \text{ ml}$ . Die Kopienzahl in den Proben aus der Kläranlage (Rohabwasser und gereinigtes Abwasser) sowie des Grundwassers, der Proben aus dem Schilfgürtel und dem Schönungsteich zeigen mit der Kontrolle vergleichbare Werte. Betrachtet man jedoch die Wiederfindung des Referenz-Zellstandards im Neusiedler See und dem Oberen Stinkersee (L, OS) so wird deutlich, dass bei DNA Extraktion mit dem Standardprotokoll die Wiederfindung um 4 Zehnerpotenzen verringert ist (Kopienzahl des Referenz-Zellstandards bei etwa  $3,8\text{-}4,9 \log_{10}/\text{ME } 100 \text{ ml}$ ). Das entspricht einer Ausbeute  $< 0,1 \%$ .

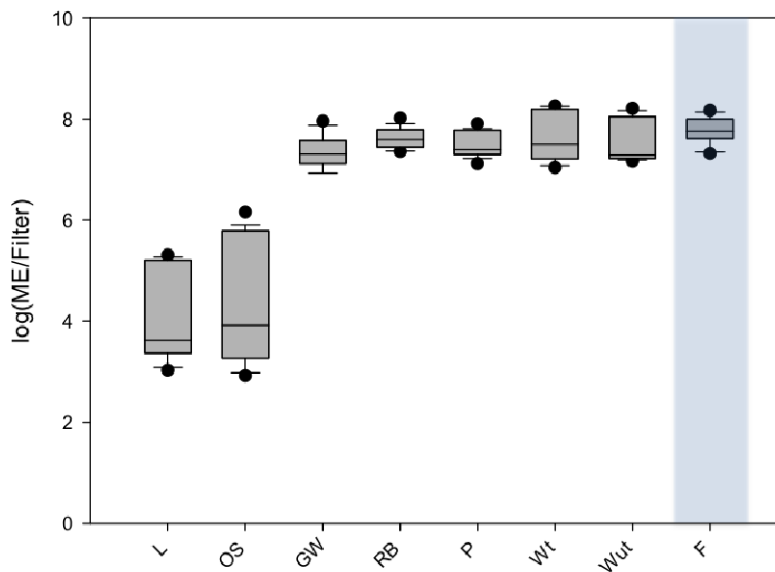


Abbildung 65: Konzentration des zur Prozesskontrolle bei der Extraktion zugesetzten und anschließend in der qPCR evaluierten Zellstandards [ $\log\text{ME}/\text{Filter}$ ]. Abkürzungen: L, Neusiedler See; OS, Oberer Stinkersee; GW, Grundwasser; RB, Schilfgürtel; P, Schönungsteich; Wt, Kläranlage Ablauf; Wut, Kläranlage Zulauf; F, Kontrollfilter. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte ( $n=20$ ), die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass diese umfangreichen Versuche zweifelsfrei zeigen, dass das Standardprotokoll sowohl zur Extraktion von DNA aus Wasserproben von der freien Wasserfläche des Neusiedler Sees als auch den Lacken (Oberer Stinkersee) nicht angewendet werden kann. Im Vergleich zur Kontrolle werden im Durchschnitt (Median) weniger als 0,1 % der DeTaCS erhalten, oder in anderen Worten, mehr als 99,9 % der DNA während des Extraktionsprozesses verloren.

Gleichzeitig wurde aber auch gezeigt, dass die hier entwickelte Prozesskontrolle (DeTaCS) erfolgreich eingesetzt werden konnte. Wir weisen nochmals auf die wichtige Funktion der Prozesskontrolle hin, da durch diese eine Evaluierung und daher korrekte Interpretation der erhaltenen Ergebnisse ermöglicht wird.

#### 2.3.3.4.3 ADAPTIERUNG DER DNA EXTRAKTIONSMETHODIK

Basierend auf den Ergebnissen der umfangreichen Studie zur Evaluierung der Anwendbarkeit des DNA Standardextraktionsprotokolls auf Wasserproben des Neusiedler Sees und der Lacken musste eine Modifizierung der Prozedur vorgenommen werden.

**Aufstellen einer Erklärungshypothese.** Bei der Suche nach den Ursachen weshalb aus der Matrix von Proben aus dem Neusiedler See keine DNA extrahiert werden konnte, wurde festgestellt, dass eine



verminderte DNA Ausbeute bei der Extraktion mit erhöhten Werten an Sedimentanteilen in den Proben korrelierte. Eine Literaturrecherche bestätigte schließlich, dass DNA bei der Extraktion an geladene Sedimentanteile (z.B. Ton) adsorbieren kann und somit bei der Extraktion abgeschieden wird. Eine einfach anzuwendende Methode um die Adsorptionsstellen des bei der Filtration auf dem Filter gebundenen Sediments zu sättigen, ist die Zugabe von Phosphat (z.B. Na-Pyrophosphat) oder die Zugabe von DNA. Bei der Zugabe von DNA muss selbstverständlich darauf geachtet werden, dass keine DNA eingesetzt wird, die im nachfolgenden qPCR Verfahren stören oder das Ergebnis sogar verfälschen könnte. In der vorliegenden Studie wurde die Zugabe von DNA aus Lachssperma gewählt.

Basierend auf den Ergebnissen dieser Literaturrecherche wurde die Durchführung einer Vorversuchsstudie zur Modifikation des vorhandenen DNA Standardextraktionsprotokolls aus Wasserproben geplant.

### **Testen der Hypothese, dass die Menge an suspendierten Stoffen in den Wasserproben zu einer Reduktion der Menge an extrahierbarer DNA führt**

Um die postulierte Hypothese zu testen, dass aufgewirbeltes Sediment vom See-Boden die Extraktion von DNA aus Seewasser-Proben beeinträchtigt, wurde eigens eine Probenahme von Wasser aus dem Neusiedler See sowie eine Beprobung der obersten (ca. 0,5-1 cm) Sedimentschicht des See-Bodens durchgeführt (Jänner 2016). Zu Beginn der Versuchsserie wurde versucht sowohl aus der Seewasser-Probe als auch aus der Sedimentsuspension DNA nach dem etablierten Standardprotokoll zu isolieren.

Hierfür wurden durch die Mischung von Seewasser mit vordefinierten Mengen an Sedimentsuspension Proben mit unterschiedlicher Konzentration an suspendierten Stoffen simuliert. Die genaue Bestimmung der suspendierten Stoffe in den Wasserproben erfolgte durch gravimetrische Methoden. Zu diesem Zweck wurden Glasfaserfilter eingesetzt, die über Nacht bei 120°C in einem Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet wurden, auf Raumtemperatur abgekühlt und im Anschluss gewogen wurden. Über diese Filter wurde anschließend ein vordefiniertes Volumen (100 ml) der Wasserproben mit unterschiedlichem Sedimentgehalt gefiltert und die Filter anschließend wieder über Nacht bei 120°C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Menge an suspendierten Stoffen in der Wasserprobe errechnet sich schließlich aus der Gewichts Differenz des Filters (Filter mit Sediment minus Leergewicht des Filters).

Anhand dieser Versuchsreihe konnte eindeutig gezeigt werden, dass der Gehalt an suspendierten Stoffen oder Sediment für die verminderte Effizienz der DNA Extraktion verantwortlich ist (Abbildung 66). Basierend auf diesen Ergebnissen wurde eine Modifikation des Protokolls zur DNA Extraktion erarbeitet.

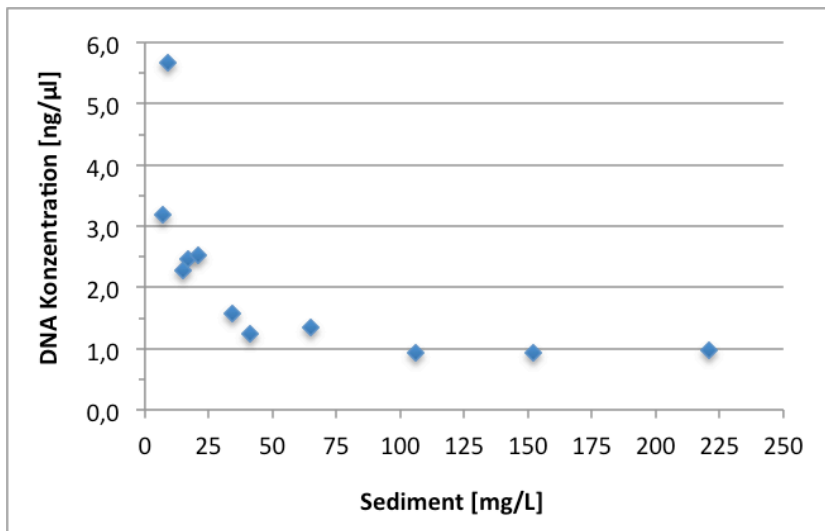


Abbildung 66: Abhängigkeit der Menge an extrahierbarer DNA vom Sedimentgehalt im Wasser.

### **Modifikation des Protokolls zur Extraktion von DNA aus Wasserproben mit hohem Anteil an suspendierten Stoffen**

#### ***Sättigung der Adsorptionsstellen des Sediments mit Na-Pyrophosphat***

Eine der in der Literatur beschriebenen Möglichkeiten zur Sättigung von Adsorptionsstellen des Sediments ist die Zugabe von Na-Pyrophosphat. Für unsere Versuche wurden zwei unterschiedliche Mengen an Na-Pyrophosphat während der DNA Extraktion beigefügt (0,3 g/g Sediment und 0,5 g/g Sediment). Die Auswahl des Gehalts von suspendierten Stoffen in den Testproben ergab sich aus den Vorversuchen (vergleiche Abbildung 66) sowie den in den See-Proben gemessenen TSS Konzentrationen (TSS: Total Suspended Solids; vgl. Kapitel 2.3.3.4.2.). Sie beinhaltete 9 mg Sediment pro Liter (DNA problemlos mit dem Standardprotokoll extrahierbar), 34 mg Sediment pro Liter (geringe Mengen an DNA mit dem Standardprotokoll extrahierbar) sowie 106 mg Sediment pro Liter (kaum bis keine DNA mit dem Standardprotokoll extrahierbar).

Die Zugabe von Na-Pyrophosphat führte bei Proben mit Sedimentgehalten von 34 mg/L und 106 mg/L zu einer deutlichen Steigerung der DNA Ausbeute (Abbildung 67) wobei die Steigerung bei einem Sedimentgehalt von 106 mg/L am größten war. Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass die Zugabe von Na-Pyrophosphat zu einer Probe mit geringen Sedimentgehalten zu keiner beziehungsweise nur zu einer sehr geringen Steigerung der DNA Ausbeute führte. Dieses Ergebnis ist insofern erwähnenswert, als es zeigte, dass eine Zugabe von Na-Pyrophosphat keinen störenden Einfluss auf die DNA Extraktion hatte.

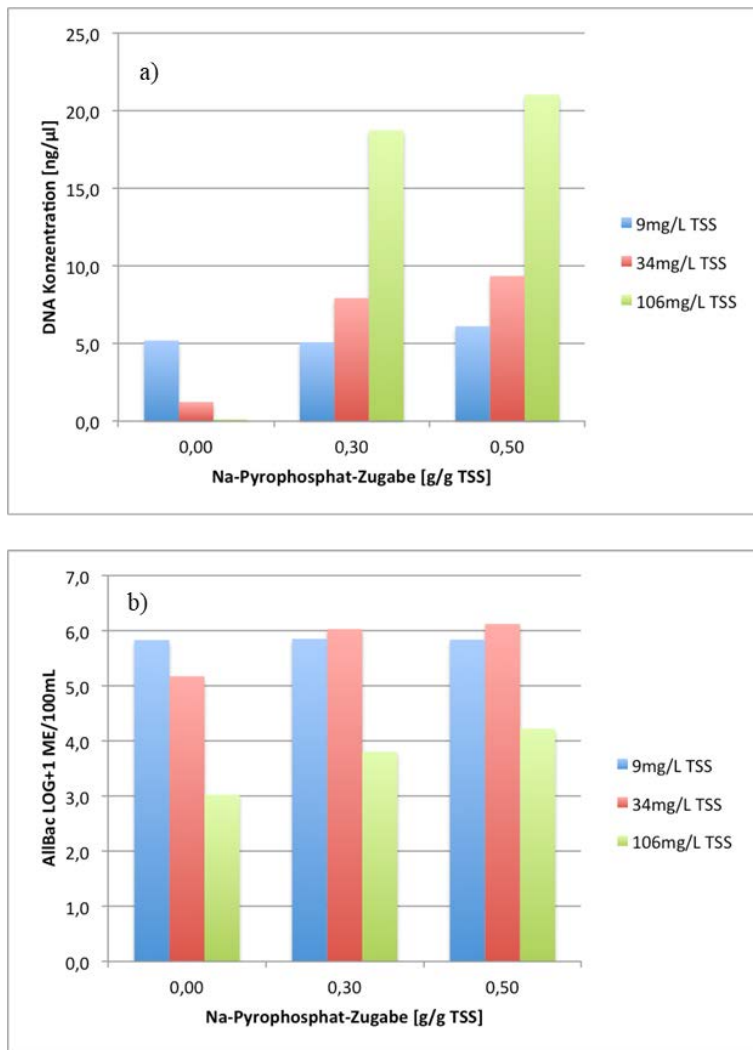


Abbildung 67: Bestimmung der DNA Konzentration und AllBac Markeräquivalenten zur Überprüfung des Einflusses der Zugabe von Na-Pyrophosphat im Zuge der DNA Extraktion. a) Steigerung der DNA Ausbeute durch Sättigen der Adsorptionsstellen des Sediments mit Na-Pyrophosphat. b) Quantitativer Nachweis bakterieller Indikatoren (AllBac; Bacteroidetes) in Proben, die jeweils mit und ohne Zugabe von Na-Pyrophosphat extrahiert wurden. Abkürzungen: ME – Markeräquivalente, TSS – Total Suspended Solids.

In einem weiteren Schritt wurde eine qPCR (vgl. 2.3.3.2.2) zum quantitativen Nachweis bakterieller Indikatoren durchgeführt. Damit wurde getestet ob die erhöhte DNA Ausbeute auch in der Quantität der bakteriellen Indikatoren sichtbar wird aber auch ob sich die Zugabe von Na-Pyrophosphat auf nachfolgende Prozesse auswirkt (z.B. Inhibierung der PCR Reaktion). Das hierfür ausgewählte Nachweisverfahren (AllBac; Layton *et al.* 2006) detektiert Bakterien des Phylums *Bacteroidetes*.

Wie aus Abbildung 67 b ersichtlich, zeigte sich die leicht erhöhte DNA Ausbeute in jenen Proben mit mittleren TSS Gehalten auch in einer leicht erhöhten Quantität bakterieller Indikatoren. Bei jenen Proben mit den höchsten TSS Gehalten jedoch spiegelte sich die enorme Zunahme der DNA Ausbeute nicht in der Quantität der bakteriellen Indikatoren wider. Eine mögliche Erklärung dieses Ergebnisses ist, dass die zugegebene Menge an Phosphat zu groß war und daher größere Mengen an Phosphat mit ausgefällt wurden. Eine weitere Möglichkeit ist, dass durch die Zugabe von Na-Pyrophosphat andere organische Substanzen (z.B. Huminstoffe) mit extrahiert wurden, die dann die qPCR Reaktion störten (Lever *et al.* 2015). Für Letzteres spricht, dass die bei der Extraktion mit Na-Pyrophosphat erhaltenen DNA Pellets nicht nur deutlich größer sondern auch dunkel gefärbt waren. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde daher versucht, die Adsorptionsstellen nicht mit Na-Pyrophosphat sondern mit DNA zu sättigen. Hierfür wurde DNA aus Lachssperma verwendet (Lever *et al.* 2015).

### Sättigung der Adsorptionsstellen des Sediments mit DNA aus Lachssperma

Die Zugabe von DNA im Überschuss stellt eine weitere Möglichkeit dar um Adsorptionsstellen zu sättigen. Hierbei muss darauf geachtet werden, dass ausschließlich DNA zugesetzt wird, die mit dem nachfolgenden qPCR Verfahren nicht interferiert oder das Ergebnis quantitativ verfälscht. Für unsere Versuche wurde DNA aus Lachssperma verwendet.

Um die Effizienz der DNA Extraktion genauer beurteilen zu können, wurde bei diesen Versuchen nicht nur die Sättigung der Adsorptionsstellen angestrebt sondern auch der DeTaCS Zellstandard bei der Extraktion zugefügt (vgl. Kapitel 2.3.3.2.2., Prozesskontrolle).

Für diese Versuchsreihe wurden Proben mit den gleichen Sediment/TSS Gehalten herangezogen wie schon für die Versuche mit der Zugabe von Na-Pyrophosphat (TSS Gehalte von 9 mg/L, 34 mg/L und 106 mg/L). Folgende Konzentrationen an DNA aus Lachssperma (ssDNA) wurden pro Extraktion zugefügt: 0, 1, 5, 10, 15, 20, 25, 50, 65 und 80 mg ssDNA/g Sediment.

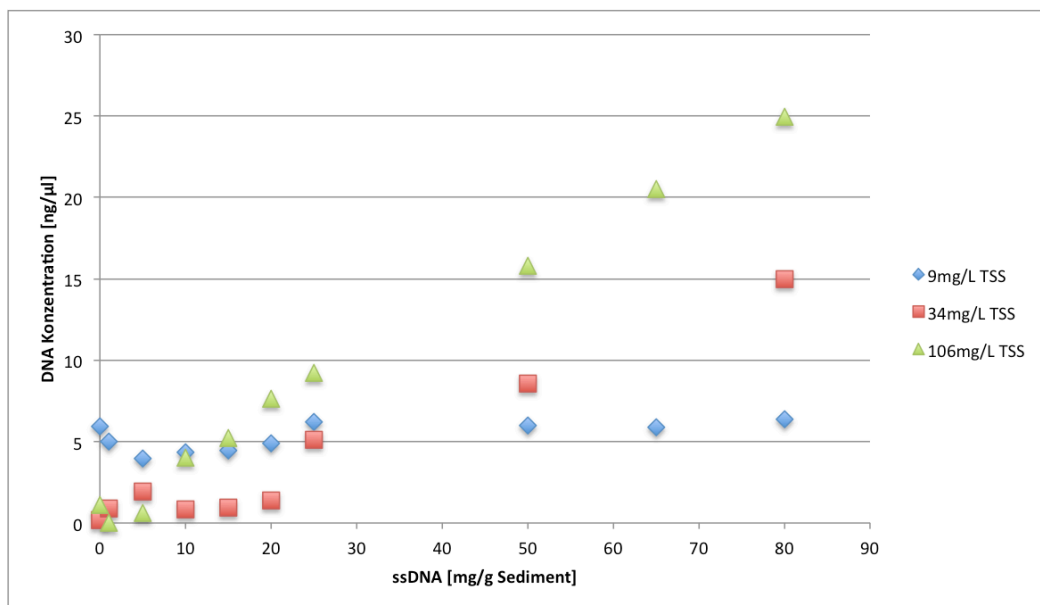


Abbildung 68: Steigerung der DNA Ausbeute in Abhängigkeit von der Menge an zugesetzter ssDNA. Abkürzungen: ssDNA – DNA aus Lachssperma.

Aus diesen Versuchen geht eindeutig hervor, dass, wie bereits durch die Zugabe von Na-Pyrophosphat gezeigt werden konnte, auch die Zugabe von ssDNA zur Sättigung der Adsorptionsstellen zu einer deutlichen Zunahme der DNA Ausbeute bei der Extraktion führt (Abbildung 68). Besonders deutlich wird dies bei jener Probe mit einem TSS Gehalt von 106mg/L. Dagegen führt die Zugabe von ssDNA bei Proben mit sehr geringen TSS Gehalten (9 mg/L) zu keiner nennenswerten Steigerung der DNA Ausbeute. Daraus lässt sich ableiten, dass auch die Zugabe von ssDNA prinzipiell keinen Einfluss auf das Extraktionsverfahren *per se* hat. Wie bereits für die Modifikation der DNA Extraktion durch die Zugabe von Na-Pyrophosphat, wurde auch bei der Modifikation durch Zugabe von ssDNA eine qPCR zum quantitativen Nachweis bakterieller Indikatoren durchgeführt. Dabei konnte klar gezeigt werden, dass die Zugabe von geringen Mengen ssDNA bereits zu einer deutlichen Zunahme der Quantität von Markerequivalenten führt, ab einer bestimmten Menge zugegebener ssDNA jedoch eine Sättigung eintritt (Abbildung 69).

Dasselbe Bild zeigt sich wenn man die Kopienzahl des Zellstandards betrachtet. Aus diesen Versuchen abgeleitet kann gesagt werden, dass für die zu dem Zeitpunkt untersuchten Wasserproben aus dem Neusiedler See und der darin befindlichen Matrix eine Zugabe von 25 mg ssDNA/g Sediment optimal ist um die DNA

Ausbeute bei der Extraktion auf den Level der Kontrollproben (TSS Gehalt von 9 mg/L) anzuheben.

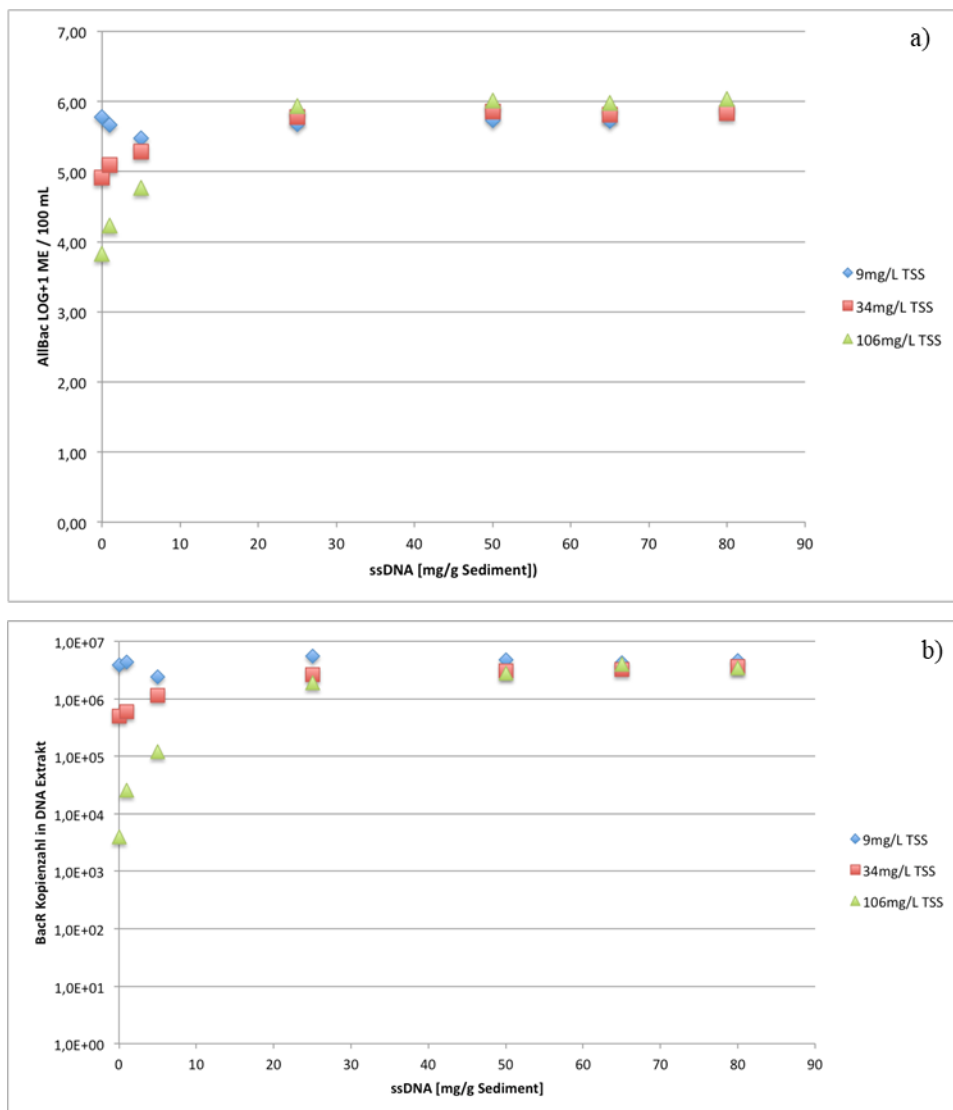


Abbildung 69: Bestimmung von AllBac Markeräquivalenten und Referenz-Zellstandard (BacR) Kopien zur Überprüfung des Einflusses der Zugabe von DNA aus Lachssperma während der DNA Extraktion. a) Bestimmung der Markeräquivalente (AllBac) pro 100 mL Probe in Abhängigkeit von der Menge an bei der Extraktion zugesetzter ssDNA. b) Bestimmung der Zellzahl des definierten Zellstandards (DeTaCS) der bei der Extraktion als Kontrolle zugegeben wurde. Abkürzungen: ME – Markeräquivalente.

#### 2.3.3.4.4 ÜBERPRÜFUNG UND VERGLEICH MIT DER ADAPTIERTEN METHODE

Das im Rahmen der Vorversuche (vgl. Kapitel 2.3.3.4.3.) entwickelte Protokoll zur Extraktion von DNA aus der Wassermatrix des Neusiedler Sees wurde anschließend auf die Proben aus dem Untersuchungsgebiet angewandt. Zusätzlich wurde die eingeführte Prozesskontrolle (Zugabe eines Referenzzellstandards, DeTaCS) auf die Proben angewandt.

Für den Vergleich zwischen den Extraktionsprotokollen wurden Proben von folgenden Stellen herangezogen: aus dem Bereich der Kläranlage Podersdorf wurde das Rohabwasser (Zulauf Kläranlage (KLA)), das gereinigte Abwasser vor UV-Bestrahlung und das gereinigte Abwasser nach UV-Bestrahlung untersucht. Neben der Beprobung der Kläranlage erfolgte auch eine Beprobung von Oberflächengewässern (Nordgraben nach KLA, Schönungsteich 2 Ablauf in den See, Julagraben Einleitung, Grundwasserpumpe, Südgraben Brücke bei Yachtclub) und des Neusiedler Sees (Probenstelle 26).

Zu jedem Zeitpunkt und von jeder Probenahmestelle wurden zwei Filter für die DNA Extraktion eingefroren. Von diesen wurde jeweils ein Filter für die Extraktion mit dem etablierten Standardprotokoll verwendet und der zweite für die Extraktion mit dem eigens an die Wassermatrix des Neusiedler Sees angepassten Protokoll.

### **Ergebnisse des Vergleichs der Extraktionsprotokolle**

Wie sich bereits in den Vorversuchen abgezeichnet hat, zeigt die Matrix der Wasserproben von den verschiedenen Probenahmestellen aus dem Untersuchungsgebiet Neusiedler See ein unterschiedliches Verhalten bei der Extraktion von DNA. Während Proben aus der Kläranlage Podersdorf und auch die Mehrheit der Proben aus den Oberflächengewässern gut mit dem an der TU Wien etablierten Protokoll extrahierbar waren, stellten die Proben aus dem Neusiedler See eine Herausforderung dar, die aber auf Grund des in den aufwendigen Vorversuchen modifizierten Protokolls gemeistert werden konnte.

Abbildung 70 bis Abbildung 77 zeigen eindrücklich die Leistungsfähigkeit des modifizierten Extraktionsprotokolls. Zusätzlich zu den genetischen Fäkalindikatoren ist auch jeweils die Konzentration des zugesetzten Referenzzellstandrads (DeTaCS) angegeben. Ein Vergleich der in den Kontrollen gemessenen Konzentration des Referenzzellstandards mit den in den Proben wiedergefundenen Konzentrationen lässt Rückschlüsse auf die Effizienz der DNA Extraktion zu.

Bei den Proben aus dem Bereich der Kläranlage Podersdorf (Rohabwasser Zulauf, gereinigtes Abwasser vor UV Desinfektion und gereinigtes Abwasser nach UV Desinfektion) zeigte sich anhand der Konzentration des Referenzzellstandards, dass die zur Extraktion der DNA verwendete Methode keinen Einfluss auf die Wiederfindung des Referenzzellstandards hat. Die in den Proben nach der Extraktion detektierten Konzentrationen des Referenzzellstandards sind vergleichbar mit den Konzentrationen der Kontrollen. Die Wassermatrix dieser Proben ist daher im Hinblick auf die Extraktion von DNA unproblematisch.

Die Bestimmung genetischer Fäkalmarker (BacHum, HF183II, Schwein, Möwe) zeigt ebenfalls, dass die Methode der Extraktion keinen signifikanten Einfluss auf das erhaltene Ergebnis hat. Geringfügige Unterschiede zwischen den beiden Proben ergeben sich daraus, dass es sich um zwei voneinander unabhängige Proben (biologische Replikate) handelt, die grundsätzlich nicht identisch sind.



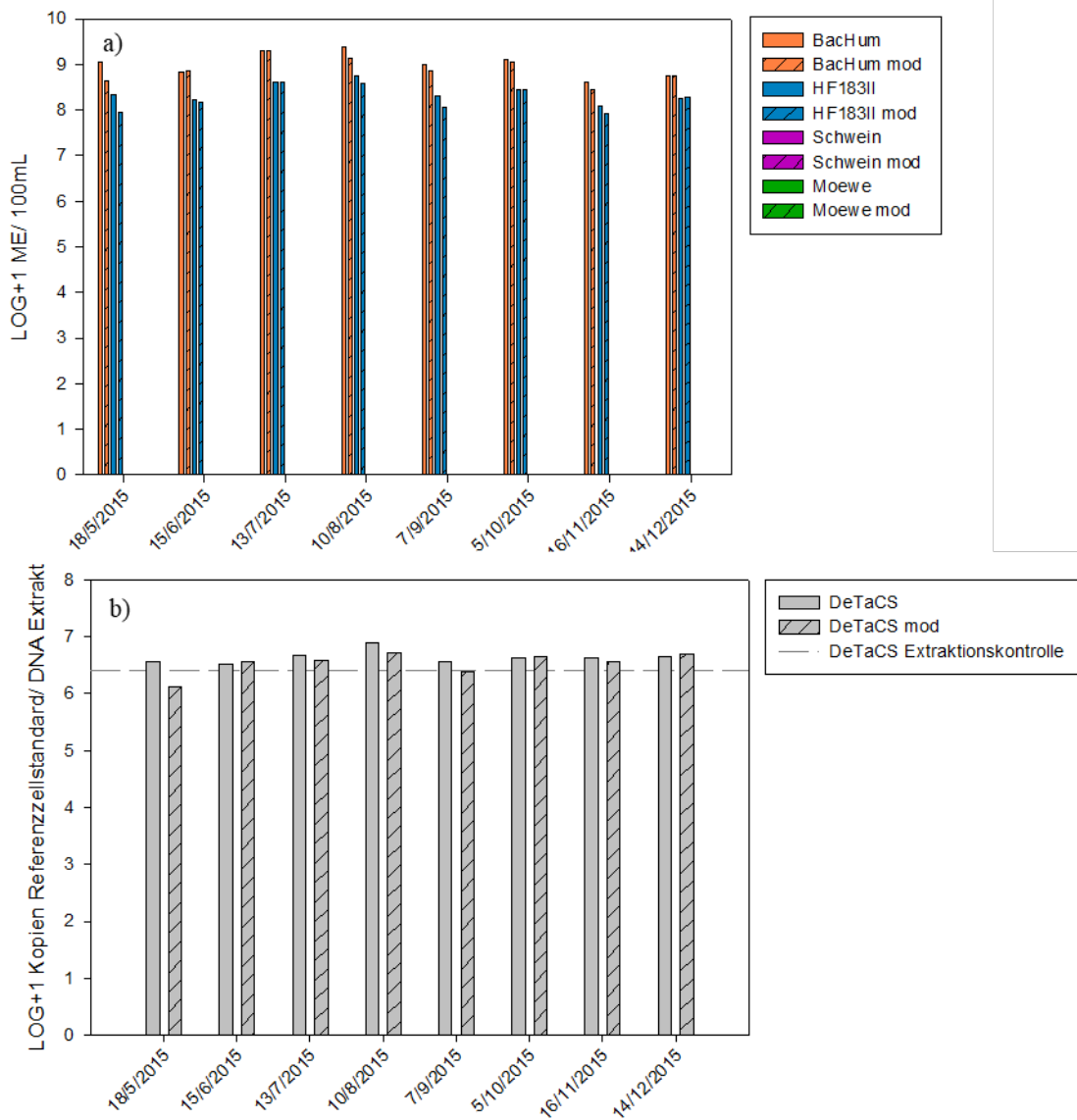


Abbildung 70: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus Rohabwasser (Zulauf der Kläranlage Podersdorf). A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Zulauf der Kläranlage Podersdorf. B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden.

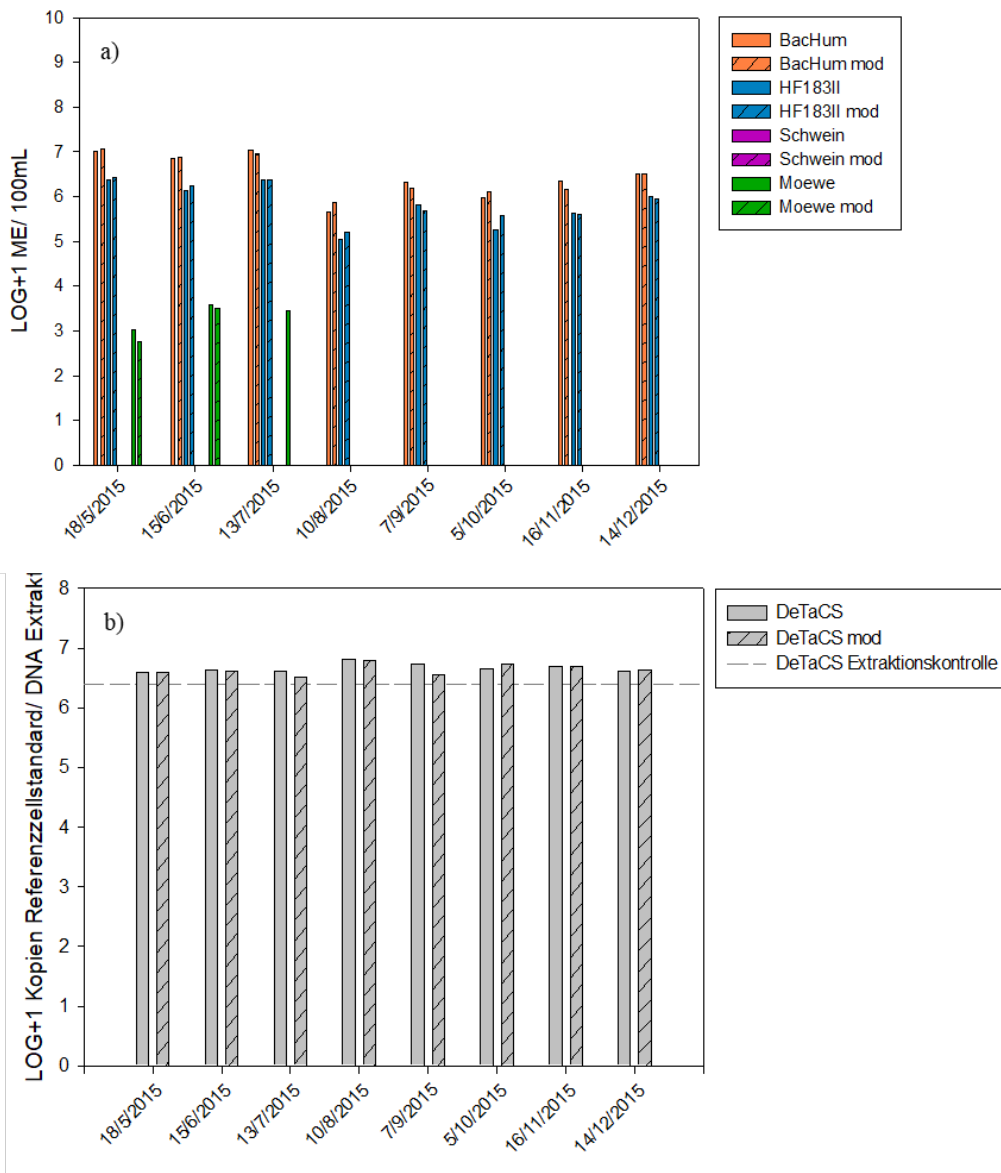


Abbildung 71: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen in der Kläranlage Podersdorf (**gereinigtes Abwasser vor UV Desinfektion**). A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus der Kläranlage Podersdorf vor UV Desinfektion. B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden.

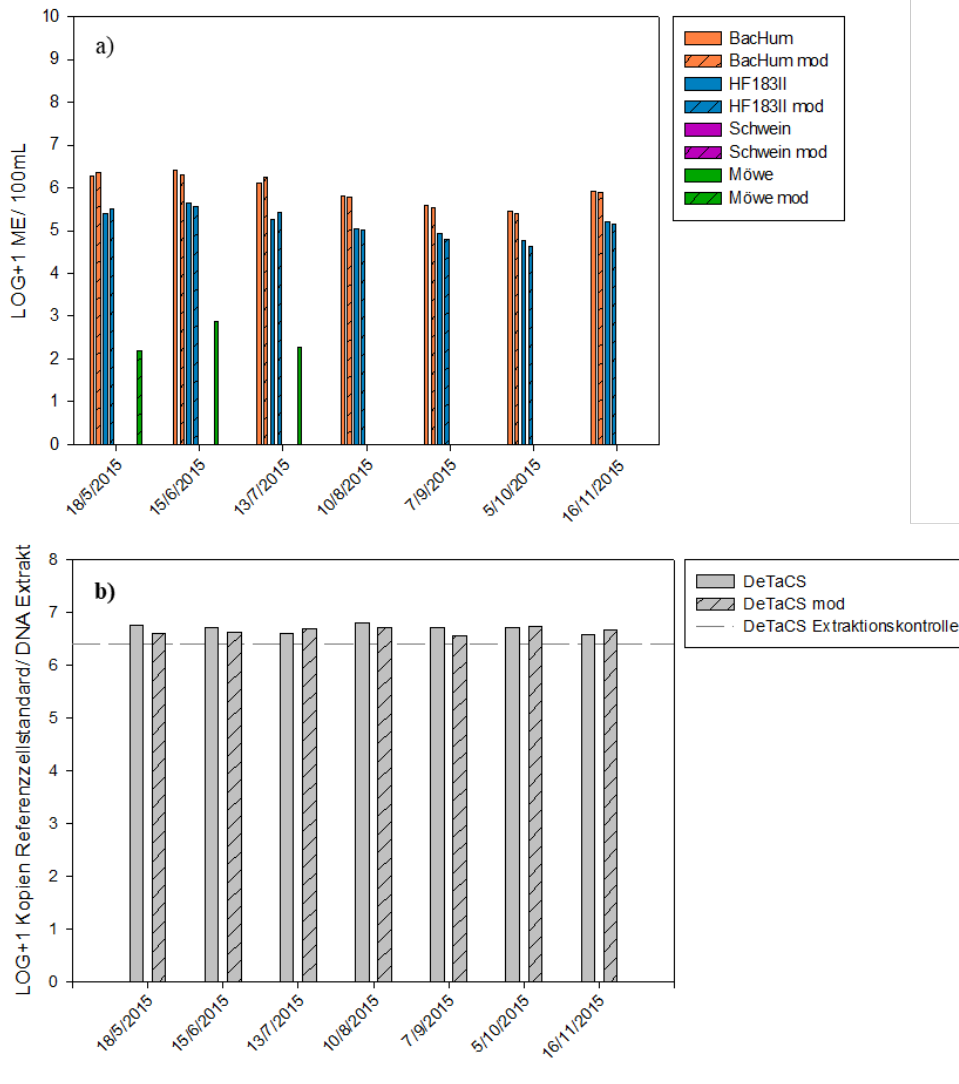


Abbildung 72: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen in der Kläranlage Podersdorf (**gereinigtes Abwasser nach UV Desinfektion**). A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus der Kläranlage Podersdorf nach UV Desinfektion. B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden.

Wie bereits für Wasserproben aus der Kläranlage Podersdorf wurde auch für Wasserproben aus den Oberflächengewässern der Umgebung ein Vergleich zwischen den beiden Methoden zur Extraktion von DNA durchgeführt. Proben von folgenden Probenahmestellen wurden für diese Überprüfung herangezogen: Nordgraben (nach der Abwasserreinigungsanlage), Schönungsteich 2 (Ablauf in den See), Julagraben (Einleitung Grundwasserpumpe).

Basierend auf den Wiederfindungsraten des Referenzzellstandards kann festgestellt werden, dass die Wassermatrix von Proben aus dem Nordgraben und dem Schönungsteich 2 – wie auch schon die Proben aus dem unmittelbaren Bereich der Kläranlage Podersdorf – unproblematisch für die Extraktion von DNA waren (Abbildung 73 und Abbildung 74).

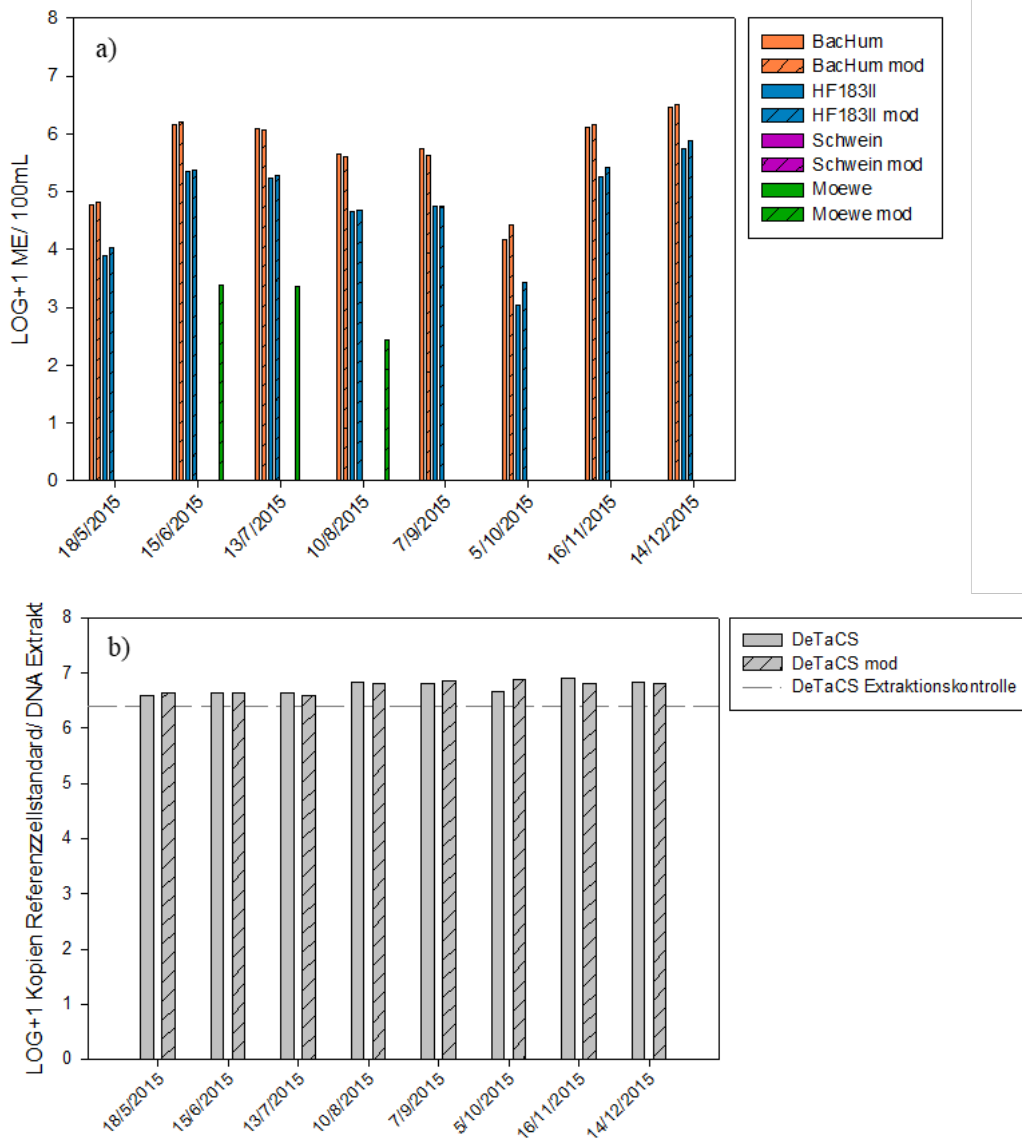


Abbildung 73: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem **Nordgraben (nach Abwasserreinigungsanlage)**. A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Nordgraben. B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden.

Bei Proben aus dem Julagraben hingegen sieht man deutlich, dass die Konzentration des Referenzzellstandards geringer war wenn die Proben mit dem etablierten Standardprotokoll extrahiert wurden. Bei Extraktion mit dem modifizierten Protokoll hingegen zeigte sich deutlich, dass die Konzentration des Referenzzellstandards auf jene der Extraktionskontrollen zunahm (Abbildung 75) Ergebnisse für die Bestimmung von fäkal-assoziierten Markern die auf einer DNA Extraktion mit dem Standardprotokoll beruhen würden daher hier die vorhandenen Konzentrationen unterschätzen. Dieses Ergebnis verdeutlicht sehr eindrucksvoll die Bedeutung einer Prozesskontrolle. Eine genaue Interpretation von Ergebnissen wäre ohne DeTaCS Prozesskontrolle mit großen Unsicherheiten verbunden.

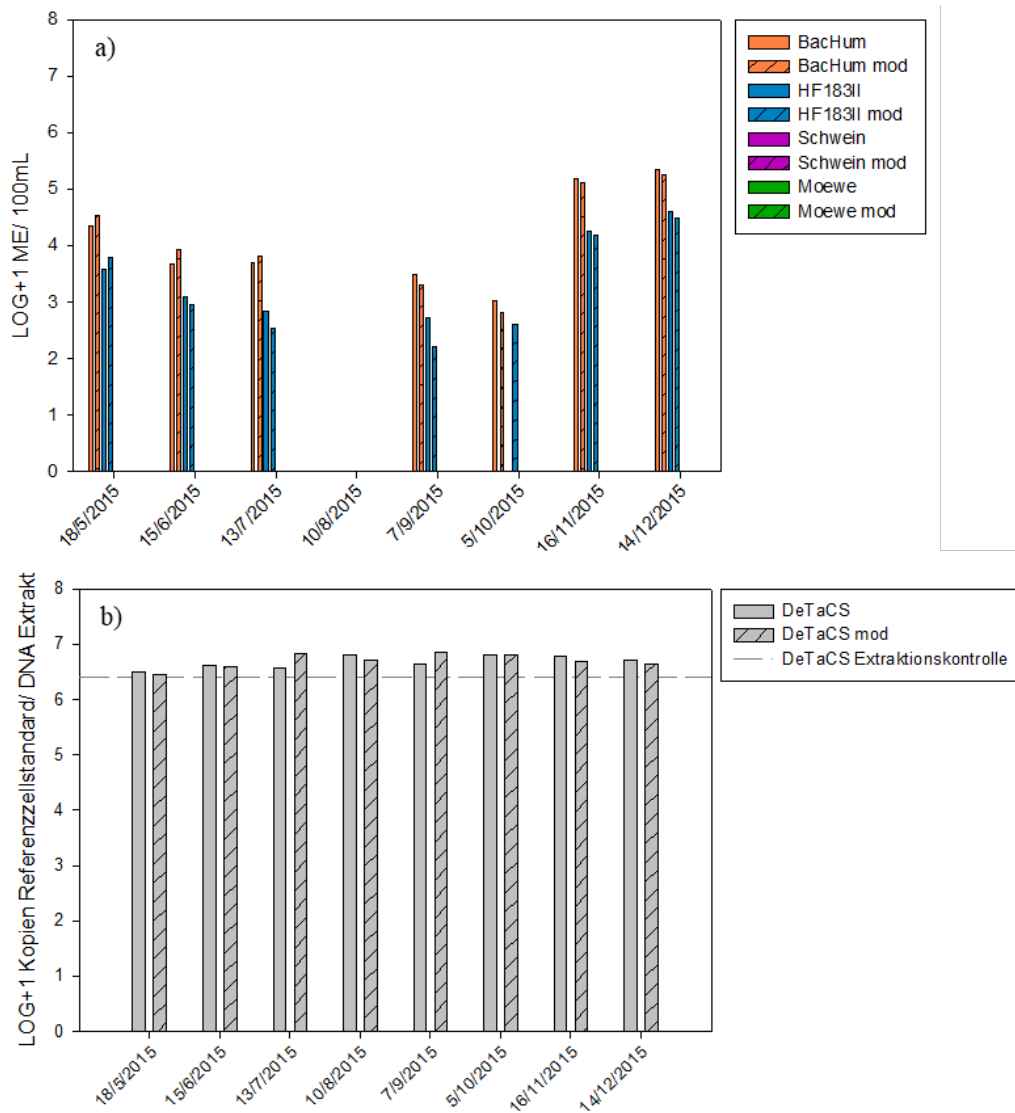


Abbildung 74: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem Schönungsteich 2 (Ablauf in den See). A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Schönungsteich 2 (Ablauf in den See). B) Darstellung der Konzentration des Referenzstandard. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzstandard dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden.

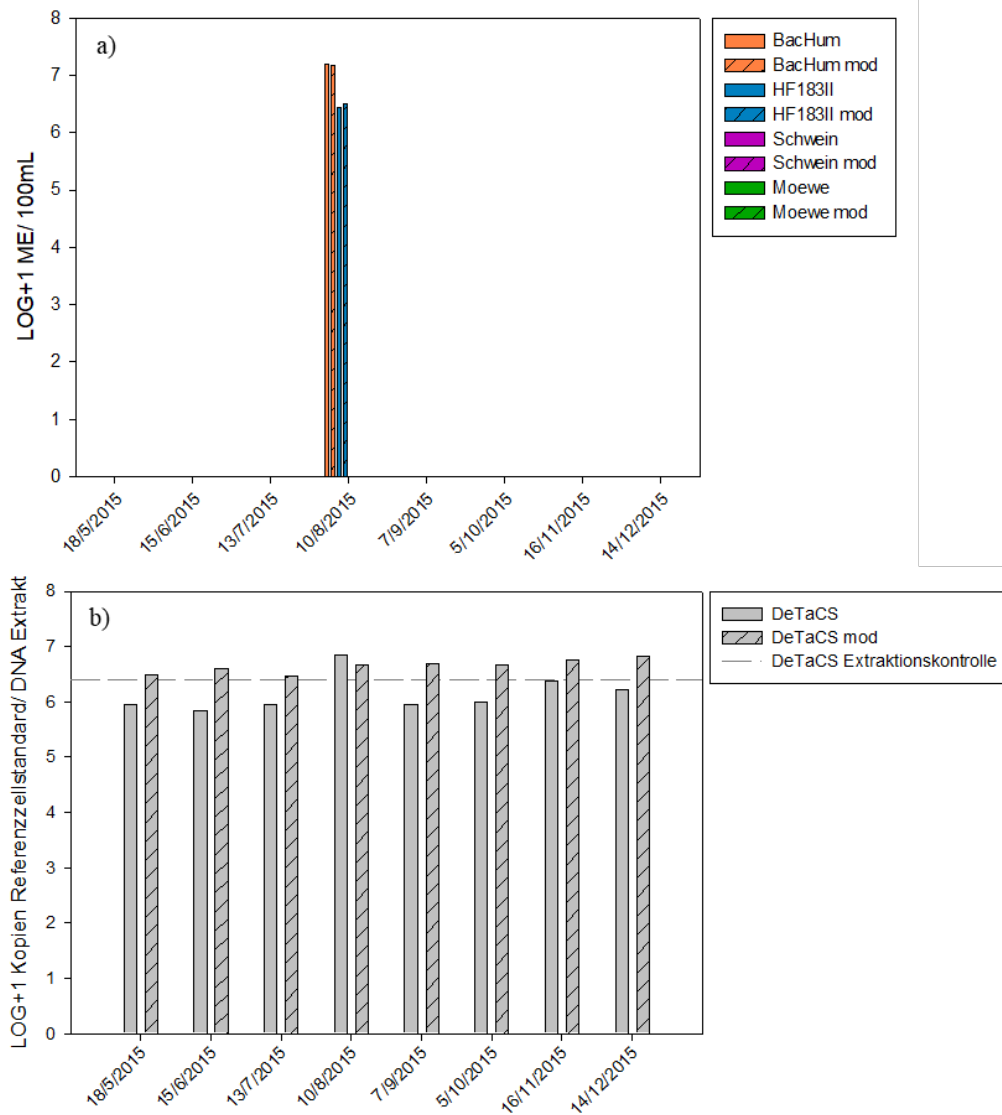


Abbildung 75: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem **Julagraben (Einleitung Grundwasserpumpe)**. A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Julagraben (Einleitung Grundwasserpumpe). B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden.



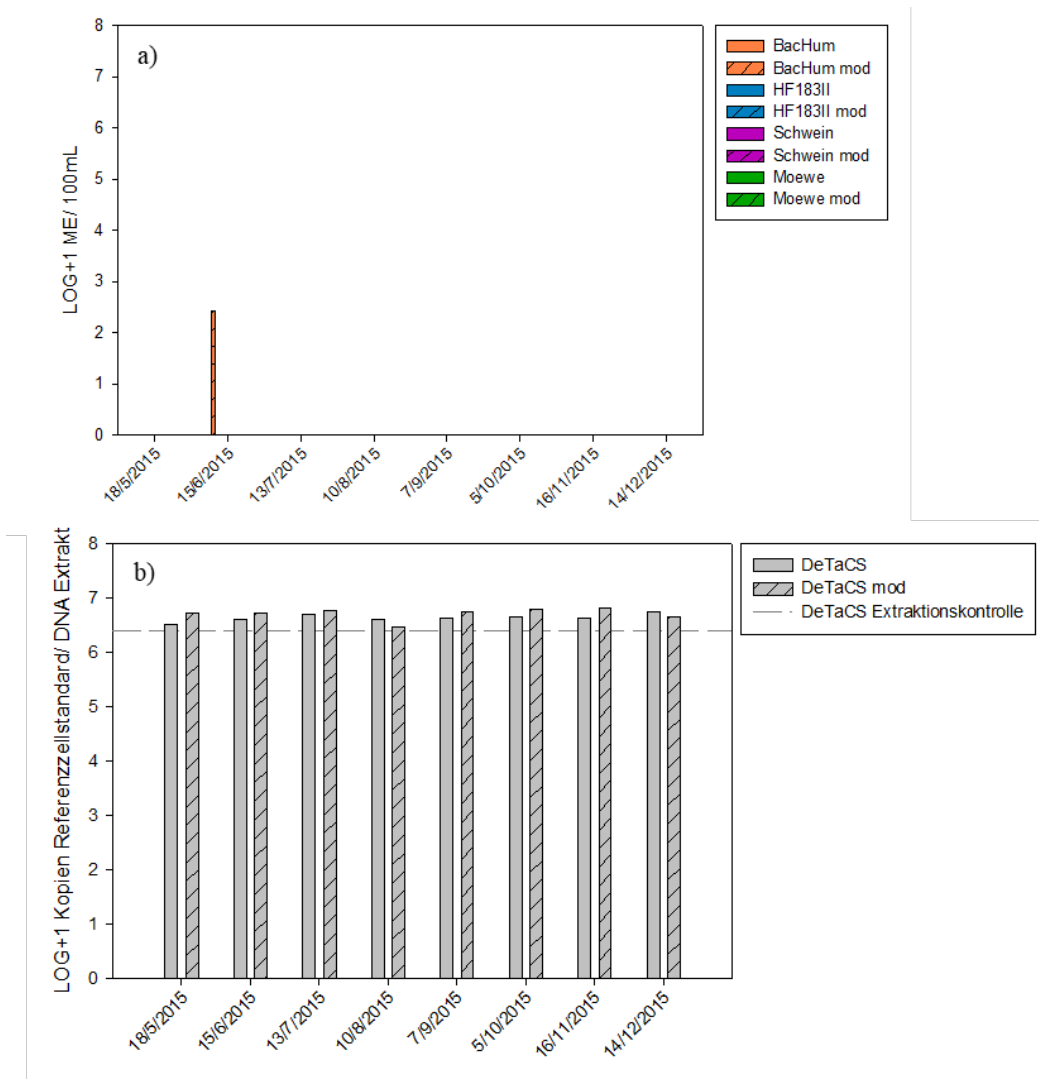


Abbildung 76: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem Südgraben (Brücke bei Yachtclub). A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Südgraben (Brücke bei Yachtclub). B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden.

Ganz besonders deutlich wird der Einfluss der Wassermatrix auf die Effizienz der DNA Extraktion bei Proben aus dem Neusiedler See. Hier wurden Proben von der Probenahmestelle 26 für den Vergleich der beiden Extraktionsmethoden herangezogen.

Ganz allgemein ist zu sagen, dass die Matrix von Wasserproben aus dem Neusiedler See zu unterschiedlichen Terminen unterschiedlich verhält. So gibt es Zeitpunkte in der Probenahmeserie zu denen die Extraktion von DNA auch mit dem etablierten Standardprotokoll gut funktionierte und genauso gibt es Zeitpunkte zu denen mit dem etablierten Standardprotokoll keine DNA extrahierbar war (Abbildung 77).

Vergleicht man die Konzentration des Referenzzellstandards zwischen Proben die mit dem etablierten Standardprotokoll und dem modifizierten Protokoll extrahiert wurden, so wird die enorme Leistungsfähigkeit des modifizierten Protokolls deutlich. Besonders bei der See-Stelle 26 war mit dem Standardprotokoll zu einigen Zeitpunkten keine DNA extrahierbar (der bei der Extraktion zur Prozesskontrolle zugefügte Referenzzellstandard konnte mit der qPCR nicht detektiert werden). Betrachtet

man jedoch die Konzentration des Referenzzellstandards für dieselben Proben bei Extraktion mit dem modifizierten Protokoll, so ist erkennbar dass diese auf (fast) Kontrollniveau ansteigt.

Basierend auf den Ergebnissen von dieser Stelle aus dem Neusiedler See wurde die Übereinkunft getroffen, alle weiteren Proben bei der Extraktion mit einem Referenzzellstandard zu versetzen. In der folgenden Auswertung der ersten Ergebnisse (Kapitel 2.3.3.5) wurde die DeTaCS Kontrolle bereits eingesetzt. Folgende statistische Qualitätsschranke wurde gesetzt: Proben deren Konzentration des Referenzzellstandards > 1 log-Stufe unter jenem der Kontrollen lag, wurden in die Auswertung nicht miteinbezogen.

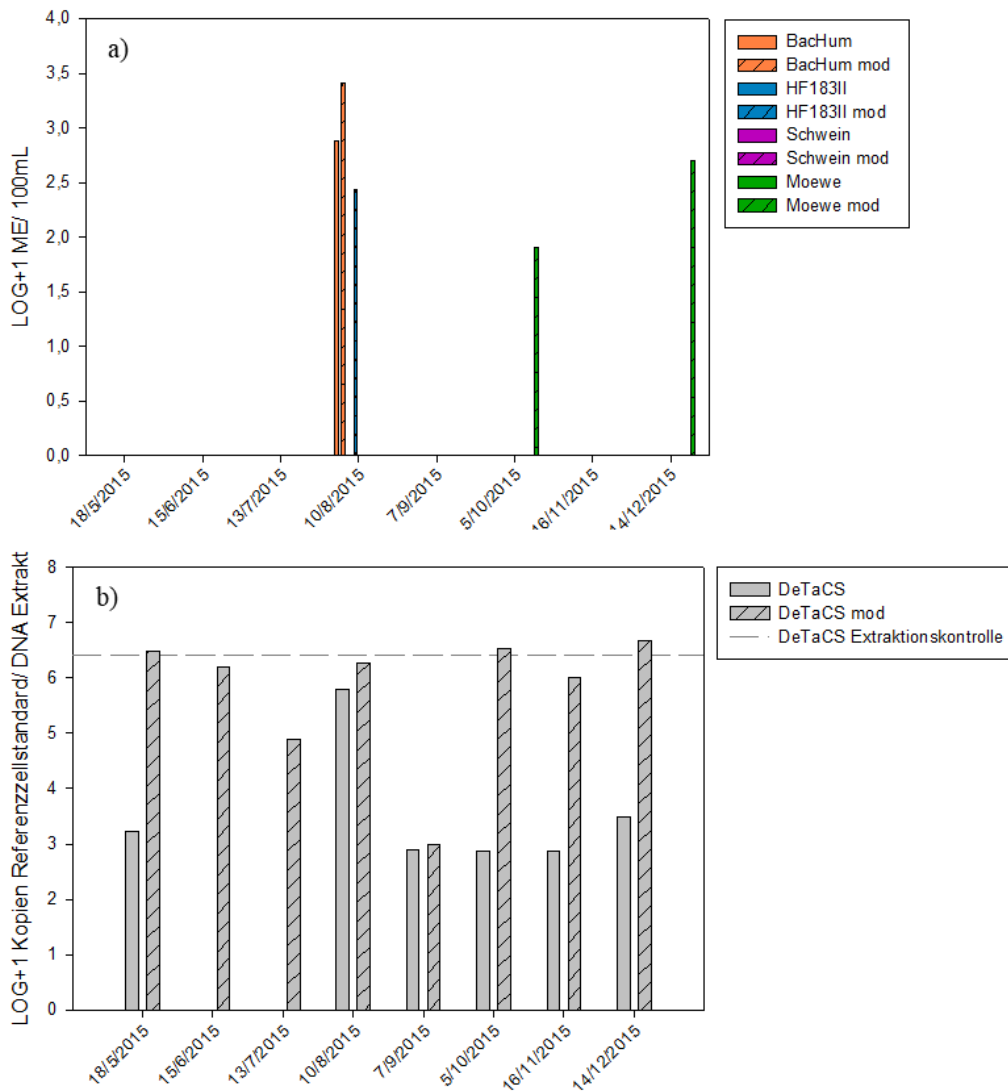


Abbildung 77: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem Neusiedler See (Probenahmestelle 26). A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Neusiedler See (Probenahmestelle 26). B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden.

### 2.3.3.5 ERSTE QPCR ERGEBNISSE VON WIRTSASSOZIIERTEN FÄKALMARKEN MITTELS ADAPTIERTER EXTRAKTIONSMETHODE

Im Folgenden werden erste qPCR Ergebnisse von wirtsassoziierten Fäkalmarkern für das Untersuchungsgebiet Podersdorf dargestellt. Alle hier präsentierten Ergebnisse basieren auf der DNA Extraktion mit dem für das Untersuchungsgebiet Neusiedler See modifizierten Protokolls. Zusätzlich wurden für die Darstellung ausschließlich Werte herangezogen die den aufgestellten Qualitätskriterien entsprachen. Um den Qualitätskriterien zu entsprechen wurde festgelegt, dass die Konzentration des Referenzzellstandards der Proben maximal eine  $\log_{10}$ -Stufe niedriger sein darf als jene der Kontrollen. Der Mittelwert der Kontrollen lag bei  $6,4 \log_{10}$ , daher werden lediglich Analyseergebnisse dargestellt deren Konzentration des Referenzzellstandards einen Wert  $\geq 5,4 \log_{10}$  aufweisen.

Im Bereich der Kläranlage Podersdorf wurden an drei unterschiedlichen Stellen Wasserproben entnommen: Rohabwasser aus dem Zulauf, gereinigtes Abwasser vor UV Desinfektion und gereinigtes Abwasser nach UV Desinfektion. Im Rohabwasser wurden, wie zu erwarten war, die höchsten Konzentrationen an humanen Fäkalmarkern (BacHum, HF183II) gefunden (Werte im Bereich von  $7-9 \log_{10}$  ME/100 ml (Abbildung 78). Im gereinigten Abwasser wurden um etwa 2 log-Stufen niedrigere Konzentrationen (entspricht einer Reduktion von 99 %) gefunden. Die anschließende UV Desinfektion führte zu einer weiteren Abnahme der humanen Fäkalindikatoren um etwa  $0,5 \log_{10}$ -Stufen. Genetische Fäkalmarker von Nutztieren (hier: Schwein) konnten in der Kläranlage Podersdorf nicht nachgewiesen werden. Des Weiteren wurden die Proben auf das Vorhandensein genetischer Fäkalmarker von Möwen untersucht. Im Rohabwasser konnten keine genetischen Fäkalmarker gefunden werden. Anders im gereinigten Abwasser vor und nach UV Desinfektion. Hier wurden geringe Konzentrationen an Möwen-assoziierten Fäkalmarkern detektiert, wobei jeweils etwa 25-30 % der Proben positiv waren (Werte im Bereich  $0-3,5 \log_{10}$  ME/100 ml). Betreffend die Qualitätskontrolle wird festgehalten, dass alle Proben aus dem Bereich der Kläranlage Podersdorf die Qualitätskontrolle bestanden haben (Werte des Referenz-Zellstandards der Proben  $\geq 1$  log-Stufe niedriger als die der Extraktionskontrolle).

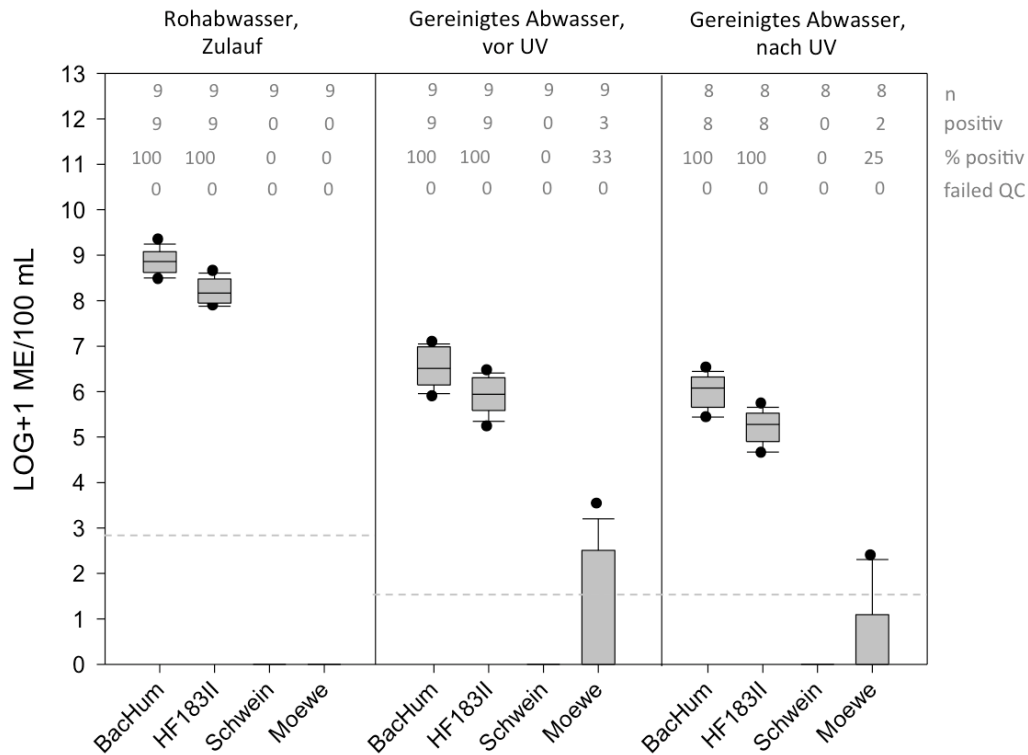


Abbildung 78: Bestimmung der genetischen Fäkalindikatoren für humane Kontamination (BacHum, HF183II) sowie Kontamination durch Nutztiere (Schwein) und Vögel (Möwe) in DNA Extrakten aus Proben aus dem **Bereich der Kläranlage Podersdorf**.

Abkürzungen: n – Stichprobenzahl, positiv – Anzahl der positiven Proben, % positiv – Angabe der positiven Proben in % der Gesamtprobenzahl, failed QC – Anzahl jener Proben die aufgrund der Ergebnisse der Prozesskontrolle exkludiert wurden. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte, die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer. Gestrichelte Linie: Threshold of Detection

Neben den Proben aus dem Bereich der Kläranlage Podersdorf wurden auch Wasserproben aus Oberflächengewässern des Grabensystems und der Teiche entnommen: Nordgraben nach der Kläranlage, aus dem Schönungsteich 2 (Ablauf in den See), aus dem Julagraben (Einleitung Grundwasserpumpe), aus dem Julagraben vor der Kläranlage, aus dem Südgraben (Brücke bei Georgshof) und an einer weiteren Stelle im Südgraben (Brücke bei Yachtclub).

Die höchsten Konzentrationen humaner Fäkalindikatoren wurden im Nordgraben nach der Kläranlage gefunden (Werte im Bereich von 3,4-6,6  $\log_{10}$  ME/100 ml), gefolgt von Proben aus dem Schönungsteich 2 (Werte im Bereich von 2-5  $\log_{10}$  ME/100 ml), dem Julagraben vor der Kläranlage (Werte im Bereich von 0-7  $\log_{10}$  ME/100 ml) und dem Südgraben bei der Station Georgshof (Werte im Bereich von 0-4  $\log_{10}$  ME/100 ml; Abbildung 79).

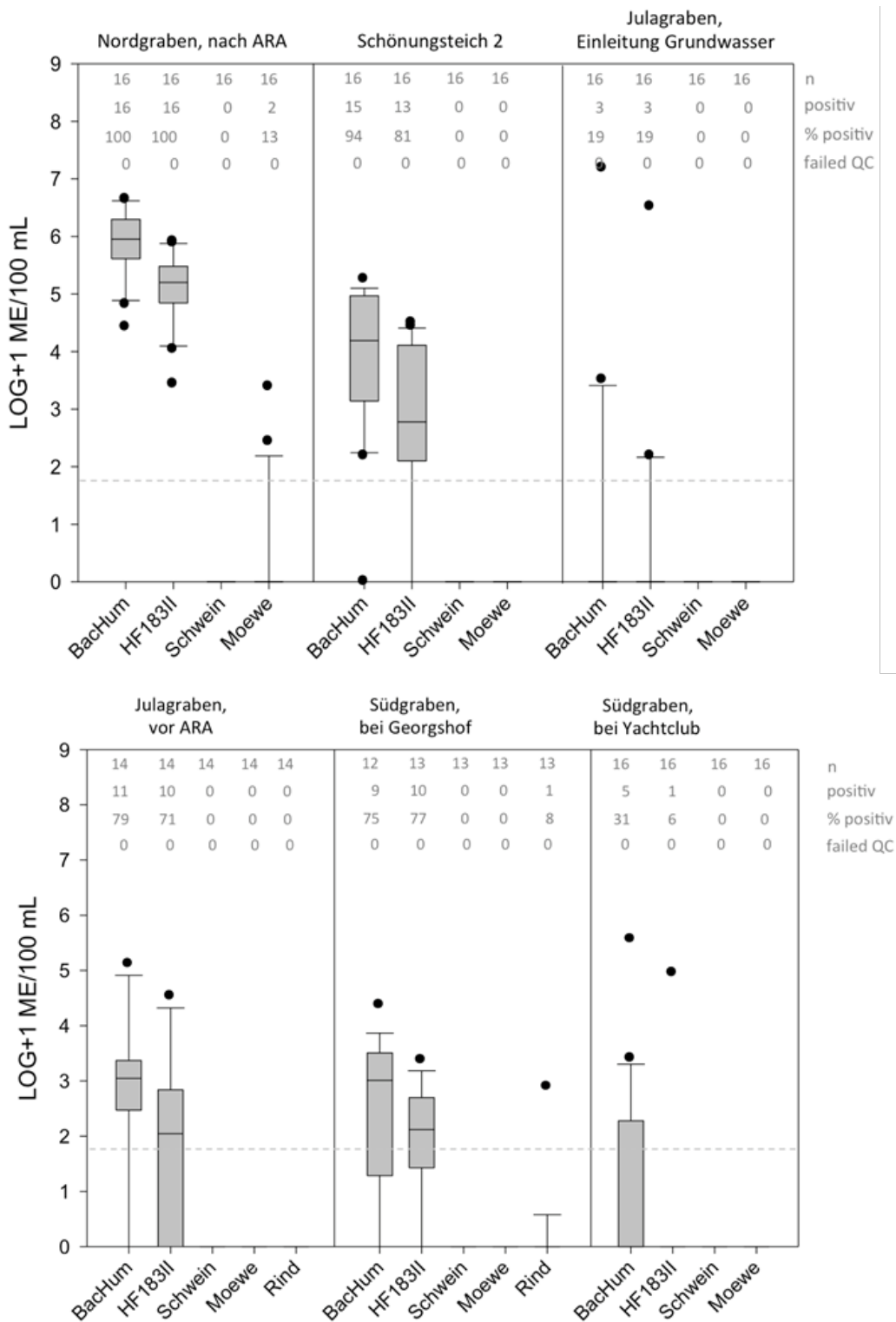


Abbildung 79: Bestimmung der genetischen Fäkalindikatoren für humane Kontamination (BacHum, HF183II) sowie Kontamination durch Nutztiere (Schwein, Wiederkäuer/Rind) und Vögel (Möwe) in Proben aus Oberflächengewässern des Untersuchungsgebiets. Abkürzungen: n – Stichprobenzahl, positiv – Anzahl der positiven Proben, % positiv – Angabe der positiven Proben in % der Gesamtprobenzahl, failed QC – Anzahl jener Proben die aufgrund der Ergebnisse der Prozesskontrolle exkludiert wurden. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte, die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer. Gestrichelte Linie: Threshold of Detection

Fäkalmarker von Nutztieren wie Schweinen und Rindern (Wiederkäuer) konnten nur vereinzelt in sehr geringen Konzentrationen und bei wenigen Probenahmestellen nachgewiesen werden. Selbiges gilt auch für

Kontaminationen durch Vögel. Der Eintrag durch Nutz- und Wildtiere scheint daher im Bereich der untersuchten Oberflächengewässer und dem Untersuchungszeitraum nur eine sehr geringe Rolle gespielt zu haben. Betreffend den Qualitätskontrollen wird festgehalten, dass alle Proben aus dem Bereich der Oberflächengewässer die Qualitätskontrolle (Werte des Referenz-Zellstandards der Proben  $\geq 1$  log-Stufe niedriger als die der Extraktionskontrolle) bestanden haben. Aus dem Neusiedler See wurden ebenfalls Wasserproben entnommen und auf ihre Belastung durch genetische Fäkalmarker hin untersucht. Aus dem See wurden hierfür Proben von der Probenahmestelle 26 herangezogen. Wie bereits erwähnt, stellt die Wassermatrix des Neusiedler Sees eine besondere Herausforderung für die Extraktion von DNA dar. Durch die Modifikation des Protokolls war es jedoch möglich, reproduzierbar DNA aus den Proben zu extrahieren. Trotz dieser Maßnahmen haben einige Proben von Probenahmestelle 26 die Qualitätskontrolle nicht bestanden und wurden aufgrund der zu geringen Konzentration des Referenzzellstandards (Grenze:  $5,4 \log_{10}$  ME/100 ml) in der Auswertung exkludiert (Abbildung 80). Human-assoziierte genetische Fäkalmarker konnten sehr selten und nur in geringen Konzentrationen an der See-Stelle 26 detektiert werden. Fäkalmarker von Nutztieren spielten *de facto* keine Rolle. Vereinzelt wurden Proben positiv auf vogel-assoziierte Fäkalindikatoren (Möwe) in geringen Konzentrationen getestet. Diese positiven Nachweise waren mit den positiven Nachweisen von menschlichen Fäcaleinträgen zeitlich nicht korreliert bzw. übereinstimmend.

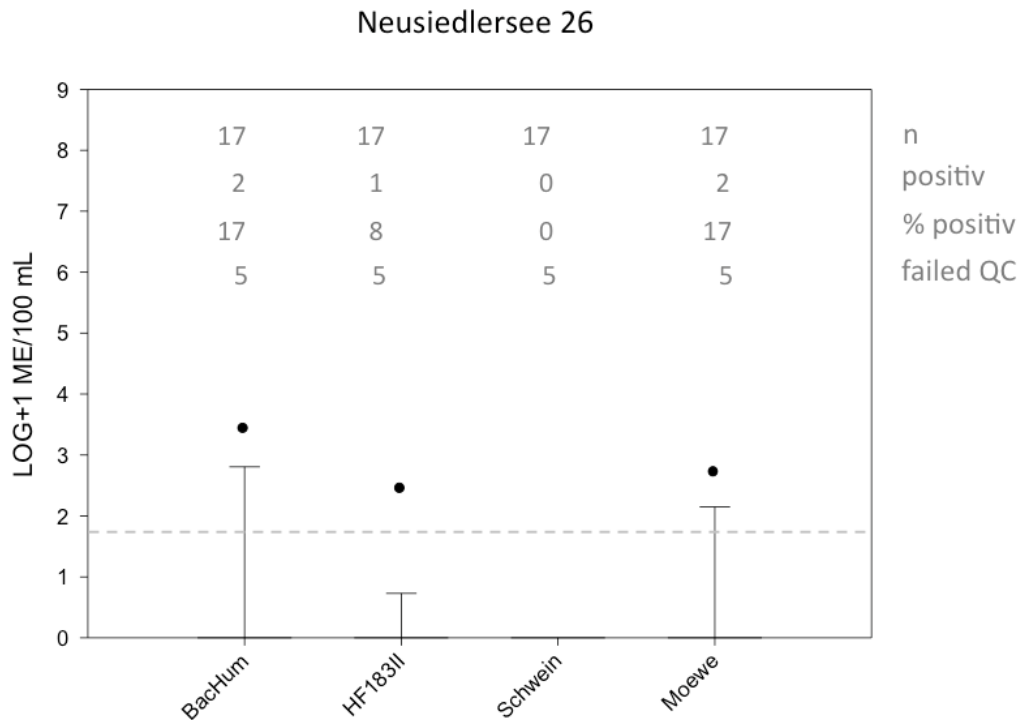


Abbildung 80: Bestimmung der genetischen Fäkalindikatoren für humane Kontamination (BacHum, HF183II) sowie Kontamination durch Nutztiere (Schwein, Wiederkäuer/Rind) und Vögel (Möwe) in Proben aus dem Neusiedler See. Abkürzungen: n – Stichprobenzahl, positiv – Anzahl der positiven Proben, % positiv – Angabe der positiven Proben in % der Gesamtprobenzahl, failed QC – Anzahl jener Proben die aufgrund der Ergebnisse der Prozesskontrolle exkludiert wurden. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte, die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer. Gestrichelte Linie: Threshold of Detection

Zusätzlich zu der bereits erwähnten Beprobung von Oberflächengewässern im Einzugsgebiet der Kläranlage Podersdorf wurden auch Proben aus dem Golser Kanal (Einzugsgebiet Kläranlage Gols) untersucht. Hierfür wurden Proben an drei unterschiedlichen Stellen entnommen: Golser Kanal vor und nach Einleitung des Ablaufs der ARA Gols-Mönchhof sowie Golser Kanal, Schönungsteich rechts (Abbildung 81).

An allen drei Probenahmestellen dominierten Human-assoziierte genetische Marker (BacHum, HF183II). Die Konzentration der Human-assoziierten Marker war vor der Abwasserreinigungsanlage etwa gleich hoch



wie im Schöningsteich (Werte im Bereich von 3-5,7 log<sub>10</sub> ME/100 ml). Nur nach der Einleitung der Abwässer aus der Abwasserreinigungsanlage waren höhere Konzentrationen nachweisbar (Werte im Bereich von 5-6 log<sub>10</sub> ME/100 ml). Sehr geringe Konzentration an genetischen Fäkalmarkern von Rindern (oder andern Wiederkäuern) waren im Golser Kanal erkennbar. Kontaminationen durch Möwe und Schwein wurden nicht nachgewiesen.

Betreffend den Qualitätskontrollen wird festgehalten, dass alle Proben aus dem Bereich der Oberflächengewässer die Qualitätskontrolle (Werte des Referenz-Zellstandards der Proben  $\geq 1$  log-Stufe niedriger als die der Extraktionskontrolle) bestanden haben.

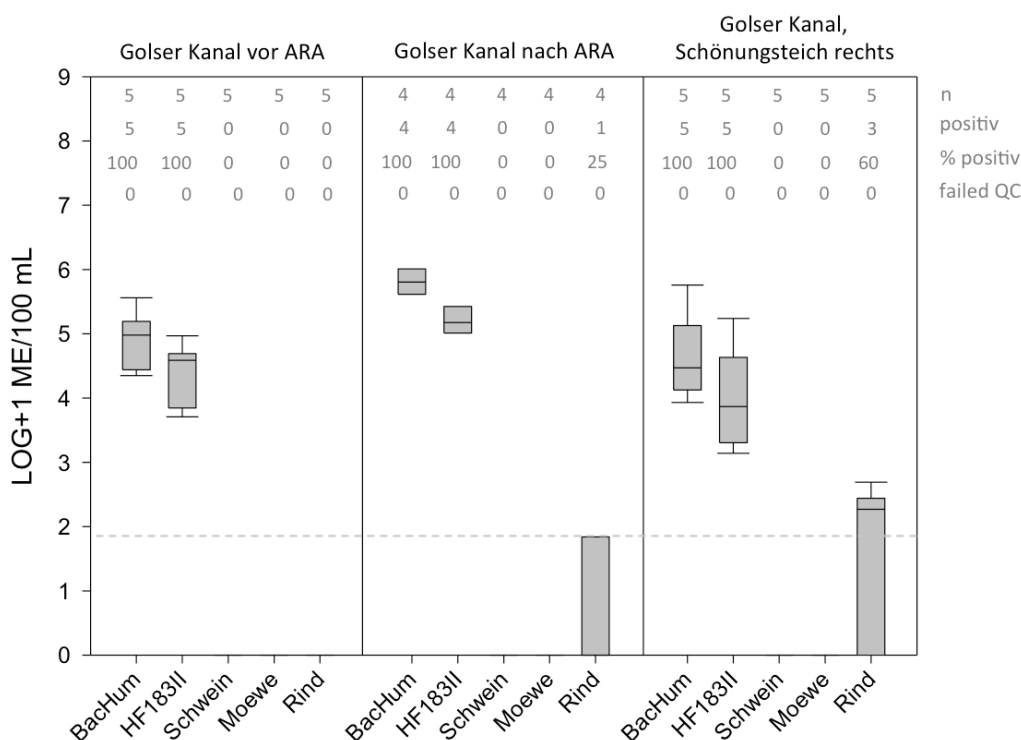


Abbildung 81: Bestimmung der genetischen Fäkalindikatoren für humane Kontamination (BacHum, HF183II) sowie Kontamination durch Nutztiere (Schwein, Wiederkäuer/Rind) und Vögel (Möwe) in Proben aus dem **Golser Kanal**. Abkürzungen: n – Stichprobenzahl, positiv – Anzahl der positiven Proben, % positiv – Angabe der positiven Proben in % der Gesamtprobenzahl, failed QC – Anzahl jener Proben die aufgrund der Ergebnisse der Prozesskontrolle exkludiert wurden. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte, die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer. Gestrichelte Linie: Threshold of Detection

### 2.3.3.6 WEITERFÜHRENDES QPCR UNTERSUCHUNGSPROGRAMM: WIRTSASSOZIIERTE FÄKALMARKER BADESTELLE WEIDEN

Das im Zuge der Projektphase 2014-2016 entwickelte qPCR Verfahren zur Bestimmung genetischer Fäkalmarker wurde zur Abklärung des Auftretens stark erhöhter Konzentrationen an *E. coli* und vor allem an Enterokokken an der EU-Badestelle Weiden eingesetzt. Von Behördenseite musste ein Badeverbot erlassen werden. Dieser Vorfall ereignete sich im Juli 2017. Leider standen keine Seeproben der Badestelle Weiden vom Juli 2017 für die Bestimmung von genetischen Fäkalmarkern zur Verfügung. Von Mitarbeitern der Biologischen Station wurden am 08.08.2017, am 04.09.2017 und am 16.10.2017 im Bereich des Badestrands Weiden (EU-Badestelle) jeweils an drei Stellen (Nord, Mitte und Süd) vom Boot aus Seeproben entnommen. Die Probenahmestelle Weiden Mitte repräsentiert die EU-Badestelle Weiden. Es wurden genetische Fäkalmarker zum Nachweis von human-assoziierten, Wiederkäuer-assoziierten, Schweine-assoziierten und Möwen-assoziierten fäkalen Verunreinigungen bestimmt.

## ARBEITSPAKETE

Die Ergebnisse sind in Tabelle 30 dargestellt. Es zeigte sich, dass an den drei Probenpunkten zu keinem der drei Zeitpunkte eine human-assoziierte Fäkalbelastung nachgewiesen werden konnte. Dies traf auch für den Schweine-assoziierten Fäkalmarker zu. Hingegen traten die Wiederkäuer-assoziierten genetischen Fäkalmarker in drei Proben auf. An dem Probenpunkt Weiden Nord, wurde sowohl im August als auch im Oktober Wiederkäuer-assoziierte Fäkalmarker nachgewiesen. Im August lag die gemessene Konzentration allerdings unterhalb der theoretischen Detektionsgrenze. Dieses Ergebnis liefert daher nur einen Hinweis darauf, dass eine Wiederkäuer-assoziierte, fäkale Verunreinigung vermutlich vorhanden war. Die im Oktober gemessene Konzentration lag hingegen deutlich über der theoretischen Detektionsgrenze und war daher eindeutig einer Wiederkäuer-assoziierten fäkalen Verunreinigung zuzuschreiben. Dasselbe galt für die im Oktober an dem Probenpunkt Weiden Mitte gemessene Konzentration Wiederkäuer-assoziiierter genetischer Fäkalmarker (27.300 ME/100 mL). Neben den Wiederkäuer-assoziierten genetischen Fäkalmarkern wurde der Möwen-assoziierte genetische Fäkalmarker nachgewiesen. Hier waren die Proben der Probenahmestellen Weiden Nord und Weiden Mitte im Oktober positiv.

**TABELLE 30: KONZENTRATIONEN AN FÄKALMARKERN IN WASSERPROBEN AUS DEM NEUSIEDLER SEE – WEIDEN NORD, WEIDEN MITTE, WEIDEN SÜD [MARKERÄQUIVALENTE / 100 ML]. MARKER: BACHUM (HUMAN); HF183II (HUMAN); BACR (WIEDERKÄUER); PIG2BAC (SCHWEIN); ME: (MÖWE). N.N. (NICHT NACHWEISBAR); TD (THEORETISCHE DETEKTIONSGRENZE).**

Stelle	Datum	TD [ME/100 ml]	HF183II [ME/100 ml]	BacHum [ME/100 ml]	BacR [ME/100 mL]	Pig2Bac [ME/100 ml]	Möwe [ME/100 ml]
<b>Weiden NORD</b>	08.08.2017	561	n.n.	n.n.	<b>561</b>	n.n.	n.n.
	04.09.2017	73	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	16.10.2017	312	n.n.	n.n.	<b>685</b>	n.n.	<b>2.160</b>
<b>Weiden MITTE</b>	08.08.2017	2.306	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	04.09.2017	79	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	16.10.2017	314	n.n.	n.n.	<b>27.300</b>	n.n.	<b>1.770</b>
<b>Weiden SÜD</b>	08.08.2017	566	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	04.09.2017	79	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	16.10.2017	312	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

In der Tabelle 31 ist das Ergebnis der Untersuchung der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen in der Seeproben Weiden zusammengestellt. Verglichen mit den NOAEL-Werten (no observed adverse effect level) traten erhöhte Konzentrationen bei Enterokokken und somatischen Coliphagen auf.

**TABELLE 31: KONZENTRATIONEN AN FÄKALINDIKATORORGANISMEN IN WASSERPROBEN AUS DEM NEUSIEDLER SEE – WEIDEN NORD, WEIDEN MITTE, WEIDEN SÜD  
NOAEL (NO OBSERVED ADVERSE EFFECT LEVEL)**

Stelle	Datum	<i>E. coli</i> / 100 ml	Enterokokken/ 100 ml	Sporen <i>C. perfringens</i> / 100 ml	Somatische Coliphagen / 100 ml
NOAEL		100	25	10	10
<b>Weiden NORD</b>	08.08.2017	65	<b>40</b>	10	nicht analysiert
	04.09.2017	50	<b>50</b>	10	<b>30</b>
	16.10.2017	21	<b>80</b>	< 5	<b>60</b>
<b>Weiden MITTE</b>	08.08.2017	50	25	< 5	nicht analysiert
	04.09.2017	55	<b>45</b>	<b>25</b>	<b>90</b>
	16.10.2017	45	<b>45</b>	< 5	< 10
<b>Weiden SÜD</b>	08.08.2017	75	<b>50</b>	< 5	nicht analysiert
	04.09.2017	20	<b>40</b>	10	<b>120</b>
	16.10.2017	10	4	< 5	<b>20</b>

## ARBEITSPAKETE

In Abbildung 82 sind Aufnahmen aus dem Bereich Weiden am See zusammengestellt mit der Lokalisierung einer Rinderweide, südlich von Weiden.



*Abbildung 82: Neusiedler See, Aufnahmen aus dem Bereich Weiden, Rinderweide südlich von Weiden (rote Markierung)(Bilder Gemeinde Weiden, google.maps)*

### 2.3.4 ZUSÄTZLICH VERFÜGBARE METHODEN ZUR HERKUNFTSBESTIMMUNG FÄKALER EINTRÄGE

#### 2.3.4.1 GENETISCHE BESTIMMUNG DER ENTEROKOKKENISOLATE

Enterokokken sind universell verbreitete fakultativ anaerobe Gram-positive Bakterien, die zur normalen Darmflora von Mensch und Tier gehören. Sie werden daher regelmäßig in Bereichen gefunden, die durch menschliche oder tierische Fäkalien beeinflusst werden (z.B. Abwasser, Böden, die mit Dünger tierischen Ursprungs gedüngt werden; vgl. Abbildung 83). Enterokokken können aber auch in Lebensmitteln tierischen Ursprungs vorkommen (Kühn, 2003) und werden auch von Böden sowie von Pflanzen isoliert (Silva, 2013).

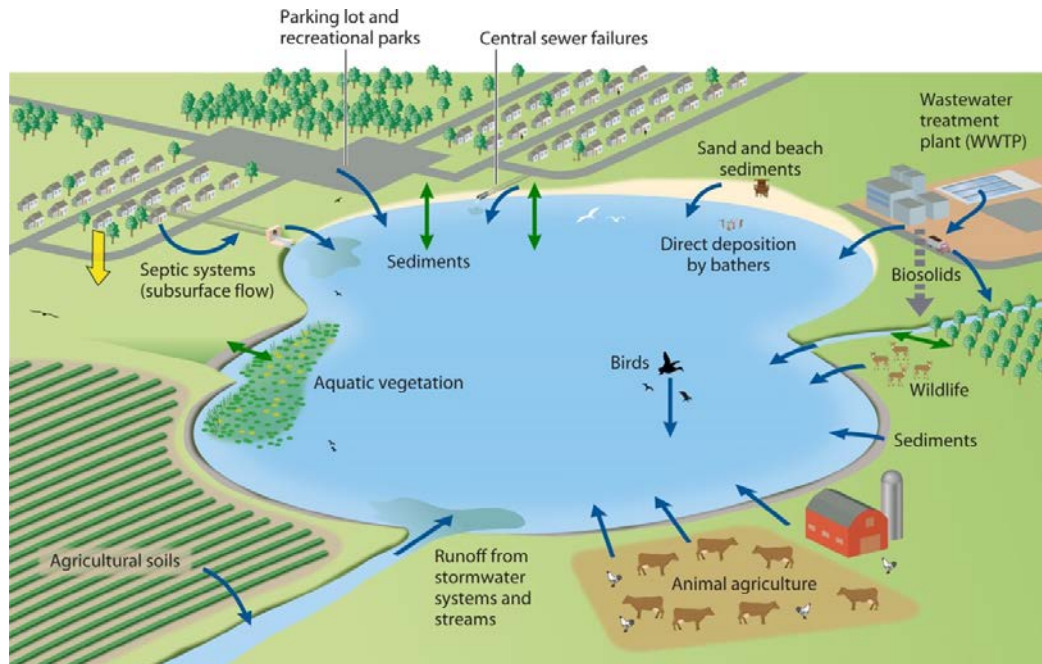


Abbildung 83: Darstellung von möglichen Quellen (sources) für den Eintrag von Enterokokken in Gewässer (blaue Pfeile) sowie Bereiche in denen Deposition und Immobilisation (sink) von Enterokokken in der Umwelt erfolgen (gelber Pfeil) erfolgen. Bereiche in denen Enterokokken von einem Reservoir in ein anderes umgelagert werden können, sind mit grünen Pfeilen dargestellt. Solche Bereiche repräsentieren sekundäre Quellen (sources) und/oder Senken (sinks), je nach vorhandenen Bedingungen. Aus: Byappanahalli et al. 2012.

Enterokokken sind in der Darmflora von Mensch und Tier omnipräsent und normalerweise nicht krankheitserregend. Es kann ihnen jedoch als Krankheitserreger Bedeutung zukommen wenn sie extraintestinal (außerhalb des Darmtrakts) auftreten. Infektionen, die durch Enterokokken ausgelöst werden können sind Wundinfektionen, Infektionen der Harnwege, Endokarditis, Augenentzündungen (Endophthalmitis), Entzündungen des Bauchfells (Peritonitis) bis hin zur Sepsis (Byappanahalli et al. 2012, Fischetti and American Society for Microbiology 2006, Yuen 2014). Besonders erwähnenswert in diesem Zusammenhang ist die Tatsache, dass Arten der Gattung *Enterococcus* eine besondere Fähigkeit besitzen, rasch Resistenzen gegenüber antimikrobiellen Substanzen (z. B. Antibiotika) zu entwickeln (Kühn 2003, Costa 2013). Enterokokken sind dadurch auch immer wieder im Zusammenhang mit multiresistenten Krankenhaus-Infektionen aufgetaucht (Linden und Miller 1999, in Kühn 2003) und stellen heute die dritthäufigste Ursache von Krankenhaus-Infektionen (12% aller Krankenhaus-Infektionen) dar (Yuen 2014).

Durch ihre zum Teil recht hohe Persistenz können Enterokokken relativ weitflächig in der Umwelt verteilt werden. Die in einer Wasserprobe gefundenen Enterokokken Konzentrationen werden aber nicht nur durch das Fließverhalten des Gewässers beeinflusst sondern auch durch Prozesse wie Sedimentation/Deposition, Resuspension, Partikel Interaktion, Wachstum, Prädation sowie durch Licht- und Dunkel-Inaktivierung

aufgrund von Umweltstress (Böhm, 2014). Durch ihre Persistenz in der Umwelt ist es aber auch möglich, dass ein Transport von (resistenten) Stämmen über größere Distanzen weg vom ursprünglichen Eintragsort erfolgt. Auch eine weitere Übertragung auf Wildtiere, die zu einer weiteren Verbreitung beitragen, ist möglich bzw. wurde beobachtet (Costa 2013).

Die Verwendung von Enterokokken als Indikatoren für fäkale Kontaminationen in Gewässern ist international etabliert. Die Verwendung von Enterokokken zum expliziten Nachweis von Kontaminationen durch den Menschen ist allerdings nicht möglich, da Enterokokken auch in der Darmflora von Tieren sowie – wie bereits erwähnt – auch in Böden und auf Pflanzen nachgewiesen worden sind (Byappanahalli *et al.* 2012, Mote 2012). Die Arten *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. casseliflavus*, *E. durans*, *E. gallinarum*, *E. hirae*, und *E. raffinosus* werden hauptsächlich auf die Kontamination durch menschliche Fäkalien zurückgeführt, während in tierischen Fäkalien vorwiegend die Arten *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. hirae*, *E. cecorum*, *E. gallinarum*, *E. casseliflavus*, *E. durans*, *E. avium*, und *E. raffinosus* gefunden wurden (Maheux, 2011). Tabelle 32 gibt eine Übersicht über die Arten der Gattung *Enterococcus* sowie eine Angabe über deren derzeit bekannten Habitate. Andere Spezies aus dem Genus *Enterococcus* wurden zwar auch in menschlichem und tierischem Fäzes gefunden, konnten aber teilweise auch aus der Umwelt (Boden, Pflanzen) isoliert werden und sind daher als nicht-spezifisch für fäkale Kontaminationen anzusehen.

Aufgrund der großen Bedeutung von Enterokokken als Fäkalindikatoren gibt es eine Vielzahl von Studien, die sich mit der Entwicklung von Methoden zu deren Detektion beschäftigt haben. Es wurden verschiedene selektive Medien (flüssig und fest) entwickelt, die heute standardmäßig zur Anzucht von Enterokokken verwendet werden. Im Zuge der Badegewässerüberwachung werden die Methoden ISO 7899-1 und ISO 7899-2 angewandt.

Gegenwärtig werden verschiedene molekularbiologische Methoden zur Genotypisierung von Enterokokken verwendet: Ribotyping, REP-PCR (repetitive extragenic palindromic PCR), PFGE (pulsed-field gel electrophoresis), 16S rRNA Gen-Sequenzierung, 23S rRNA Gen-Sequenzierung oder MLST (multilocus sequence typing; Byappanahalli *et al.* 2012).

### **Artzuordnung der aus Wasserproben im Untersuchungsgebiet Neusiedler See isolierten Enterokokken**

Der Vergleich der Sequenzen mit der Datenbank hat gezeigt, dass alle aus dem Untersuchungsgebiet Neusiedler See stammenden Proben sechs verschiedenen Enterokokken Arten zugeordnet werden können: *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. hirae*, *E. mundtii*, *E. casseliflavus*, *E. gallinarum*. Von diesen sechs Spezies weisen *E. faecalis* und *E. faecium* auf Kontamination durch (humane) Fäkalien hin. *E. mundtii* und *E. casseliflavus* dagegen sind häufiger in Umweltproben zu finden.

Im Nordgraben machen jene Arten (*E. faecium* und *E. faecalis*) die auf Kontamination durch (humane) Fäkalien hindeuten 2/3 aller Proben aus. Im Südgraben sind es ca. 1/3 und im Neusiedler See stellen diese Arten etwas mehr als die Hälfte der Proben dar (Abbildung 84). Betrachtet man die Artzuordnung der Proben im Zeitverlauf so ist zu sehen, dass im Nordgraben (Abbildung 85 a) die Arten *E. faecalis* und *E. faecium* das ganze Jahr über auftreten. Im Südgraben dagegen zeigte sich, dass diese Spezies vor allem in den Monaten Mai bis August vorkommen, während der übrigen Monate jedoch Umweltarten (*E. hirae*, *E. mundtii*, *E. casseliflavus*) dominieren. In den aus dem Neusiedler See stammenden Proben kann kein eindeutiger Trend im Verlauf der Jahreszeiten festgestellt werden. Die Prozentzahlen sind TABELLE 33 zu entnehmen.

Die Anzahlen der Isolate der einzelnen Enterokokken-Arten finden sich in Abbildung 85.



TABELLE 32: SPEZIES AUS DEM GENUS *ENTEROCOCCUS* UND DEREN DERZEIT BEKANNTE HABITATE (VERÄNDERT NACH: BYAPPANAHALLI *ET AL.* 2012).

Group	Species	Known habitat(s)
<i>E. faecalis</i>	<i>E. faecalis</i>	Human, animal (multiple), plant, insect
	<i>E. haemoperoxidus</i>	Surface water
	<i>E. moraviensis</i>	Surface water
	<i>E. silesiacus</i>	Drinking water
	<i>E. termitis</i>	Animal (termite)
	<i>E. caccae</i>	Human
<i>E. faecium</i>	<i>E. faecium</i>	Human, animal (multiple), plant, insect
	<i>E. durans</i>	Human, animal (multiple), insect
	<i>E. hirae</i>	Animal (multiple), plant
	<i>E. mundtii</i>	Soil, plant
	<i>E. villorum</i>	Animal (dog)
	<i>E. canis</i>	Animal (dog)
	<i>E. ratti</i>	Animal (rat)
	<i>E. asini</i>	Animal (donkey)
	<i>E. phoeniculicola</i>	Animal (bird)
	<i>E. canintestini</i>	Animal (dog)
	<i>E. thailandicus</i>	Human, animal (cattle)
<i>E. avium</i>	<i>E. avium</i>	Human, animal (multiple)
	<i>E. pseudoavium</i>	Human
	<i>E. malodoratus</i>	Animal (cattle)
	<i>E. raffinosus</i>	Human
	<i>E. gilvus</i>	Human
	<i>E. pallens</i>	Human
	<i>E. hermanniensis</i>	Animal (dog)
	<i>E. devriesei</i>	Animal (cattle)
	<i>E. viikkiensis</i>	Animal (broiler plant)
<i>E. gallinarum</i>	<i>E. gallinarum</i>	Human, animal (multiple), insect
	<i>E. casseliflavus</i>	Plant, soil, human, animal (multiple)
<i>E. cecorum</i>	<i>E. cecorum</i>	Animal (chickens)
	<i>E. columbae</i>	Animal (pigeon)
Ungrouped	<i>E. saccharolyticus</i>	Animal (cattle), sewage Seawater
	<i>E. aquimarinus</i>	Seawater
	<i>E. sulfureus</i>	Plant
	<i>E. dispar</i>	Human
	<i>E. italicus</i>	Animal (cattle)
	<i>E. camelliae</i>	Plant



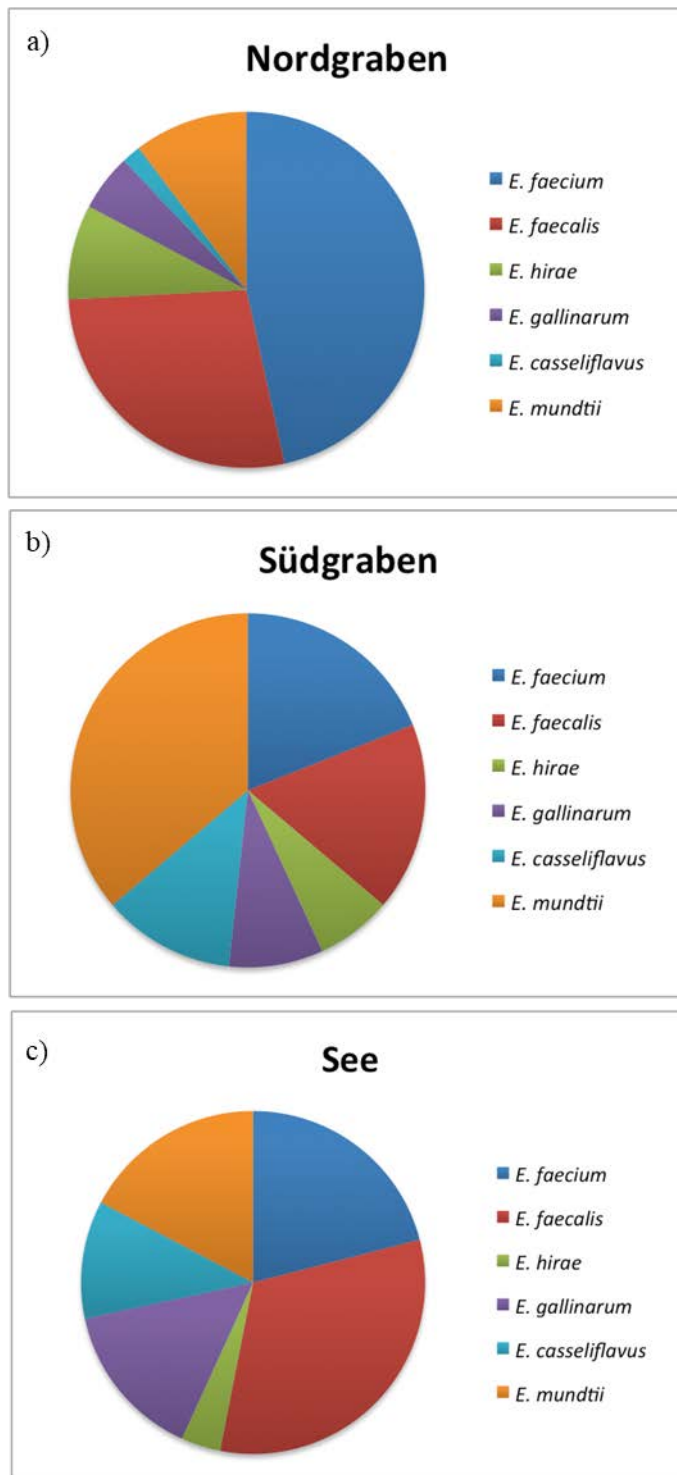


Abbildung 84: Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben aus **a)** dem Nordgraben, **b)** dem Südgraben und **c)** dem Neusiedler See. Alle Proben wurden im Zeitraum von Oktober 2014 bis Dezember 2015 entnommen. Pro Probenahme (=Wasserprobe) wurden jeweils 3 Enterokokkenkolonien isoliert. Anzahl der Wasserproben: Nordgraben (n=21), Südgraben (n=20), See (teilweise pro Tag mehrere Stellen beprobt; n=28). Anzahl der Enterokokkenisolate: Nordgraben (n=58), Südgraben (n=58), See (n=81).

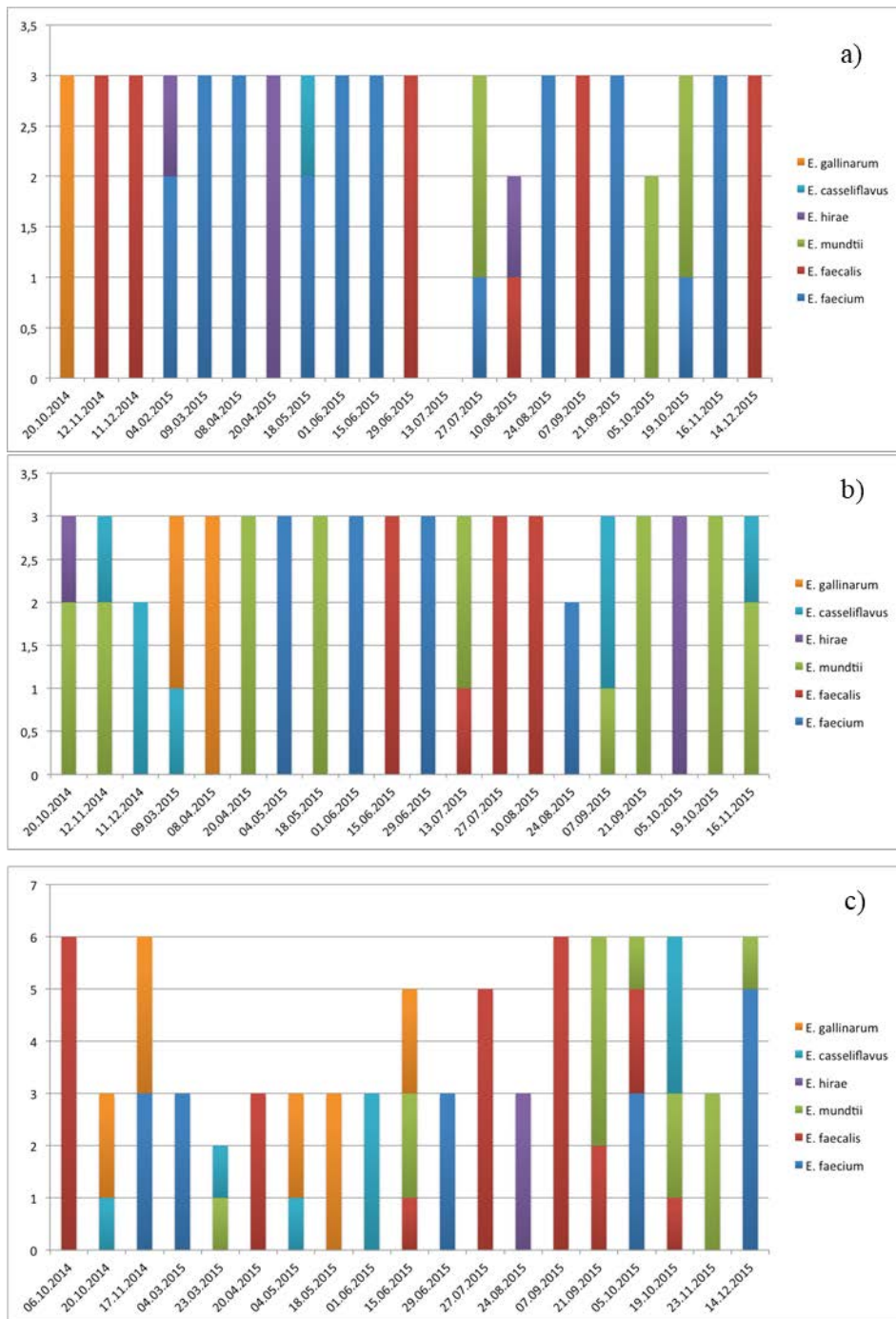


Abbildung 85: Verteilung der Enterokokkenarten in den Probenreplikaten aus a) dem Nordgraben (n=58 Isolate), b) dem Südgraben (n=58 Isolate) und c) dem Neusiedler See (n=81 Isolate) im Jahresverlauf.

TABELLE 33: ÜBERSICHT ÜBER DIE ZUSAMMENSETZUNG DER ENTEROKOKKENSPEZIES IN DEN PROBEN DER ANGEFÜHRTEN PROBENAHMESTELLEN AUS DEN JAHREN 2014/2015 (ANGABEN IN PROZENT)

Probenahmestelle	<i>E. faecalis</i>	<i>E. faecium</i>	<i>E. hirae</i>	<i>E. mundtii</i>	<i>E. gallinarum</i>	<i>E. casseliflavus</i>	Anzahl Proben-gesamt	Anzahl Proben-terme
Nordgraben	28	47	9	10	5	2	58	21
Südgraben	17	19	7	36	9	12	58	20
See (Seestellen 25, 26, 29, und 32 gepoolt)	32	21	4	17	15	11	81	15

#### 2.3.4.1.1 WEITERFÜHRENDES UNTERSUCHUNGSPROGRAMM: GENETISCHE BESTIMMUNG DER ENTEROKOKKENISOLATE

Um die Kontinuität der Datenerhebung über die fäkale Belastungssituation des Neusiedler Sees im Raum Podersdorf zu bewahren, wurden die Untersuchungen in dem weiterführenden Untersuchungsprogramm in modifizierter Form bis zum Jahresende 2016 fortgeführt.

In dem weiterführenden Untersuchungsprogramm bis zum Ende des Jahres 2016 waren im Raum Podersdorf folgende Probenpunkte vorgesehen: Probenpunkt 26 (EU-Badestelle), Probenpunkt 32 (Badestrand Podersdorf Nord), Probenpunkt 29 (Einlauf Kläranlage) sowie Probenpunkt 25 (Einlauf Golser Kanal). Zusätzlich wurde am Westufer ein weiterer Probenpunkt aufgenommen, Probenpunkt 13 (Zufluss Wulka).

Die Wulka hat im Hinblick auf die Wasserqualität des Sees große Bedeutung da entlang ihrer Fließstrecke die Abläufe mehrerer Kläranlagen eingebracht werden. Eine Beprobung entlang der Wulka vor und nach der Kläranlage ARA Schützen sowie beim Einlauf in den Neusiedler See, sollte einen ersten Einblick in die Situation vor Ort geben. Die hier erarbeiteten Ergebnisse sind als Voruntersuchung anzusehen. Eine detailliertere Untersuchung des gesamten Wulka-Deltas wäre Teil eines im Anschluss an die Pilotstudie vorgeschlagenen Monitoring-Programms.

##### 2.3.4.1.1.1 IDENTIFIKATION VON ENTEROKOKKEN AUS WASSERPROBEN BASIEREND AUF DEM 16S rRNA GEN

Ganz allgemein zeigte sich bei der Artenzusammensetzung der Enterokokken in dem Untersuchungsgebiet, dass jene Arten dominierten, die einer humanen fäkalen Verunreinigung zuordenbar sind. Die am häufigsten vorkommenden Arten waren hier *E. faecium* und *E. faecalis*. Die Daten sind in Abbildung 86 bis Abbildung 88 dargestellt. Bei Probenpunkt 26 (EU Badestelle) waren zwei Drittel (68%) aller untersuchten Proben den Spezies *E. faecium* und *E. faecalis* zuzuordnen. Neben diesen Spezies wurden auch *E. mundtii* sowie *E. casseliflavus*/*E. gallinarum* nachgewiesen. Die beiden Spezies *E. casseliflavus* und *E. gallinarum* werden in einer Gruppe zusammengefasst und können auch mit fäkaler Belastung durch den Menschen in Verbindung gebracht werden. Diese beiden Spezies sind sehr nahe miteinander verwandt und die DNA Sequenzen ihrer 16S rRNA Gene unterscheiden sich nur in wenigen Basen. Eine eindeutige Identifikation basierend auf der Sequenz des 16S rRNA Gens ist daher bisweilen sehr schwierig bis nicht möglich. Dieser Umstand war daher für die Entscheidung, eine Identifikation basierend auf einem anderen Gen zu implementieren, maßgebend (Ergebnisse siehe unten). Aus demselben Grund werden diese beiden Spezies im Folgenden als Gruppe *E. casseliflavus*/*E. gallinarum* dargestellt.

Die prozentuelle Zusammensetzung der Enterokokkenspezies in den Proben der angeführten Probenahmestellen (Abbildung 86 bis Abbildung 92) ist in Tabelle 34 dargestellt.

## 26 - EU Badestelle (2015 und 2016)

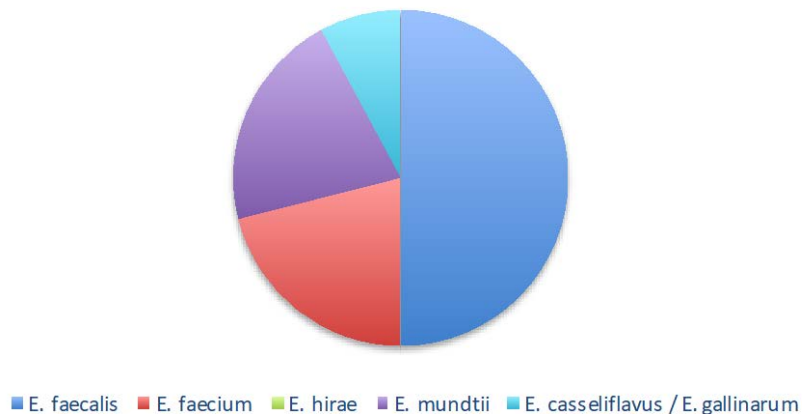


Abbildung 86: Podersdorf, EU-Badestelle (Stelle 26): Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben

Die Zusammensetzung der Enterokokkenarten am Probenpunkt 32 (Badestrand Podersdorf Nord) unterschied sich von der an der EU Badestelle (26) deutlich. Der Anteil von *E. faecium* und *E. faecalis* macht hier etwa 50% aller Proben aus. Neben den bereits ebenfalls an Probenpunkt 26 gefundenen Arten *E. casseliflavus/E. gallinarum* wurde hier zusätzlich noch *E. hirae* nachgewiesen. Nur etwa 15% der Proben waren *E. mundtii* zuzuordnen.

## 32 - Badestrand Podersdorf Nord (2015 und 2016)

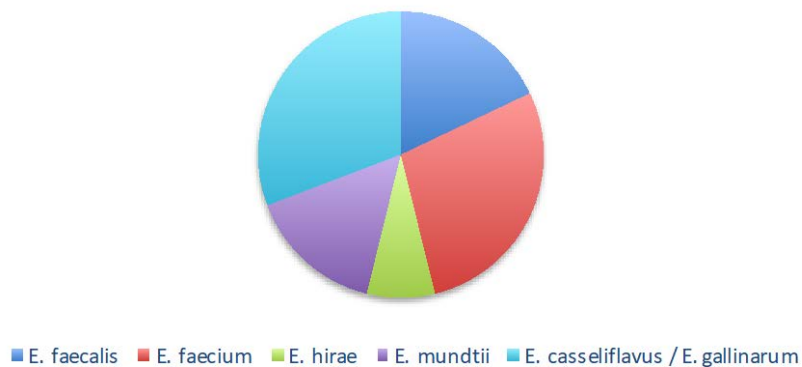


Abbildung 87: Podersdorf, Badestrand Nord (Stelle 32): Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben

An Probenpunkt 29 (Einlauf Kläranlage in den Neusiedler See) überwogen ebenfalls jene Arten, die einer humanen fäkalen Belastung zuzuordnen sind. Die Arten *E. faecalis*, *E. faecium* und *E. casseliflavus/E. gallinarum* machten insgesamt 83% aller Proben aus. Die restlichen 17% waren *E. mundtii* zuzuordnen.

## 29 - Einlauf Kläranlage (2014 und 2016)

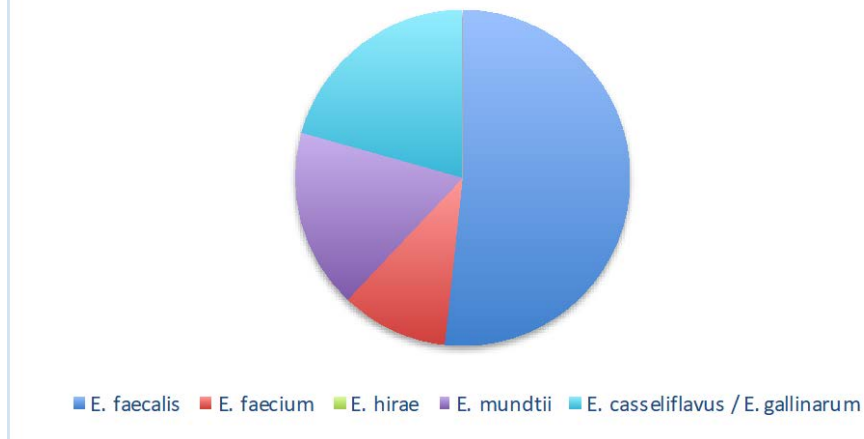


Abbildung 88: Podersdorf, Einlauf Kläranlage (Stelle 29): Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben

Entlang des Golser Kanals wurden vier Stellen beprobt: Golser Kanal – vor ARA Gols, Golser Kanal – nach ARA Gols, Golser Kanal – nach Bahnbrücke und schließlich Golser Kanal – Schönungsteich rechts, Einlauf in den See und Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal). Die Daten sind in Abbildung 89 dargestellt. Im Golser Kanal vor der ARA Gols dominierten *E. faecalis* und *E. faecium* (88%). Nach der ARA Gols sowie an dem Probenpunkt nach der Bahnbrücke konnten ausschließlich *E. faecalis* und *E. faecium* (50:50) nachgewiesen werden. Erst nach dem Schönungsteich rechts zeigte sich eine größere Diversität der Enterokokken-Spezies. An diesem Probenpunkt wurden sowohl *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. hirae*, *E. mundtii* als auch *E. casseliflavus/E. gallinarum* nachgewiesen. Die Spezies *E. faecium* und *E. faecalis* machten zusammen 44% der Proben aus. Die Artenzusammensetzung an der Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal) unterschied sich etwas von jener an der Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf), gemeinsam ist den beiden Probenstellen die Dominanz an *E. faecalis*. An der Seestelle 25 machten die Arten *E. faecium* und *E. faecalis* gemeinsam bereits 78% aller Spezies aus. Die restlichen 22% verteilen sich auf *E. hirae* und *E. mundtii*.



Abbildung 89: Probenahmestellen Golser Kanal (vor ARA, nach ARA, nach Bahnbrücke, Schöningsteich rechts) und Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal): Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben

Zusätzlich zu diesen vier Probenpunkten, die bereits auch schon in der Pilotstudie beprobt wurden, wurden in dem weiterführenden Untersuchungsprogramm auch noch drei weitere Probenpunkte aufgenommen. In der Wulka vor der Kläranlage ARA Schützen wurden *E. faecalis*, *E. faecium* und *E. hirae* nachgewiesen. Von diesen drei Spezies entfallen alleine 79% auf *E. faecalis* und *E. faecium* (Abbildung 90). Nach Einleitung des Ablaufs der Kläranlage zeigt sich ein ganz ähnliches Bild. Hier wurden dieselben drei Spezies identifiziert. *E. faecalis* und *E. faecium* machen hier insgesamt 87% aller Proben aus (Abbildung 91). Der letzte Probenpunkt lag direkt bei dem Einlauf der Wulka in den Neusiedler See. Hier verschiebt sich die Artenzusammensetzung etwas. Neben den bisher beobachteten Arten *E. faecalis*, *E. faecium* und *E. hirae* kommt hier noch *E. mundtii* hinzu. Diese Spezies macht hier insgesamt 21% der Proben aus (Abbildung 92).



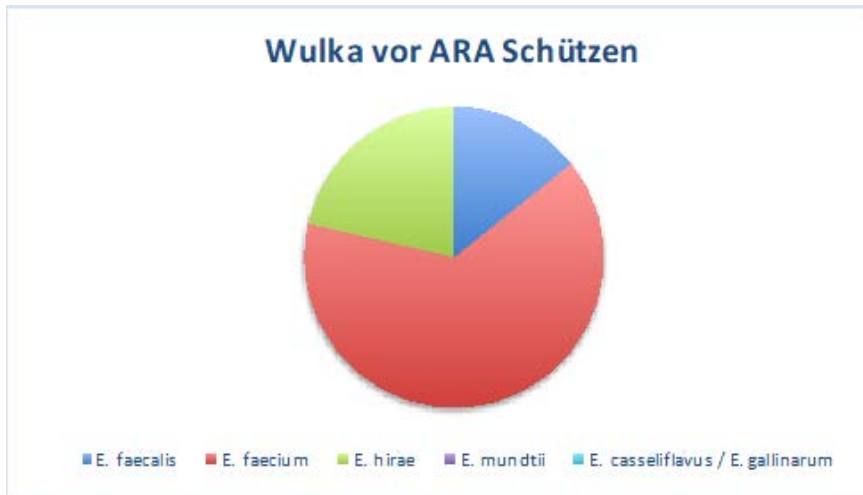


Abbildung 90. Wulka, vor ARA Schützen: Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben

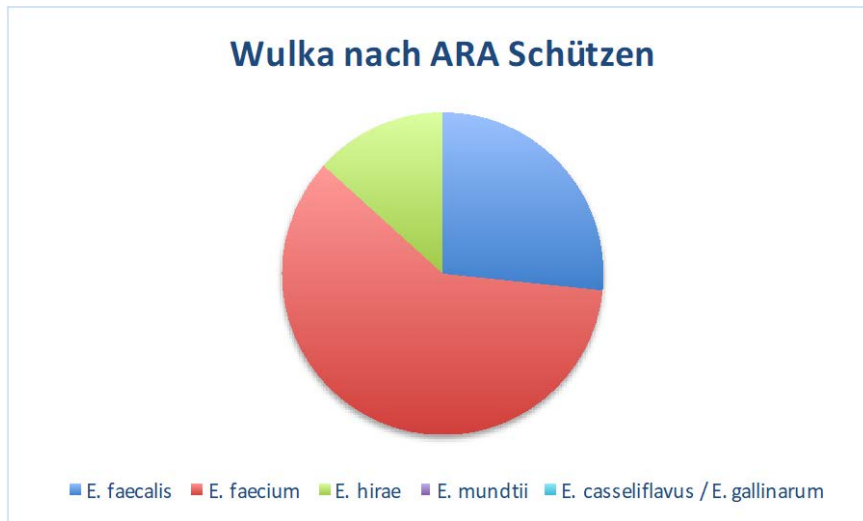


Abbildung 91. Wulka, nach ARA Schützen: Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben

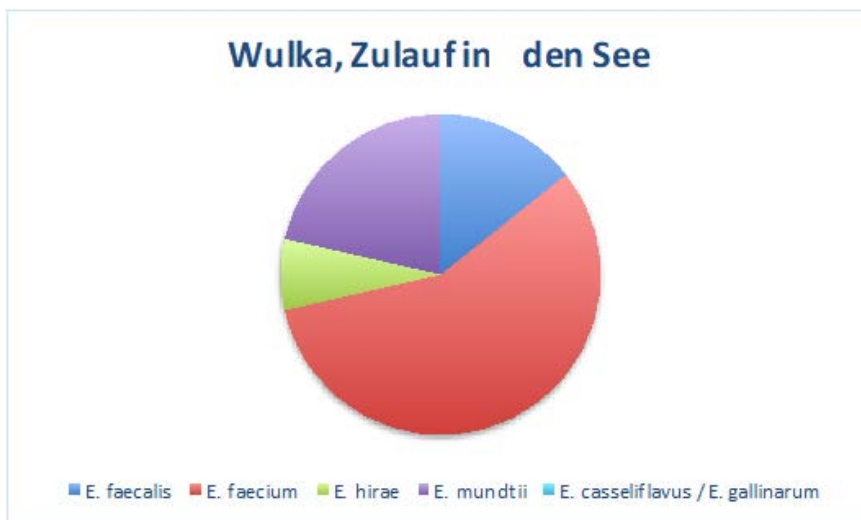


Abbildung 92. Wulka, Zulauf in den See: Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben

Die nachstehende Tabelle gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Spezieszusammensetzung an den verschiedenen Probenpunkten (Angaben jeweils in %). Zusätzlich ist auch die jeweilige Anzahl der Beprobungstermine sowie die Anzahl der untersuchten Proben ausgewiesen. Die zugehörigen Entnahmezeitpunkte finden sich in [TABELLE 35](#).

**TABELLE 34: ÜBERSICHT ÜBER DIE ZUSAMMENSETZUNG DER ENTEROKOKKENSPEZIES IN DEN PROBEN DER ANGEFÜHRTEN PROBENAHMESTELLEN (ANGABEN IN PROZENT)**

<b>Probenahmestelle</b>	<i>E. faecalis</i>	<i>E. faecium</i>	<i>E. hirae</i>	<i>E. mundtii</i>	<i>E. casseliflavus</i> / <i>E. gallinarum</i>	<b>Anzahl Proben-gesamt</b>	<b>Anzahl Proben-terme</b>
Wulka, vor ARA Schützen	14	64	21	0	0	15	5
Wulka, nach ARA	27	60	13	0	0	15	5
Wulka, Zulauf See	14	57	7	21	0	15	5
Golser Kanal, vor ARA	12	76	12	0	0	17	8
Golser Kanal, nach ARA	50	50	0	0	0	26	9
Golser Kanal, nach Bahnbrücke	50	50	0	0	0	8	4
Golser Kanal, Schönungsteich rechts	15	30	11	37	15	29	13
Einlauf Golser Kanal, Seestelle 25	61	17	6	17	0	18	8
EU Badestelle, Seestelle 26	50	21	0	21	8	38	14
Einlauf Kläranlage, Seestelle 29	52	10	0	17	21	29	11
Badestrand Podersdorf Nord, Seestelle 32	18	28	8	15	31	39	16
Wulkadelta, Seestelle 13	11	11	0	0	78	9	4

**TABELLE 35: ZEITPUNKTE DER ENTAHME DER PROBEN AUS** [Tabelle 34](#)

<b>Probenahmestelle</b>	<b>Probenahmejahr</b>
Wulka, vor ARA Schützen	2016/2017
Wulka, nach ARA	2016/2017
Wulka, Zulauf See	2016/2017
Golser Kanal, vor ARA	2016
Golser Kanal, nach ARA	2016
Golser Kanal, nach Bahnbrücke	2016
Golser Kanal, Schönungsteich rechts	2016
Einlauf Golser Kanal, Seestelle 25	2014/2016
EU Badestelle, Seestelle 26	2015/2016
Einlauf Kläranlage, Seestelle 29	2014/2016
Badestrand Podersdorf Nord, Seestelle 32	2015/2016
Wulkadelta, Seestelle 13	2016

2.3.4.1.1.2 IDENTIFIKATION VON ENTEROKOKKEN BASIEREND AUF DEM *SODA* GEN

Da die Sequenzen des 16S rRNA Gens verschiedener Enterokokkenspezies sehr ähnlich sind, beziehungsweise sich teilweise nur in einigen wenigen Basen voneinander unterscheiden, muss für eine Artzuordnung die gesamte Länge des 16S rRNA Gens untersucht werden. In einer einzigen Sequenzierungsreaktion ist dies nicht möglich. Daher wird das entsprechende DNA Stück von „vorne“ und von „hinten“ sequenziert. Die beiden Teilsequenzen werden anschließend zusammengefügt und dann mit in einer Datenbank vorhandenen Sequenzen abgeglichen. Der Vorteil bei der Verwendung der 16S Sequenz ist, dass eine bereits sehr umfangreiche Datenbank für den Sequenzabgleich zur Verfügung steht. Hierdurch kann ein gut abgesichertes Ergebnis erhalten werden.

In der vorliegenden Studie sollte aber auch ein Versuch unternommen werden, die Identifikation von Enterokokken-Arten zu vereinfachen. In der Literatur werden mehrere Gene beschrieben, die für eine Artzuordnung herangezogen werden können. Unter den verschiedenen beschriebenen Genen wurde das Gen *sodA* ausgewählt, um zu testen, ob eine Artzuordnung über dieses funktionale Gen erfolgreich durchgeführt werden kann. Die Verwendung funktionaler Gene hat den Vorteil, dass sich diese zwischen den einzelnen Arten stärker unterscheiden. Aufgrund dessen reicht ein kürzerer Genabschnitt für eine Identifikation der verschiedenen Arten aus.

Nachdem die DNA Ausbeute bei einigen Proben aus dem weiterführenden Untersuchungsprogramm sehr gering war, erfolgte die Identifikation von Enterokokken mittels des *sodA* Gens anhand von Proben, die aus der Pilotstudie stammen. Die Probenpunkte sind dieselben wie in der weiterführenden Untersuchung. Für alle Proben, die hier für eine Spezieszuordnung mittels Sequenzierung des *sodA* Gens herangezogen wurden, existierten bereits Sequenzierungen des 16S rRNA Gens. Hierdurch wurde es möglich, die Zuverlässigkeit der Speziesbestimmung mittels Sequenzierung des *sodA* Gens zu testen.

Insgesamt wurden 161 Proben von sechs verschiedenen Probenpunkten für den Vergleich herangezogen: Probenpunkt 26 (EU-Badestelle), Probenpunkt 32 (Badestrand Podersdorf Nord), Probenpunkt 29 (Einlauf Abwasserpfad Podersdorf) sowie Probenpunkt 25 (Zufluss Golser Kanal). Des Weiteren wurden Wasserproben aus dem Nordgraben (bei Rückhaltebecken) und aus dem Südgraben (Brücke neben Yachtclub) herangezogen. Die beiden letztgenannten Probenpunkte wurden in dem weiterführenden Untersuchungsprogramm nicht mehr beprobt sondern wurden nur für den methodischen Vergleich der Artbestimmung von Enterokokken verwendet.

**TABELLE 36: ERGEBNIS DER VERGLEICHENDEN UNTERSUCHUNG DER SPEZIESZUORDNUNG BASIEREND AUF DEM 16S RRNA GEN UND DEM SODA GEN**

<b>Probenpunkt</b>	<b>16S Sequenzen</b>	<b>sodA Sequenzen</b>	<b>ident</b>	<b>verschieden</b>
Einlauf Golser Kanal, Seestelle 25	6	6	6	0
EU Badestelle, Stelle 26	26	26	24	2
Einlauf Kläranlage Seestelle 29	5	5	5	0
Badestrand Podersdorf Nord, Seestelle 32	28	28	26	2
Nordgraben, nach Rückhaltebecken	56	56	54	2
Südgraben, Brücke bei Yachtclub	48	48	46	2

Anhand dieses sehr umfangreichen Datensatzes konnte gezeigt werden, dass eine Artbestimmung über die Ermittlung der *sodA* Sequenzen genauso gut funktioniert wie die Zuordnung über 16S rRNA Gen Sequenzen. Von insgesamt 169 Proben wurde bei 161 Proben dieselbe Spezieszugehörigkeit nachgewiesen, unabhängig davon, ob die Spezies über die Sequenz des 16S rRNA Gens oder des *sodA* Gens erfolgte. In nur 8 Fällen erfolgte eine unterschiedliche Zuordnung. Diese Sequenzen wurden anschließend noch einmal im Detail untersucht. Bei 7 dieser 8 Fälle zeigte sich, dass die Zuordnung, so wie sie über die Sequenz des *sodA* Gens erfolgte, richtig war. Nur in einem Fall konnte keine eindeutige Zuordnung getroffen werden, da hier die erhaltene Sequenz einige Unsicherheiten aufwies (an einigen Stellen konnte keine Base eindeutig zugeordnet werden).

#### 2.3.4.1.1.3 AUFBAU EINER DNA PROBENBANK

Neben den Untersuchungen der Enterokokken Isolate wurde auch eine DNA Probenbank für eine spätere Herkunftsbestimmung der fäkalen Belastung angelegt. Hierfür wurden einmal im Monat, von Mai 2016 bis November 2016, Proben an festgelegten Stellen entnommen. Die Wasserproben wurden an der MedUni Wien filtriert und die entsprechenden Filter bei -80°C gelagert. Diese Art der Lagerung erlaubt es, die Proben über einen längeren Zeitraum zu konservieren und bei Bedarf einer Ursachen- und Herkunftsabklärung mittels molekularbiologischer Analyse zu unterziehen. Diese Proben können jederzeit für weitere Analysen herangezogen werden (Tabelle 35).

**TABELLE 37: ÜBERSICHT ÜBER DIE IN DER DNA PROBENBANK VORHANDEN PROBEN**

Datum	Probenahmestellen	Probenanzahl gesamt	Anzahl Filter / Probe
Mai 2016	25, 26, 29	3	2
Juni 2016	25, 26, 29, 32	4	2
Juli 2016	13, 25, 26, 29	4	2
August 2016	13, 25, 26, 29	4	2
September 2016	13, 25, 26, 29	4	2
Oktober 2016	13, 25, 26, 29	4	2
November 2016	13, 25, 26, 29	4	2

#### 2.3.4.2 BESTIMMUNG WIRTSASSOZIIERTER BAKTERIOPHAGEN

Eine weitere Methode zur Bestimmung der Herkunft fäkaler Einträge ist die Untersuchung wirtsassoziierter Bakteriophagen. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden Bakteriophagen quantifiziert die ausgewählte Stämme von *Bacteroides* Arten infizieren. Die praktische Durchführung dieser Teilstudie erfolgte in Kooperation mit der Abteilung Wasserhygiene (MedUni Wien) und Prof. Maite Muniesa (Universität Barcelona). Die Isolierung der Phagen aus Wasserproben des Untersuchungsgebiets wurde in Wien durchgeführt und die Proben wurden anschließend zur weiteren Differenzierung nach Barcelona gesendet.

Bakteriophagen (kurz: Phagen) sind Viren, die auf Bakterien als Wirtszellen spezialisiert sind. Als Viren bezeichnet man ganz allgemein kleine, infektiöse Partikel, die aus Nukleinsäuren, Proteinen und gegebenenfalls Lipiden bestehen. Der Aufbau von Bakteriophagen folgt einem Grundbauplan: sie bestehen aus einem Kopfteil in dem sich das Genom befindet und einem Schwanzteil. Spikes an der Basalplatte dienen zum Anheften an die Wirtszelle (Abbildung 93).

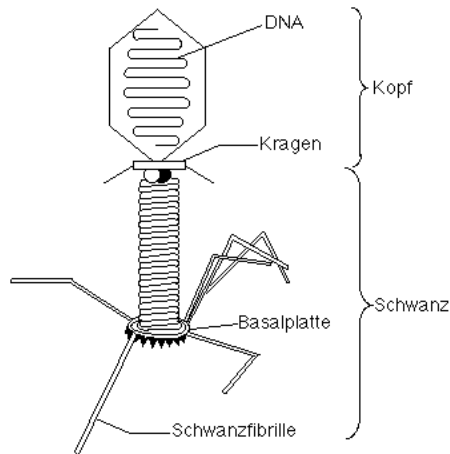


Abbildung 93: Schematische Darstellung des Aufbaus eines Bakteriophagen. Quelle: [http://e-learning.studmed.unibe.ch/Gen\\_Kurs/GEN\\_KURS/TECHN/KLON07.HTM](http://e-learning.studmed.unibe.ch/Gen_Kurs/GEN_KURS/TECHN/KLON07.HTM).

Bakteriophagen können sich, wie alle Viren, nur innerhalb einer Wirtszelle vermehren. Sie infizieren immer spezifische Bakterien, was vorwiegend auf das Vorhandensein oder die Abwesenheit spezifischer Rezeptormoleküle auf der Oberfläche der Bakterien zurückzuführen ist. Phagen weisen somit eine Wirtsspezifität auf weshalb sie auch zur Bestimmung von bakteriellen Erregern eingesetzt werden.

In Fäzes von Warmblütern stellen Bakterien der Gattung *Bacteroides* die am häufigsten auftretenden Bakterien dar. In Fäzes und Abwässern die fäkale Verunreinigungen enthalten, wurden Phagen detektiert die verschiedene Stämme von *Bacteroides fragilis*, *Bacteroides thetaiotaomicron*, *Bacteroides ruminicola* und *Bacteroides ovatus* infizieren (Jofre *et al.*, 2014). Eine Replikation von Bakteriophagen außerhalb des Verdauungstrakts von Warmblütern ist sehr unwahrscheinlich was darauf zurückzuführen ist, dass die bakteriellen Wirtszellen spezielle Anforderungen an ihren Lebensraum stellen (anaerobe Bedingungen, spezielle Nährstoffverhältnisse) und diese außerhalb des Verdauungstrakts von Warmblütern in der Umwelt in der Regel nicht gegeben sind. Aus diesem Grund sind Bakteriophagen als Indikatoren für die Herkunftsbestimmung fäkaler Einträge gut geeignet.

Aufgrund ihrer Wirtsspezifität zeichnen sich verschiedene Spezies der Gattung *Bacteroides* durch unterschiedliche Kompetenz aus, Bakteriophagen aus Abwässern zu detektieren. Das bedeutet, dass verschiedene *Bacteroides* Stämme sich in ihrer Effizienz unterscheiden, Bakteriophagen unterschiedlicher Fäkalquellen zu detektieren. Zusätzlich wurden in Europa große regionale Unterschiede beobachtet (Contreras *et al.*, 2002). So zeigte sich zum Beispiel dass ein in Großbritannien isolierter und dort erfolgreich zur Herkunftsbestimmung Human-assoziiierter Fäkaleinträge herangezogener Stamm im Süden Europas nicht erfolgreich zur Identifikation von Fäkaleinträgen verwendet werden konnte. Es ist daher notwendig entsprechend an die regionalen Gegebenheiten optimierte *Bacteroides* Wirtsstämme zur Identifikation von Bakteriophagen heranzuziehen.

In der vorliegenden Studie kamen daher zwei unterschiedliche *Bacteroides*-Stämme (GA17 und GB124) zur Identifikation von Phagen aus humanen Quellen zum Einsatz sowie zwei Stämme zur Detektion von tierischen Fäkalquellen: CW18 zur Identifikation von Rinder-assoziierten Fäkalkontaminationen und PL122 zur Identifikation von Geflügel-assoziierten Fäkalkontaminationen.

#### 2.3.4.2.1 ERGEBNISSE

Proben, die für die Bestimmung wirtsassoziiierter Phagen verwendet wurden, wurden an folgenden Probenahmestellen entnommen: Kläranlage Podersdorf (Rohabwasser, Zulauf), Kläranlage Podersdorf (gereinigtes Abwasser), Kläranlage Podersdorf (gereinigtes Abwasser nach UV-Desinfektion), Nordgraben (nach Rückhaltebecken, vor Schönungsteich 1), Schönungsteich 2 (Ablauf in den See), Julagraben (vor

Kläranlage Podersdorf), Südgraben vor Yachtclub. Alle Proben stammen aus dem Jahr 2015 (Beprobungszeitraum: 18.5.2015-7.9.2015).

Bei den Rohabwasserproben konnten in allen Einzelproben Human-assoziierte Bakteriophagen nachgewiesen werden (Tabelle 36). Die gefundenen Werte lagen für den *Bacteroidetes*-Wirtsstamm GA17 im Bereich von 2,4-3,7 log<sub>10</sub> /100 ml und für *Bacteroidetes*-Wirtsstamm GB124 im Bereich von 1,7-4,5 log<sub>10</sub> /100 ml. Auch im gereinigten Abwasser der Kläranlage Podersdorf wurden bis auf eine Einzelprobe alle Proben positiv auf das Vorhandensein von Human-assoziierten Bakteriophagen getestet. Die Werte lagen hier für GA17 im Bereich von 1,6-2,4 log<sub>10</sub> /100 ml und für GB124 im Bereich von 1,1-2,4 log<sub>10</sub> /100 ml. Im gereinigten Abwasser nach UV-Bestrahlung konnten keine Human-assoziierten Bakteriophagen nachgewiesen werden.

Betreffend die Oberflächengewässer wurden Human-assoziierte Bakteriophagen im Nordgraben nach dem Rückhaltebecken (GA: 1,1-3,3 log<sub>10</sub>/100 ml; GB124: 0,4-2,5 log<sub>10</sub> /100 ml), im Schönungsteich 2 (GA: 0,9-1,6 log<sub>10</sub> /100 ml; GB124: 0,4-2,7 log<sub>10</sub> /100 ml), im Julagraben (GA: 0,8 log<sub>10</sub> /100 ml; GB124: 0,4-1,8 log<sub>10</sub>/100 ml) sowie im Südgraben vor dem Yachtclub (GA: 0,4 log<sub>10</sub>/100 ml; GB124: 0,4-0,7 log<sub>10</sub>/100 ml) festgestellt.

Betreffend den Nachweis von Geflügel- und Rinder-assoziierten Bakteriophagen zeigt sich, dass sowohl in den Proben der Kläranlage Podersdorf als auch in den Proben aus den Oberflächengewässern nur wenige Einzelproben positiv waren. Die Werte lagen hier im Bereich von 0,7-2,1 log<sub>10</sub> /100 ml.

#### TABELLE 38: ZUSAMMENFASSUNG DER UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE ZUR BESTIMMUNG WIRTSASSOZIIERTER BAKTERIOPHAGEN.

ABKÜRZUNGEN: GA17 – BACTEROIDETES WIRTSSTAMM FÜR HUMAN-ASSOZIIERTE BAKTERIOPHAGEN (GA17 UND GB124), FÜR RINDER-ASSOZIIERTE BAKTERIOPHAGEN (CW18) UND FÜR GEFLÜGEL-ASSOZIIERTE BAKTERIOPHAGEN (PL122).

N.D. NICHT DETEKTIERBAR

Probenbezeichnung	Konzentration Anzahl Proben	GA17 human	GB124 human	CW18 Rind	PL122 Geflügel
Rohabwasser	Median (PFU/100 ml) Anzahl positive/ Gesamtprobenzahl	2,92 8/8	3,36 8/8	1,70 1/8	1,41 2/8
Gereinigtes Abwasser	Median (PFU/100 ml) Anzahl positive/ Gesamtprobenzahl	1,94 7/8	1,80 8/8	n.d. 0/8	1,19 1/8
Gereinigtes Abwasser, nach UV Desinfektion	Median (PFU/100 ml) Anzahl positive/ Gesamtprobenzahl	n.d. 0/6	n.d. 0/6	n.d. 0/6	n.d. 0/6
Nordgraben	Median (PFU/100 ml) Anzahl positive/ Gesamtprobenzahl	1,65 3/8	1,91 4/8	n.d. 0/8	n.d. 0/8
Schönungsteich 2	Median (PFU/100 ml) Anzahl positive/ Gesamtprobenzahl	1,49 3/8	1,18 5/8	n.d. 0/8	n.d. 0/8
Julagraben, vor ARA Podersdorf	Median (PFU/100 ml) Anzahl positive/ Gesamtprobenzahl	0,80 1/7	1,48 3/7	2,13 1/7	1,30 1/7
Südgraben, vor Yachtclub	Median (PFU/100 ml) Anzahl positive/ Gesamtprobenzahl	0,40 1/8	0,70 3/8	0,70 1/8	n.d. 0/8



### 2.3.5 DISKUSSION

Das Ziel dieses Arbeitspakets der Pilotstudie war die Machbarkeit und Status Quo des Einsatzes von molekularbiologischen Methoden zur Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontaminationen in den Gewässern des Projektgebietes zu evaluieren. Der Schwerpunkt war auf das Projektgebiet Podersdorf und seine potentiellen Abwassereintragsquellen gerichtet. Diese Pilotstudie sollte jedoch auch eine grundlegende Ausgangs- und Entscheidungsbasis für weitere Etablierungs- und Entwicklungsmaßnahmen dieser Methodik für den „Gewässerverbund“ des Neusiedler Sees und des Seewinkels darstellen. Methoden zur Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontaminationen sind mittel- bis langfristig dafür gedacht, ein zielorientiertes und proaktives und somit nachhaltiges mikrobiologisch-hygienisches Gewässermanagement in dieser komplexen Natur- und Tourismusregion signifikant zu unterstützen.

Die folgende Diskussion soll, anhand des zu Beginn des Projektes zusammengestellten Fragenkatalogs, die Resultate dieses Arbeitspakets zusammenfassend darstellen und die daraus resultierenden weiteren Vorgangsweisen ableiten.

#### **Fragenkatalog ARBEITSPAKET 3:**

##### **Was sind die potenziell bedeutenden Typen fäkaler Eintragsquellen in der untersuchten Region?**

Aufgrund der zu Beginn des Projektes durchgeführten Oberflächenbegehungen im Projektgebiet Podersdorf konnten die potenziell relevanten Typen fäkaler Eintragsquellen erhoben und die Notwendigkeit der zu etablierenden Nachweissysteme für genetische Fäkalmarker davon direkt abgeleitet werden. Neben der offensichtlichen Notwendigkeit von genetischen Fäkalmarkern zur Detektion von Fäkalien/Abwässer menschlichen Ursprunges, wurden seitens potenzieller tierischer Eintragsquellen das Rind, das Schwein und das Pferd (Nutztiere), sowie die Vogel- und die Fischwelt (Wildtiere) als Ziel wirtsassoziierter genetischer Fäkalmarker identifiziert. Zur Evaluierung der fäkalen Sensitivität und fäkalen Spezifität der zu etablierenden Nachweissysteme konnte eine entsprechende Fäkalprobenbank mit gut charakterisierten Proben aus dem Untersuchungsgebiet etabliert werden (Details siehe Kapitel 2.3.3.1.).

##### **Zeigen Human-assoziierte genetische Fäkalmarker eine ausreichende fäkale Spezifität/Sensitivität für die untersuchte Region und können diese verwendet werden, um den potentiellen Einfluss der Abwasserentsorgung von Podersdorf und der Umlandgemeinden auf die Wasserqualität des Sees zu untersuchen?**

**Genereller Hintergrund:** in den letzten Jahren wurde für Amerika, Europa und Asien eine Vielzahl von biochemischen Nachweissystemen zur Detektion von wirtsassozierten genetischen Fäkalmarkern vorgeschlagen. Rezente Studien haben jedoch gezeigt, dass eine eingehende Evaluierung der Anwendbarkeit dieser Verfahrensvorschläge in Bezug zur jeweiligen Region, das Untersuchungsgebiet und die entsprechende Fragestellung, durchzuführen ist. Das biochemische Nachweissystem der Wahl stellt derzeit die sogenannte quantitative Polymerase-Kettenreaktion dar (qPCR). Bei der Evaluierung der prinzipiellen Eignung des Verfahrens ist grundsätzlich zwischen zwei Dingen zu unterscheiden. Erstens, das qPCR Verfahren muss „biochemisch“ funktionieren und die Zielsequenzen korrekt, sensitiv und robust im DNA Extrakt nachweisen können. Zur Kontrolle stehen unterschiedliche PCR Leistungskriterien zur Auswahl. Diese Stufe der methodischen Evaluierung gehört zur unmittelbaren PCR Laboretablierung und Evaluierung des Nachweiseverfahrens (Details siehe Kapitel 2.3.3.2 und 2.3.3.3.). Ein gut funktionierendes qPCR Verfahren bedeutet jedoch nicht, dass es genetische Fäkalmarker mit den erwünschten diagnostischen Eigenschaften detektiert. Zwei wesentliche diagnostische Eigenschaften diesbezüglich stellen die fäkale Sensitivität und die fäkale Spezifität dar. Die fäkale Sensitivität beschreibt das Ausmaß der Erfassung fäkaler Kontaminationen in Bezug zur gewählten Zielgruppe eines qPCR Verfahrens. Beispielweise sollten Human-assoziierte Fäkalmarker daher in allen Abwässern humaner Herkunft nachweisbar sein. Die fäkale

Spezifität beschreibt das Ausmaß der Nicht-Erfassung fäkaler Kontaminationen in Bezug zu Nicht-Zielgruppen eines qPCR Verfahrens. Beispielsweise sollten humane Abwässer nicht durch genetische Fäkalmarker die für tierische Fäkalkontaminationen entwickelt wurden erfasst werden. Die Eigenschaft der fäkalen Sensitivität und der fäkalen Spezifität kann von Region zu Region stark variieren und muss daher spezifisch für das gewählte Untersuchungsgebiet und den Anwendungsfall überprüft werden. Dies wird im Nachfolgenden zur Beantwortung der Frage kurz dargestellt.

**Fäkale Spezifität und Sensitivität der etablierten Nachweisverfahren:** Es konnte gezeigt werden, dass die ausgewählten und erfolgreich laboretablierten qPCR Verfahren **BacHum** und **HF183II** eine sehr gute fäkale Sensitivität zum Nachweis **Human-assoziiierter genetischer Fäkalmarker** für das Untersuchungsgebiet aufweisen. Die nachgewiesenen Konzentrationen an Human-assoziierten genetischen Fäkalmarkern traten in sehr hohen Konzentrationen in allen untersuchten Fäzes- und Abwasserproben humaner Herkunft auf (Details siehe Resultate, Kapitel 2.3.3.3.).

Betreffend der fäkalen Spezifität muss festgehalten werden, dass Human-assoziierte genetische Fäkalmarker von BacHum und HF183II auch in mehreren tierischen Fäkalproben, vor allem in Vogelkotextrakten, nachzuweisen war (d.h. falsch positive Resultate). Die nachgewiesenen Konzentrationen waren jedoch um Größenordnungen geringer als in Fäzes- und Abwasserproben humaner Herkunft. Eine Beeinflussung des Ergebnisses ist daher nur bei einem sehr ungünstigen Verhältnis von fäkalem Vogel- zu Menscheneintrag zu erwarten.

Die Anwendbarkeit des BacHum und HF183II Verfahrens zum Nachweis des Eintrages menschlicher Exkrementen und Abwässer ist aus Sicht der fäkalen Sensitivität und fäkalen Spezifität, unter Berücksichtigung spezifischer Vorsichtsmaßnahmen bei der Interpretation der Daten, gegeben. Zur unterstützenden Interpretation der Daten wird die Kombination mit wirtsassoziierten genetischen Vogelmarkern empfohlen, um das mögliche Auftreten von Kreuzreaktion abschätzen zu können. Ein Verbesserungspotential hinsichtlich der fäkalen Spezifität erscheint bei BacHum und HF183II mittel- bis langfristig jedoch gegeben. Es ist zu betonen, dass BacHum und HF183II derzeit die weltweit tauglichsten Verfahren darstellen.

### **Zeigen benötigte tierassoziierte genetische Fäkalmarker eine ausreichende Spezifität und Sensitivität für die untersuchte Region?**

**Derzeit fehlende qPCR Verfahren.** Für die potentiellen fäkalen Verschmutzungsquellen Pferd (Kategorie Nutztier) sowie Fischwelt (Kategorie Wildtiere) liegen derzeit keine qPCR Verfahren zur Bestimmung wirtsassoziiierter genetischer Fäkalmarker vor. Hier besteht zukünftig methodischer Entwicklungsbedarf. Für die Vogelwelt (Kategorie Wildtiere) besteht derzeit eine unzureichende Abdeckung der vorhandenen qPCR Verfahren zur Quantifizierung von Vogelgruppen-assoziiierter genetischer Fäkalmarker. Für potentiell wichtige Eintragsquellen aus der Vogelwelt sind für den gesamten Eintrag aus der Vogelwelt sowie der Gruppe der Gänse und Enten derzeit keine verlässlichen Verfahren vorhanden. Hier besteht zukünftig ebenfalls methodischer Entwicklungs- bzw. Verbesserungsbedarf (Details siehe Resultate, Kapitel 2.3.3.3.).

**Fäkale Spezifität und Sensitivität vorhandener Nachweisverfahren:** Die qPCR Verfahren **BacR** für Wiederkäuer (Rinder) sowie **Pig2Bac** für Schweine erbrachten eine exzellente fäkale Sensitivität und fäkale Spezifität. Die entsprechenden genetischen Fäkalmarker konnten in allen fäkalen Proben der Zielquellen in höchsten Konzentrationen nachgewiesen werden. In Nicht-Zielquellen waren diese nicht oder nur in sehr seltenen Fällen in geringsten Konzentrationen vorhanden. Aus Sicht der fäkalen Sensitivität und fäkalen Spezifität sind diese Nachweisverfahren für das Untersuchungsgebiet bestens geeignet. Der Umstand, dass BacR fäkale Kontaminationen von Wiederkäuern im Generellen nachweist (d.h. Wild- und Nutztiere), ist bei der Interpretation entsprechend zu berücksichtigen. Ähnliches gilt für das Pig2Bac Verfahren, das fäkale

Einträge von Haus- (die Rasse Mangalitza inkludierend) und Wildschwein gleichermaßen detektiert (Details siehe Resultate, Kapitel 2.3.3.3.).

Das qPCR Verfahren für Möwen (**Cat998**) erbrachte ebenfalls eine zufriedenstellende fäkale Sensitivität. Die fäkale Spezifität erscheint bedingt ausreichend, kann jedoch bei hohen Konzentrationen durch fäkale Einträge von Fischen bei Cat998 sowie bei fäkalen Einträgen durch Säugetiere falsch positive Resultate erbringen. Der Konzentrationsunterschied zu den richtig positiven Targets (Möwe) ist jedoch im Mittel um mehrere Zehnerpotenzen geringer (Details siehe Resultate, Kapitel 2.3.3.3.). Eine vorsichtige Interpretation der Resultate im Kontext zur Gesamtsituation ist zu empfehlen.

### **Können qPCR Verfahren zur Bestimmung genetischer Fäkalmarker in der Wassermatrix des Untersuchungsgebietes angewendet werden?**

Störende und interferierende Matrices in Umweltproben können eine große bis unüberwindliche Herausforderung bei der Extraktion von DNA darstellen. Oftmals werden umfangreiche Prozeduren benötigt um eine Probe für die erfolgreiche DNA-Extraktion vorzubereiten. Für Wasserproben aus dem Untersuchungsgebiet Neusiedler See zeigte sich im Zuge der Untersuchungen, dass die Matrix einiger Proben einen extrem störenden Einfluss auf die Extraktion mittels branchenüblichen Extraktionsverfahren von DNA hatte (vor alle bei Proben aus dem Seestandort). Diese DNA Extraktionsverfahren sind daher für das Untersuchungsgebiet nicht anwendbar. Es waren daher umfangreiche Untersuchungen notwendig, um die Art des Problems zu verstehen und davon abgeleitet eine Lösungsstrategie zu entwickeln.

Im Rahmen einer eigens dafür geplanten Versuchsserie konnte festgestellt werden, dass vor allem Sediment- und Tonanteile in den Wasserproben für eine verminderte DNA Ausbeute bei der Extraktion verantwortlich sind. Gestützt wurde diese Annahme durch eine ausführliche Literaturstudie bei der sich herausstellte, dass diese Sediment- und Tonanteile die DNA adsorbieren und selbige mit diesen Anteilen bei der Extraktion abgeschieden wird. Es wurde daher das Extraktionsprotokoll dahingehend an die Probenmatrix adaptiert, dass zu Beginn des Extraktionsprozesses eine Absättigung dieser Sediment- und Tonanteile mit einem zugefügten Reagenz erreicht wird, die eine Adsorption der aus den Bakterienzellen freigesetzten DNA verhindert. Anhand dieser **erfolgreichen Weiterentwicklungen** steht nun ein **DNA-Extraktionsprotokoll** zur Verfügung, das für das Untersuchungsgebiet geeignet ist.

Um die Effizienz der DNA Extraktion reproduzierbar überprüfen zu können, wurde zusätzlich ein **Referenz-Zellstandard (DeTaCS)** entwickelt und routinemäßig der Extraktion der Wasserproben beigesetzt. Durch Kenntnis der pro Extraktion zugesetzten Menge eines Referenz-Zellstandard kann daher eine Qualitätskontrolle eingeführt werden (Bestimmung der Wiederfindungsrate und Effizienz der DNA Extraktion). Mit Hilfe dieser Prozesskontrolle konnte erstmals festgestellt werden, dass die Wassermatrix von Proben aus dem Bereich der Kläranlage Podersdorf sowie aus den umliegenden Oberflächengewässern der Entwässerungsgräben der Vorfluter keinen störenden Einfluss auf die Ausbeute der weiter entwickelten DNA Extraktion hatte. Auch bei der überwiegenden Anzahl der Proben des Standortes des Neusiedler Sees konnte eine erfolgreiche Extraktion belegt werden. Lediglich ein paar Zeitpunkte zeigten, dass die Wiederfindungsrate des Referenz-Zellstandards zu gering war. Dies war höchstwahrscheinlich auf Zeitpunkte mit extremen Konzentrationen an Schwebstoffen in der Probe verbunden, zu denen die Methodik auf ihre Grenzen stößt bzw. einer weiteren Feinpassung bedarf.

Der erfolgreiche Einsatz des Referenz-Zellstandards unterstreicht somit die Wichtigkeit einer internen Prozesskontrolle. Ohne selbige wäre eine korrekte Interpretation der erhobenen Daten nicht möglich gewesen. Für die Etablierung eines zukünftigen Monitoringprogramms für das Gebiet des Neusiedler Sees wird daher der standardmäßige Einsatz eines Referenz-Zellstandards zur Qualitätskontrolle unbedingt empfohlen.

Im Gegensatz zu den Problemen mit der DNA-Extraktion, konnten keine Interferenzprobleme (z.B. Inhibition der PCR Reaktion durch Begleitstoffe) bei der Messung des DNA-Extraktes festgestellt werden. Die weiterentwickelte Extraktionsmethode ist daher auch zum Erhalt eines PCR-tauglichen Extraktes für das Untersuchungsgebiet geeignet.

### **Sind methodische Weiterentwicklungen von qPCR Verfahren für das Untersuchungsgebiet notwendig?**

Diese Frage wurde bereits eingehend behandelt und diskutiert (siehe oben stehende Punkte).

### **Können die Abwassersignaturen im Verlauf der ausgesuchten Probenstellen (d.h. Kläranlage - Entwässerungskanal – Schönungsteich – Schilf – Seestandort) methodisch nachgewiesen werden?**

Aufgrund der schwierigen Probenmatrix an einigen Standorten des Untersuchungsgebietes, musste ein neues DNA-Extraktionsverfahren entwickelt und etabliert werden. Die nachfolgend diskutierten Ergebnisse beziehen sich daher alle auf dieses neue Verfahren. Darüber hinaus wurden alle Analysen/Extraktionen mit dem entwickelten Referenz-Zellstandard (DeTaCS) versetzt, um die Funktionstüchtigkeit des Extraktionsverfahrens auf Einzelprobenbasis überprüfen zu können. Um dieser Qualitätskontrolle zu entsprechen musste eine definierte Mindestkonzentration dieses Standards nach der Extraktion mittels qPCR Verfahren vorgefunden werden (Details siehe 2.3.3.5.).

Alle DNA-Extraktionen aus dem Rohabwasser und gereinigtem Abwasser, einschließlich der Proben nach der UV-Desinfektion (n = 26) lieferten eine ausreichende Extraktionseffizienz und auswertbare PCR-Ergebnisse (d.h. keine PCR Inhibition feststellbar). Auch die DNA-Extrakte der Wasserproben aus den diversen Grabensystemen (d.h. Julagraben bei Einleitung Grundwasser, Julagraben vor ARA, Nordgraben nach ARA, Südgraben bei Georgshof, Südgraben bei Yachtclub, Golser Kanal vor ARA, Golser Kanal nach ARA) und den Abläufen nach Schönungsteichen (Ablauf nach Schönungsteich 2, Golser Kanal Schönungsteich rechts) lieferten ebenfalls eine ausreichende Extraktionseffizienz (n = 110) und auswertbare PCR-Ergebnisse (d.h. keine PCR Inhibition feststellbar). Für den Seestandort 26, mit besonders hohen Schwebstoffanteilen, zeigte der überwiegende Anteil der untersuchten Wasserproben ebenfalls eine ausreichende Extraktionseffizienz (n = 12) sowie auswertbare PCR-Ergebnisse (d.h. keine PCR Inhibition feststellbar). Lediglich 5 Proben (d.h. 28%) passierten, aufgrund einer zu niedrigen DNA-Extraktionseffizienz, die definierte Qualitätskontrolle nicht. Für diese Proben waren die Modifikationen des Extraktionsprotokolls offensichtlich nicht ausreichend. Diese 5 Proben waren jedoch der PCR Auswertung zugänglich (d.h. keine Inhibition der Reaktion) und die Ergebnisse hätten ohne Qualitätskontrolle zu potentiell falsch negativen Ergebnissen geführt. Der Versuch einer weiterführenden Modifikation/Optimierung der Extraktionsmethode - für diese sehr speziellen Situationen - wird vorgeschlagen (Details siehe 2.3.3.5.).

Mit Hilfe der erfolgreich etablierten qPCR Verfahren BacHum und HF183II zur Quantifizierung von Mensch-assoziierten genetischen Fäkalmarkern, der modifizierten DNA-Extraktionsmethode, sowie der entwickelten Prozesskontrolle (Referenz-Zellstandard DeTaCS) konnte ein erster „Snapshot“ der Abwassersignaturen an den ausgewählten Untersuchungsstellen etabliert werden. Die dargestellten Ergebnisse sind jedoch in diesem Sinne als exemplarisch und daher als vorläufig zu betrachten und weiterführende Untersuchungen sind notwendig. Eine abschließende Betrachtung der Situation war nicht Ziel dieser Pilotstudie.

Die Mediane der vorgefundenen Konzentrationen waren im Roh- und gereinigten Abwasser der ARA Podersdorf  $\geq 100$  bzw.  $\geq 1$  Million Human-assoziiierter Fäkalmarker pro 100 ml Probe. Die UV Bestrahlung zeigte eine geringe Reduktionswirkung auf die genetischen Marker. Dies war auch zu erwarten, da der

Ursprung der genetischen Marker lebende, tote, und auch UV-inaktivierte Zellen mit PCR-zugänglicher DNA-Region, darstellt.

Der Nordgraben, nach ARA Einleitung, zeigte typische und zu erwartende Abwassersignaturen, in medianen Größenordnungen von 0,1 bis 1 Million Human-assoziiierter Fäkalmarker pro 100 ml Wasserprobe. Der Julagraben auf Höhe der Grundwassereinleitung zeigte hingegen sehr selten (lediglich in 3 von 16 Untersuchungen) einen positiven Nachweis auf menschliche Fäkaleinträge. Im Gegensatz dazu, lieferte die Untersuchungsstelle Julagraben vor ARA Einleitung in ca. 80% der Untersuchungen bereits eindeutige Abwassersignaturen, mit medianen Konzentrationen von 1000 Fäkalmarkern pro 100 ml (BacHum). Nach den Schönungsteichen konnten Mediane Konzentrationen von etwa 10.000 humanen Fäkalmarkern (BacHum) pro 100 ml detektiert werden (positive Nachweise in 15 von 16 Untersuchungen).

Die Untersuchungsstelle Südgraben bei Georgshof zeigte ebenfalls in 9 von 13 Fällen Human-assoziierte Abwassersignaturen, wenn auch in geringerem Ausmaß als im Vergleich mit dem Nordgraben, mit medianen Konzentrationen von etwa 1000 Fäkalmarkern pro 100 ml. Die Stelle Südgraben beim Yachtclub lieferte in etwa 30% der auf BacHum untersuchten Proben positive Resultate.

Keine der verfügbaren tierischen Fäkalmarker erbrachten relevante Nachweise für die untersuchten Wasserproben (Details siehe 2.3.3.5.).

Der Golser Kanal zeigte bereits vor der ARA-Einleitung mediane Konzentrationen von bis zu 100.000 Human-assoziiierter Fäkalmarkern pro 100 ml. Nach ARA Einleitung erhöhten sich die Konzentrationen dieser Fäkalmarker um etwa eine Zehnerpotenz. Der Golser Kanal beim Schönungsteich rechts zeigte mediane Konzentrationen zwischen 10.000 und 50.000 Human-assoziierte Fäkalmarkern pro 100 ml. Ausgenommen Wiederkäuer-assoziierte Fäkalmarker in sehr geringen Konzentrationen (<1000 Marker pro 100 ml) konnten keine der anderen verfügbaren Tier-assoziierten Marker nachgewiesen werden (Details siehe 2.3.3.5.).

Für die Seestelle 26 (Referenzstelle zur Erhebung der Badewasserqualität) konnten an 10 der 12 qualifizierten Analysentermine keine Mensch-assoziierten genetischen Fäkalmarkern mit dem etablierten qPCR Verfahren BacHum und HF183II nachgewiesen werden. An zwei Terminen waren jedoch Mensch-assoziierte Nachweise in der Größenordnung von etwa 1000 Fäkalmarkern pro 100 ml für BacHum und an einem Termin für HF183II mit > 100 Fäkalmarkern pro 100 ml vorhanden. Nachweise für fäkalen Einfluss von Möwen waren ebenfalls an 2 Terminen feststellbar, diese zeigten jedoch eine geringere Konzentrationen als BacHum und deckten sich nicht mit dem Zeitpunkt des Nachweises für Mensch-assoziierte Fäkaleinträge. Genetische Fäkalmarker von Nutztieren konnten keine nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse indizieren, dass zu gewissen Zeitpunkten auch an der Seestelle 26 ein Einfluss durch Human-assoziierte Fäkaleinträge gegeben sein kann. Die Nachweishäufigkeit und Konzentrationen von Mensch-assoziierten Fäkalmarkern sind an der Stelle 26 zwar wesentlich geringer als in den Grabensystemen und Vorflutern der Abwasserentsorgung von Podersdorf, jedoch eindeutig nachweisbar.

Abschließend kann festgehalten werden, dass mit Hilfe der erfolgreich etablierten qPCR Verfahren BacHum und HF183II Human-assoziierte Abwassersignaturen vom Rohabwasser über die Abwasserreinigung und über die Entwässerungsgräben bis in den See methodisch nachgewiesen werden konnten. Es zeigte sich, dass Human-assoziierte Abwasseremissionen nicht nur beim Ablauf der ARA Podersdorf, sondern auch von anderen Stellen des Abwasserentsorgungszuges in die Entwässerungssysteme gelangen. Dies erscheint kritisch, da diese Emissionen offensichtlich in nicht-gereinigter und nicht-desinfizierter Form in die Vorfluter abgegeben werden können (weiterer Klärungsbedarf ist gegeben).



### **Sind zusätzliche alternative Methoden zur Klärung der Herkunft der fäkalen Verschmutzungen notwendig?**

Aufgrund der erhaltenen Ergebnisse zeigte sich die prinzipielle Eignung der etablierten und evaluierten qPCR Verfahren zum Nachweis von Mensch- und Tier-assoziierten genetischen Fäkalmarkern. Eine akute Notwendigkeit diese Methoden durch andere Parameter zu erweitern ist aus derzeitiger Sicht daher nicht gegeben. Es scheint jedoch sinnvoll diese Methodik durch komplementäre Fäkalmarker mit unterschiedlicher Mobilität und Persistenz (z.B. Human-spezifische Viren wie etwa humane Adenoviren oder humane Polyomaviren) mittelfristig zu ergänzen, um an kritischen Untersuchungspunkten eine durch unterschiedliche Parameter gestützte und robuste Aussage zu bekommen. Die Ergebnisse einer kürzlich publizierten Studie zum Auftreten von Adeno- und Polyomaviren im Abwasser österreichischer Abwasserentsorgungsanlagen (einschließlich der Anlage Podersdorf) stützen diesen komplementären Ansatz (Mayer *et al.* 2016).

Die dargestellten Methoden zur Quantifizierung von wirtsassoziierten oder wirtsspezifischen Fäkalmarkern agieren methodisch unabhängig zu den bakteriologischen Standardfäkalindikatoren *E. coli* und intestinale Enterokokken (als komplementäre Ergänzung aufzufassen). Aufgrund der taxonomischen Vielfalt und Zeigereigenschaften intestinaler Enterokokken wäre ein weiterführendes Verfahren zur Charakterisierung und Artbestimmung dieser Organismen sinnvoll.

### **Welche komplementären Parameter zur Unterstützung der Methodik können empfohlen werden?**

Die getesteten wirtsassoziierten Fäkalphagen erscheinen für eine komplementäre Anwendung prinzipiell geeignet. Die geringen Konzentrationen in Abwasser benötigen jedoch eine Anreicherung aus einem größeren Volumen. Bei Realisierung größerer Probenvolumina könnte jedoch gleich auf humane Viren zurückgegriffen werden (siehe obiger Punkt), die eine ähnliche Persistenz wie Phagen jedoch eine „absolute“ Fäkalspezifität aufweisen (d.h. nur bei Mensch vorkommend).

Die genetische Gruppen- und Artbestimmung von intestinalen Enterokokken erscheint sehr vielversprechend. Repräsentative Vertreter, mittels Standardverfahren gezüchteter Enterokokken können, wie in der Studie eindrucksvoll gezeigt, sehr effizient anhand von PCR-basierenden Systemen DNA-sequenziert und danach identifiziert werden. Im Weiteren ist jedoch abzuklären, welche Enterokokken-Gene am besten zur Identifikation herangezogen werden können. Die Art-Identifikation lässt eine bessere Interpretation der Zeigerwirkung der gezüchteten Enterokokken zu, d.h. sind die erhaltenen Arten fäkalen oder nicht-fäkalen Ursprunges? Darüber hinaus kann die Populationszusammensetzung der gezüchteten Enterokokken weitere Information zur Herkunftsermittlung geben.

## 2.3.6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

### 2.3.6.1 PILOTSTUDIE 2014-2016

Auf Basis einer erfolgreichen Weiterentwicklung der branchenüblichen DNA-Extraktion als auch Etablierung eines Referenz-Zellstandards (zur Qualitäts- und Prozesskontrolle) konnte die schwierige Wassermatrix der zu untersuchenden Gewässer im Projektgebiet für die Analyse mittels quantitativer PCR (qPCR) zugänglich gemacht werden. Zahlreiche qPCR Verfahren zur Quantifizierung wirtsassoziiierter genetischer Fäkalmarker, die für das Untersuchungsgebiet von Bedeutung sind, konnten darüber hinaus im Labor etabliert und für Fragestellung getestet werden (siehe Tabelle 37). Es konnte eindrucksvoll gezeigt werden, dass zur Erfassung von Mensch-assoziierten Fäkaleinträgen (d.h. gereinigtes und ungereinigtes kommunales Abwasser, direkter Fäkaleintrag) die bakteriellen qPCR Nachweiseverfahren BacHum und HF183II prinzipiell geeignet sind Human-assoziierte kommunale Abwassersignaturen vom Rohwasser über die Abwasserreinigung und Vorfluter bis in den See hin verfolgen zu können. Bei der fäkalen Spezifität



dieser Verfahren konnte ein gewisses Verbesserungspotential identifiziert werden (siehe Tabelle 37). Bei sachgerechter Anwendung und umsichtiger Interpretation sollte jedoch einer erfolgreichen Anwendung auf Basis der derzeit verfügbaren Methodik nichts im Wege stehen Human-assoziierte Fäkaleinträge detektieren zu können. Zur Erfassung alternativer tierischer fäkaler Eintragsquellen besteht für Pferd, Vogel, und Fisch weiterer Entwicklungsbedarf (siehe Tabelle 37). Fäkale Einträge von Rind und Schwein sind hinsichtlich der fäkalen Sensitivität und Spezifität sehr gut erfassbar (siehe Tabelle 37).

Im Zuge einer Anwenderevaluierung wurde ein erster „Snapshot“ für das Untersuchungsgebiet Podersdorf erstellt. Mit Hilfe dieser Methodik konnten die potentiellen Eintragswege von Mensch-assoziierten Fäkal- und Abwassereinträgen in den See „sichtbar“ gemacht werden. Überraschenderweise erwies sich nicht nur der Ablauf der Kläranlage als potentielle Eintragsquelle, sondern es waren auch Untersuchungsstellen im Bereich Julagraben (oberhalb der Einleitung der ARA) und Südgraben eindeutig mit Mensch-assoziierten Abwassersignaturen verknüpft. Dieses Ergebnis ist kritisch zu sehen, da es zeigt, dass Mensch-assoziierte fäkale Emissionen direkt aus dem Abwassersystem in die Vorfluter gelangen können (die teilweise nicht über die Kläranlagen und Desinfektionsstrecke gehen) und die somit eine hygienisch relevante Belastung des Wassers des Neusiedler Sees darstellen. Darüber hinaus indizieren diese ersten Ergebnisse der Pilotstudie, dass zu gewissen Zeitpunkten auch an der Seestelle 26 (Referenzpunkt zur Erfassung der Badewasserqualität) ein Einfluss durch Human-assoziierte Fäkaleinträge gegeben war. Die Nachweishäufigkeit und Konzentrationen von Mensch-assoziierten Fäkalmarkern waren an der Stelle 26 zwar um Größenordnungen geringer als in den Grabensystemen/Vorflutern der Abwasserentsorgung, jedoch eindeutig nachweisbar. Tierische Fäkalquellen waren in den Graben- und Vorflutersystemen, auf Basis der derzeit verfügbaren (und limitierten) Nachweissysteme, von untergeordneter Bedeutung.

Die Methode zur fäkalen Herkunftsbestimmung, die auf der Identifikation von wirtsassoziierten Bakteriophagen von *Bacteroides*-Stämmen beruht, bestätigte die überwiegend humanen Eintragsquellen. Proben mit Rinder-assoziierten und Geflügel-assoziierten Fäkalkontaminationen traten nur sporadisch auf.

**TABELLE 39: ÜBERSICHT ÜBER DIE VERFÜGBAREN/FEHLENDEN NACHWEISVERFAHREN (QPCR) ZUR QUANTIFIZIERUNG VON WIRTSASSOZIIERTEN GENETISCHEN FÄKALMARKERN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET.**

Potentielle Verursacher	Methoden in der Literatur beschrieben	Anwendbarkeit im Labormaßstab	fäkale Sensitivität	fäkale Spezifität	Nachweismethode grundsätzlich geeignet	weiterer Entwicklungsbedarf
Mensch, Abwasser	✓	✓	✓	✓	✓	
Rind	✓	✓	✓	✓	✓	
Schwein	✓	✓	✓	✓	✓	
Pferd	✗	✗	✗	✗		✗
Gans	✗	✗	✗	✗		✗
Ente	✓	✗				✗
Möwe	✓	✓	✓	✓	✓	
Fisch	✗	✗	✗	✗		✗

Zusammenfassend kann aufgrund der Pilotstudie festgehalten werden, dass der Nachweis von wirtsassoziierten genetischen Fäkalmarkern auf Basis von qPCR Nachweisen als geeignet erscheint die mikrobiologische Herkunftsbestimmung fäkaler Einträge für den „Gewässerverbund“ des Neusiedler Sees und des Seewinkels zu realisieren. Diese Methodik besitzt großes Potential mittel- bis langfristig ein zielorientiertes/proaktives und somit nachhaltiges mikrobiologisch-hygienisches Gewässermanagement in dieser komplexen Natur- und Tourismusregion signifikant zu unterstützen. Darüber hinaus erwies sich die genetische Gruppen- und Artbestimmung von intestinalen Enterokokken als ergänzende Methode bestens

geeignet. Mittels Standardverfahren gezüchtete Enterokokken können, wie in der Studie eindrucksvoll gezeigt, sehr effizient anhand von PCR-basierenden Systemen charakterisiert und identifiziert werden.

### 2.3.6.2 WEITERFÜHRENDES UNTERSUCHUNGSPROGRAMM

Im Zuge der Pilotstudie Podersdorf wurde für die unmittelbar weiterführenden Untersuchungen die genetische Gruppen- und Artbestimmung von intestinalen Enterokokken vorgeschlagen. Diese Methodik stand unmittelbar zur Anwendung bereit und liefert sehr relevante Zusatzinformationen im Hinblick auf die fäkale Herkunft. Die Analyse wurde an einer repräsentativen Anzahl von isolierten Enterokokkenstämmen durchgeführt. Aufgrund der teilweise sehr geringfügigen Unterschiede der 16S Gensequenz zwischen einzelnen Arten von Enterokokken, wurde die Analyse eines weiteren Gens - zusätzlich zum 16S-rRNA-Gen einbezogen.

In dem weiterführenden Untersuchungsprogramm wurden daher von bereits in der Pilotstudie beprobten Probenpunkten weitere Enterokokken-Isolate zur Speziesidentifikation herangezogen. Allgemein dominierten im gesamten Untersuchungsgebiet die Arten *E. faecalis* und *E. faecium*. Dies galt für das Untersuchungsgebiet Podersdorf ebenso wie für die Bereiche Golser Kanal und Wulka. Im Golser Kanal und in der Wulka wurde zusätzlich *E. hirae* detektiert, eine Spezies, die auch einer Verunreinigung durch tierische Fäkalien zugeschrieben wird (Byappanahalli, 2012). Die Abundanz lag bei ca. 10% der jeweils untersuchten Proben.

Die Arten *E. casseliflavus*, *E. gallinarum* und *E. mundtii* werden typischerweise mit Quellen in der Umwelt in Verbindung gebracht. So kommen z.B. Vögel oder Pflanzen als Verursacher in Frage (c.f. Badgely 2010, Böhm 2014, Fisher & Philipps 2009). Die Arten *E. casseliflavus* und *E. gallinarum* werden in diesem Bericht als eine Gruppe zusammen gefasst, da sich die 16S-Gensequenzen dieser beiden Arten nur an einzelnen wenigen Basen voneinander unterscheiden und eine sichere Artbestimmung basierend auf der 16S-rRNA-Gensequenz nicht möglich ist. Am häufigsten wurde *E. casseliflavus/E. gallinarum* an den Probenpunkten 26 (EU Badestelle), 29 (Einlauf Kläranlage), 32 (Badestrand Podersdorf Nord), Golser Kanal Schönungsteich sowie an Probenpunkt 13 gefunden. In der Wulka und in den Grabensystemen konnte die Gruppe *E. casseliflavus/E. gallinarum* dagegen nicht nachgewiesen werden. *E. mundtii* wurde an allen See-Stellen sowie im Schönungsteich nachgewiesen. Die hier erhaltenen Ergebnisse zeigen eindeutig, dass die fäkal-assoziierten Spezies, darunter vor allem *E. faecium* und *E. faecalis*, im gesamten Grabensystem sowie auch im Neusiedler-See vorkommen und im Vergleich zu den anderen Spezies auch dominieren. Umwelt-assoziierte Arten wie *E. casseliflavus/E. gallinarum* und *E. mundtii* dagegen kommen vorwiegend im Neusiedler See sowie im Schönungsteich vor. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Arten *E. faecium* und *E. faecalis* vorwiegend aus den Grabensystemen in den See eingebracht werden. Dort erfolgt dann die Vermischung mit nativ in diesem Habitat vorhandenen Spezies, was sich in der vorliegenden Studie durch das Auftreten größerer Artenvielfalt in den aus dem See entnommenen Proben äußert.

Aufgrund der bereits beschriebenen Tatsache, dass sich einzelne Arten aus dem Genus *Enterococcus* nicht eindeutig anhand ihrer 16S-rRNA-Gensequenz unterscheiden lassen (Poyart, 2000), sollte in dieser Studie ein weiteres Gen zur Artbestimmung der Enterokokken herangezogen werden. Eines der in der Literatur hierfür beschriebenen Gene ist *sodA* (Poyart, 2000). Das Gen *sodA* kodiert für eine manganabhängige Superoxid Dismutase. Es liegt im Genom von Spezies der Gattung *Enterococcus* nur in einer einfachen Kopie vor und weist eine höhere Sequenzdiversität zwischen den verschiedenen Spezies auf (Poyart et. al, 2000). Dies ermöglicht eine größere Sicherheit bei der Artbestimmung, weswegen dieses Gen wiederholt zur Artbestimmung innerhalb des Genus *Enterococcus* eingesetzt wurde bzw. wird (Frolkova, 2012, Bensalah, 2006). Ein weiterer Vorteil in der Verwendung dieses Gens zur Artbestimmung liegt darin, dass der zu untersuchende Abschnitt der DNA deutlich kleiner ist als jener, der für die Artbestimmung basierend auf der 16S-rRNA-Gensequenz nötig ist. Die Artbestimmung anhand der *sodA* Sequenz hat daher den Vorteil geringerer Kosten für die DNA Sequenzierung als auch geringeren Arbeitsaufwands bei der

bioinformatischen Aufbereitung der Sequenzen. Der einzige Nachteil der unter Umständen in Kauf genommen werden muss, ist jener, dass der Umfang der Datenbank für 16S-rRNA Gen-Sequenzen größer ist als jener für *sodA* Sequenzen. Allerdings sei hier dazu gesagt, dass auf diesem Gebiet derzeit viel Entwicklungsarbeit geleistet wird und nahezu täglich neue Sequenzen in diese großen Datenbanken (z.B. NCBI, National Center for Biotechnology Information) eingespeist werden. Des Weiteren gibt es mittlerweile reichlich Literatur die für die Artbestimmung innerhalb von Gattungen andere Gene als das 16S-rRNA-Gen empfiehlt da selbiges auf Spezies-Niveau zu große Ähnlichkeiten aufweist (z.B. *Streptococcus*: Poyart, 1998; *Staphylococcus*: Poyart, 2001; *Pasteurella*: Gautier, 2005; *Mycobacterium*: Macheras, 2009). Zur Bestimmung auf Gattungsniveau jedoch stellt die 16S-rRNA-Gen-Sequenz immer noch den weltweit akzeptierten Goldstandard dar.

In der vorliegenden Studie wurden für den methodischen Vergleich Proben herangezogen, für die bereits 16S-rRNA-Gensequenzen und darauf basierende Artzugehörigkeiten bestimmt worden waren. Die Sequenzierung des *sodA* Gens sollte einen Einblick verschaffen ob die Spezies-Zuordnung der in diesem Projekt gesammelten Enterokokken-Proben mit den Ergebnissen aus der 16S-rRNA-Gensequenzierung übereinstimmt. Erfreulicherweise konnte an insgesamt 161 Proben gezeigt werden, dass die Sequenz des *sodA* Gens für die Artbestimmung von Enterokokken geeignet ist. Lediglich bei 8 Proben wurde mit der *sodA* Sequenz eine andere Artzugehörigkeit als mit dem 16S-rRNA-Gen erhalten. Nach eingehender manueller Durchsicht der Sequenzen konnte gezeigt werden, dass in 7 von den 8 Fällen, die mit *sodA* erhaltene Spezieszuordnung richtig war. Lediglich in einem der 8 Fälle war keine Zuordnung möglich da hier die von der Firma Microsynth erhaltene Sequenz nicht eindeutig war. Bei dieser Probe dürfte es sich nicht um eine Reinkultur gehandelt haben und somit war an den essentiellen Stellen keine eindeutige Basenzuordnung in der Sequenz möglich, was wiederum eine Artzuordnung unmöglich machte.

Zusammenfassend kann daher festgehalten werden, dass eine Artzuordnung von Enterokokken basierend auf dem *sodA* Gen eine sehr gute Alternative zur Bestimmung der Spezieszugehörigkeit mittels 16S-rRNA-Gensequenz darstellt. Die Zuordnung war zuverlässig, die Kosten konnten reduziert werden und auch der bioinformatische Aufwand der Datenauswertung konnte stark reduziert werden. Diese Methode kann daher empfohlen werden. In einzelnen Fällen kann es jedoch auch bei der Verwendung der *sodA* Sequenz notwendig sein, manuell nachzubessern und einzelne Sequenzen im Detail anzusehen. Dennoch ist der Gesamtaufwand gegenüber einer Sequenzierung des 16S-rRNA-Gens deutlich reduziert.

### 2.3.6.3 EMPFEHLUNGEN FÜR DIE WEITERFÜHRENDE ENTWICKLUNG

Im Folgenden werden nun die weiteren notwendigen Entwicklungs- und Evaluierungsschritte der getesteten und entwickelten Methodik zur finalen Etablierung als ergänzendes Analysenwerkzeug für das Untersuchungsgebiet angeführt. Die Umsetzung erscheint dabei in zeitlich gestaffelten Schritten sinnvoll wie im Folgenden beschrieben.

#### **EMPFOHLENE METHODIK FÜR UNMITTELBAR WEITERFÜHRENDE UNTERSUCHUNGSTÄTIGKEITEN**

Im Zuge von unmittelbar weiterführenden Untersuchungen wird die genetische Gruppen- und Artbestimmung von intestinalen Enterokokken vorgeschlagen. Diese Methodik steht unmittelbar zur Anwendung bereit und liefert sehr relevante Zusatzinformationen (d.h. fäkaler Zeigerwert der gezüchteten Enterokokken sowie möglicher Hinweis zur Herkunft) im Falle von nachgewiesenen Enterokokken im Projektgebiet mittels vorgeschriebener Standardmethodik. Die Analyse ist dabei sinnvollerweise an einer repräsentativen Anzahl von isolierten Enterokokkenstämmen durchzuführen. Bei der Analyse ist ein weiteres Gen (zusätzlich zum bereits verwendeten 16S-rRNA-Gen) zur genaueren Identifikation der Stämme hinzuzuziehen.

## **EMPFOHLENE WEITERE UNMITTELBAR DURCHZUFÜHRENDE ENTWICKLUNGS- UND FORSCHUNGSAKTIVITÄTEN**

Wie die Pilotstudie eindrucksvoll gezeigt hat, ist die Möglichkeit des Nachweises von Human-assoziierten Abwassersignaturen für das Projektgebiet von größter Bedeutung. Mit Hilfe der qPCR Nachweisverfahren BacHum und HF183II können kommunale Abwässer von den Abwasserentsorgungsanlagen/Kanälen (Rohabwasser) und/oder nach Abwasserreinigung über die Vorfluter bzw. Grabensysteme bis in den See nun erstmals „direkt“ sichtbar und somit spezifisch verfolgbar gemacht werden. Zur Komplementierung und besseren Interpretierbarkeit der Ergebnisse wird der Einsatz dieser Methodik gemeinsam mit den Tier-assoziierten Fäkalmarkern für Möwe (Cat998 Verfahren), Wiederkäuer (BacR) und Schwein (Pig2Bac) empfohlen. Zur finalen Etablierung dieser Methodik, als wichtiges ergänzendes Werkzeug zur Standardmethodik von *E. coli* und intestinalen Enterokokken, sind jedoch noch einige weitere Entwicklungs- und Forschungsaktivitäten für das Untersuchungsgebiet notwendig.

In der Pilotstudie hat sich gezeigt, dass aufgrund der komplexen Wassermatrix des Untersuchungsgebietes die Anwendung einer Qualitätskontrolle auf Basis eines Referenz-Zellstandard (DeTaCS) bei Probenfiltration und DNA-Extraktion eine unbedingte Voraussetzung darstellt. Der in der Pilotstudie verwendete Referenz-Zellstandard wurde zunächst jedoch mit Hilfe des „BacR-Gens“ aus Wiederkäuerfäzes entwickelt. Dieser Referenz-Zellstandard wird daher vom BacR qPCR Nachweisverfahren detektiert. Um eine generelle und einfache Anwendbarkeit zu ermöglichen, müsste nun ein Referenz-Zellstandard mit einer „neutralen“ DNA-Zielsequenz entwickelt werden, der mit keinem der anzuwendenden qPCR Verfahren interferiert. Darüber hinaus ist die von uns weiterentwickelte DNA-Extraktion auf die Möglichkeit einer weiteren Optimierung zu überprüfen bzw. zu realisieren, um auch bei schwierigsten Matrixverhältnissen in Wasserproben des Untersuchungsgebietes erfolgreich qPCR Analysen durchführen zu können.

Um eine korrekte Interpretation der Resultate von qPCR-Verfahren zu unterstützen, werden aufgrund der besonderen Wassermatrix des Neusiedler Sees wie auch der Lacken (z.B. hoher Gehalt an Natriumhydrogencarbonat) Untersuchungen zur Persistenz der wirtsassoziierten genetischen Fäkalmarker (d.h. Stabilität und Nachweisbarkeit nach Eintrag aus dem Abwasser) in den betrachteten Gewässern vorgeschlagen. Diese Arbeiten sind logischerweise gemeinsam mit der Untersuchung zur Persistenz der Standardfäkalindikatoren *E. coli* und intestinalen Enterokokken durchzuführen, um einen direkten Vergleich zu ermöglichen. Im Zuge dieser Arbeiten wäre aus Gründen der Effizienz auch die Möglichkeit der Komplementierung durch human-spezifische fäkale Adeno- und Polyomaviren zu überprüfen, und wenn möglich, deren Persistenz zu bestimmen.

Nach erfolgreicher Durchführung dieser vorgeschlagenen Arbeiten wird ein schlagkräftiges „Methodenpaket“ zum Nachweis von Human-assoziierten kommunalen Abwässern für die zu schützenden Gewässer des Projektgebietes zur Verfügung stehen. Diese Methodik kann komplementär zur Standardmethodik *E. coli* und intestinalen Enterokokken bzw. weiteren Fäkalindikatororganismen bei kritischen Monitoringstellen bzw. bei spezifischer Fragestellung bezüglich Abwasseremissionen eingesetzt werden. DNA-Extrakte von Proben können darüber hinaus bei -80°C für längere Zeit gelagert werden, bevor diese, bei Bedarf, einer qPCR Analyse unterzogen werden (Rückstellproben).

## **EMPFOHLENE MITTEL- BIS LÄNGERFRISTIG DURCHZUFÜHRENDE ENTWICKLUNGS- UND ANPASSUNGSAKTIVITÄTEN**

Tierische Fäkaleinträge können derzeit nur in einem sehr unvollständigen Ausmaß nachgewiesen werden. Methodische Entwicklungen zur Detektion fäkaler Einträge, vor allem durch die Vogelwelt (Wildtiere) als auch Pferde bedingt, erscheinen mittelfristig sehr sinnvoll. Diesbezüglich sollten auch die methodischen Entwicklungsaktivitäten auf internationaler Ebene verfolgt, evaluiert und bei Eignung dieser, in die

„Toolbox“ implementiert werden. Dies betrifft auch Verbesserungen bei Mensch-assoziierten Fäkalmarkern hinsichtlich ihrer fäkalen Spezifität.

### 2.3.7 LITERATUR

Boehm AB and Sassoubre LM (2014). Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination. *In: Enterococci - From Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection*. Editors: Michael S Gilmore, Don B Clewell, Yasuyoshi Ike and Nathan Shankar.

Byappanahalli MN, Nevers MB, Korajkic A, Staley ZR and Harwood VJ (2012). Enterococci in the environment. *MMBR* 76(4): 685-706.

Clarridge III JE (2004). Impact of 16S rRNA Gene Sequence Analysis for Identification of Bacteria on Clinical Microbiology and Infectious Diseases. *Clinical Microbiology Reviews* p. 840–862.

Contreras-Coll N, Lucena F, Mooijman K, Havelaar A, Pierzo V, Boque M, Gawler A, Höller C, Lambiri M, Mirolo G, Moreno B, Niemi M, Sommer R, Valentin B, Wiedenmann A, Young V, Jofre J (2002). Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe. *Water Res.* 36(20):4963-74.

Costa da PM, Loureiro L and Matos AJF (2013) Transfer of Multidrug-Resistant Bacteria Between Intermingled Ecological Niches: The Interface Between Humans, Animals and the Environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 10: 278-294.

Drancourt M, Roux V, Fournier PE and Raoult D (2004). *rpoB* Gene Sequence-Based Identification of Aerobic Gram-Positive Cocci of the Genera *Streptococcus*, *Enterococcus*, *Gemella*, *Abiotrophia*, and *Granulicatella*. *Journal of Clinical Microbiology*, 42(2): 497-504.

Dvorak M, Laber J, Ranner A, Pellingner A, Tatai S, Lang A. (2014). Die Vögel des Neusiedler See Gebiets: Artenliste. Österreich Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel, Apetlon, Österreich, 60pp. Herausgeber: Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, BirdLife Österreich

Fischetti VA and American Society for Microbiology. 2006. Gram- positive pathogens. ASM Press, Washington, D.C., USA.

Fremaux B, T. Boa, and C. K. Yost, Quantitative Real-Time PCR assay for Sensitive Detection of Canada Goose-Specific Fecal Pollution in Water Sources. *Applied and Environmental Microbiology* (2010), p. 4886–4889 Vol. 76, No. 14

Frostegard A, Courtois S, Ramisse V, Clerc S., Bernillon D, Le Gall F, Jeannin P, Nesme X and Sominoet P. (1999). Quantification of Bias Related to the Extraction of DNA Directly from Soils. *Appl. And Env. Microbiol.* 65(12): 5409–5420

Green HC, Haugland RA, Varma M, Millen HT, Borchardt MA, Field KG. and Shanks OC. (2014). Improved HF183 quantitative real-time PCR assay for characterization of human fecal pollution in ambient surface water samples. *Applied and environmental microbiology*, 80(10), 3086-3094.

Griffiths RI, Whiteley AS *et al.* (2000). Rapid method for co-extraction of DNA and RNA from natural environments for analysis of ribosomal DNA- and rRNA-based microbial community composition. *Applied and Environmental Microbiology* 66(12): 5488-5491.



ISO, 2000, Water quality - Detection and enumeration of intestinal enterococci -- Part 2: Membrane filtration method (ISO 7899-2:2000)

ISO, 2000. Water quality - Detection and enumeration of intestinal enterococci in surface and waste water - Part 1: Miniaturized method (Most Probable Number) for surface and waste water (ISO 7899-1:1998)

Jofre J, Blanch AR, Lucena F, Muniesa M (2014). Bacteriophages infecting *Bacteroides* as a marker for microbial source tracking. *Water Research* 55: 1-11.

Kildare BJ, Leutenegger CM, McSwain BS, Bambic DG, Rajal V B & Wuertz S. (2007). 16S rRNA-based assays for quantitative detection of universal, human-, cow-, and dog-specific fecal *Bacteroidales*: a Bayesian approach. *Water Research*, 41(16), 3701-3715.

Kobayashi A, Sano D, Hatori J, Ishii S, and Okabe S (2013). Chicken- and duck-associated *Bacteroides*–*Prevotella* genetic markers for detecting fecal contamination in environmental water. *Appl Microbiol Biotechnol* (2013) 97:7427–7437

Kühn I, Iversen A, Burmanb LG, Olsson-Liljequist B, Franklin A, Finn M, Aarestrup F, Seyfarth AM, Blanch AR, Vilanova X, Taylor H, Caplin J, Moreno MA, Dominguez L, Herrero IA and Möllby R (2003). Comparison of enterococcal populations in animals, humans, and the environment – a European study. *International Journal of Food Microbiology* 88: 133–145.

Layton A, McKay L, Williams D, Garrett V, Gentry R, & Sayler G. (2006). Development of *Bacteroides* 16S rRNA gene TaqMan-based real-time PCR assays for estimation of total, human, and bovine fecal pollution in water. *Applied and environmental microbiology*, 72(6), 4214-4224.

Lee C, Marion JW, & Lee J (2013). Development and application of a quantitative PCR assay targeting *Catellibacoccus marimammalium* for assessing gull-associated fecal contamination at Lake Erie beaches. *Science of the Total Environment*, 454, 1-8.

Lever MA, Torti A, Eickenbusch P, Michaud AB, Tina Šantl-Temkiv T and Jørgensen BB (2015). A modular method for the extraction of DNA and RNA, and the separation of DNA pools from diverse environmental sample types. *Frontiers in Microbiology*, 6:Article 476

Linden PK and Miller CB (1999). Vancomycin-resistant enterococci: the clinical effect of a common nosocomial pathogen. *Diagnostic Microbiology and Infectious Disease* 33: 113–120.

Lleò del Mar M, Bonato B, Benedetti D and Canepari P (2005). Survival of enterococcal species in aquatic environments. *FEMS Microbiology Ecology* 54: 189–196

Maheux AF, Bissonnette L, Boissinot M, Bernier JLT, Huppé V, Bérubé E, Boudreau DK, Picard FJ, Huletsky A, Bergeron MG (2011). Method for rapid and sensitive detection of *Enterococcus* sp. and *Enterococcus faecalis/faecium* cells in potable water samples. *Water Research* 45: 2342e2354

Mayer RE, Bofill-Mas S, Egle L, Reischer GH, Schade M, Fernandez-Cassi X, Fuchs W, Mach RL, Lindner G, Kirschner A, Gaisbauer M. (2016) Occurrence of human-associated *Bacteroidetes* genetic source tracking markers in raw and treated wastewater of municipal and domestic origin and comparison to standard and alternative indicators of faecal pollution. *Water Research*. 90:265-76.



Mieszkin S, Furet JP, Corthier G and Gourmelon M (2009). Estimation of pig fecal contamination in a river catchment by real-time PCR using two pig-specific Bacteroidales 16S rRNA genetic markers. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(10), 3045-3054.

Mote BL, Turner JW and Lippa EK (2012). Persistence and Growth of the Fecal Indicator Bacteria Enterococci in Detritus and Natural Estuarine Plankton Communities. *Applied and Environmental Microbiology* p. 2569–2577.

Naser S, Thompson FL, Hoste B, Gevers D, Vandemeulebroecke K, Cleenwerck I, Thompson CC, Vancanneyt M and Swings J (2005). Phylogeny and Identification of Enterococci by *atpA* Gene Sequence Analysis. *Journal of Clinical Microbiology*, 43(5): 2224-2230.

Ozawa Y, Courvalin P and Galimand M (2000). Identification of Enterococci at the Species Level by Sequencing of the Genes for D-alanine:D-alanine Ligases. *System. Appl. Microbiol.* 23: 230-237.

Paulin, M. M., Nicolaisen, M. H., Jacobsen, C. S., Gimsing, A. L., Sørensen, J., & Bælum, J. (2013). Improving Griffith's protocol for co-extraction of microbial DNA and RNA in adsorptive soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 63, 37-49.

Poyart C, Quesnes G and Trieu-Cout P (2000). Sequencing the Gene Encoding Manganese-Dependent Superoxide Dismutase for Rapid Species Identification of Enterococci. *Journal of Clinical Microbiology*, 38(1): 415-418

Reischer GH, Kasper D C, Steinborn R, Mach RL, & Farnleitner AH (2006). Quantitative PCR method for sensitive detection of ruminant fecal pollution in freshwater and evaluation of this method in alpine karstic regions. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(8), 5610-5614.

Silva ND (2013). *Microbiological examination methods of food and water: a laboratory manual*.

Tung SK, Teng LJ, Vanechoutte M, Chen HM and Chang TC (2007). Identification of species of Abiotrophia, Enterococcus, Granulicatella and Streptococcus by sequence analysis of the ribosomal 16S–23S intergenic spacer region. *Journal of medical microbiology*, 56(4): 504-513.

Wuertz S, Wang D, Reischer GH, & Farnleitner AH (2011). Library-Independent Bacterial Source Tracking Methods. *Microbial Source Tracking: Methods, Applications, and Case Studies*, 61.

Yuen GJ and Ausubel FM (2014). *Enterococcus* Infection Biology: Lessons from Invertebrate Host Models. *Journal of Microbiology*, 52(3): 200-210.

## 2.4 ARBEITSPAKET 4 - FÄKALE EMISSIONSQUELLEN UND FRACHTABSCHÄTZUNG - TEIL MIKROBIOLOGIE

### 2.4.1 FRAGESTELLUNG

**UM DIE URSACHE DES AUFTRETENS VON FÄKALBAKTERIEN** in einem Badegewässer zu eruieren, ist die Ermittlung aller möglichen Eintragswege erforderlich. Auf Basis der Erhebung des Abwassersystems in Podersdorf (ARBEITSPAKET 5) wurde ein Netz von Probenahmestellen festgelegt, an denen die Konzentrationen der ausgewählten Fäkalindikatororganismen repräsentativ bestimmt und Fäkaleintragsquellen identifiziert werden sollten. Hierzu gehören im Rahmen des ARBEITSPAKETES 4 „Bereich Podersdorf“ insbesondere der „Abwasserpfad“ Podersdorf, beginnend vom Julagraben über Nordgraben, in den die Einleitung des Ablaufes der Abwasserreinigungsanlage (ARA) erfolgt, bis zu den beiden Schönungsteichen, die in den See münden. Im oberen Bereich des Julagrabens und im Bereich des Nordgrabens nach der ARA befinden sich Rückhaltebecken zur Speicherung von Abwasser, das bei Niederschlagsereignissen verstärkt anfällt und nicht unmittelbar der ARA zugeführt werden kann. Die Überläufe dieser Rückhaltebecken führen in den Julagraben bzw. in den Nordgraben. Im Zuge der Erhebung der Oberflächenwässer, die in den See münden, wurde festgestellt, dass auch der Südgraben, der im südlichen Teil von Podersdorf in den See einleitet, eine mögliche fäkale Eintragsquelle darstellen könnte. Somit wurde auch der Südgraben in die Untersuchung miteinbezogen. Entlang des Julagrabens, Nordgrabens und Südgrabens wurden Probenahmestellen definiert, an denen die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken sowie an Sporen von *Clostridium perfringens* und in weiterer Folge an somatischen Coliphagen (Viren) ermittelt wurden. Die beiden letzteren Parameter sind für die Bewertung einer fäkalen Belastung von Wässern, die einer technischen Aufbereitung unterzogen wurden, bzw. für den Nachweis einer länger zurückliegenden Fäkalverunreinigung besonders aussagekräftig. Physikalische und chemische Parameter wurden zur Charakterisierung der Wässer miteinbezogen. Die Erhebungen über das Abwassermanagement erfolgten in Zusammenarbeit mit Herrn Zivilingenieur Dipl.-Ing. Kolbe und Herrn Dipl.-Ing. Markus Pollak und den vor Ort tätigen Klärwärtern der ARA Podersdorf (Herrn Wolfgang Gisch und Herrn Christian Lentsch).

Im Zuge der Maßnahmen zur Verbesserung der Badegewässerqualität Podersdorf Neusiedler See wurde im April 2014 von der Gemeinde Podersdorf als eine der Sofortmaßnahmen eine neue UV-Desinfektionsanlage für den Ablauf der ARA Podersdorf installiert. Da weiterhin keine international akkordierten Anforderungen an die Desinfektionsleistung von Abwasserdesinfektionsanlagen vorliegen, muss die Wirksamkeit für jede Anlage und jeden Einsatzzweck individuell bewertet und es müssen spezifische Betriebs- und Kontrollparameter erarbeitet werden. Dies erfolgte für die UV-Anlage der ARA Podersdorf im Rahmen des ARBEITSPAKETS 1. In diesem Zusammenhang war auch die Photoreaktivierung zu berücksichtigen, durch die UV-geschädigte Bakterien mittels des Enzyms Photolyase ihre Vermehrungsfähigkeit bzw. - bei bakteriellen Krankheitserregern - ihre Infektiosität wiedererlangen können. Die Photoreaktivierung wird durch Sonnenlicht induziert, wenn die Bakterien diesem unmittelbar nach der UV-Bestrahlung ausgesetzt sind. Diese Voraussetzungen sind entlang des Abwasserpfad von der Stelle der Einleitung des Kläranlagenablaufs in den Nordgraben über die beiden Schönungsteiche bis in den See gegeben. Eine wichtige Hilfestellung zur Bearbeitung dieser Fragestellung stellten die Erkenntnisse aus dem vom BMNT geförderten Forschungsprojekt zum Thema UV-Desinfektion von Abwasser dar (Sommer et al., 2012).

Über das regelmäßige Monitoring hinaus wurden Proben, die bei einem Starkregenereignis entnommen wurden, in die Untersuchung miteinbezogen, da aus diesen wichtige qualitative und quantitative Aufschlüsse über fäkale Einträge gewonnen werden können.

Für die anschließenden molekularbiologischen Analysen wurden aus den gezogenen Wasserproben die Bakterien aufkonzentriert, in einer Probenbank angelegt und bei einer Temperatur von -80°C gelagert, um die Untersuchung der fäkalen Herkunftsbestimmung durchführen zu können (ARBEITSPAKET 3).

Eine physikalische und chemische Charakterisierung der Wasserproben (insbesondere Leitfähigkeit, Ionenkonzentrationen, pH-Wert, TOC, Trübung, UVT-254 nm) sollte weitere qualitative und quantitative Aufschlüsse über die Zusammensetzung der Oberflächenwässer liefern.

Die Ergebnisse der mikrobiologischen und chemischen Analysen wurden für die Auswertungen im ARBEITSPAKET 5 verwendet, um die Frachten der Einträge von Fäkalindikatororganismen bzw. von chemischen Substanzen berechnen zu können.

### **Folgender Fragenkatalog wurde im ARBEITSPAKET 4 ausgearbeitet:**

- Welche, quantitativ bestimmte Desinfektionsleistung weist die UV-Anlage ARA Podersdorf auf? Wie hoch ist der Eintrag an fäkalen Mikroorganismen durch den Ablauf der ARA in den Abwasserpfad Podersdorf?
- In welchen Konzentrationen treten die in der Badegewässerverordnung verankerten mikrobiologischen Parameter *E. coli* und Enterokokken an den im Beprobungsplan festgelegten Probenahmestellen (Beobachtungspunkte) auf?
- Welchen Einfluss haben Starkregenereignisse auf die Konzentration der fäkalen Mikroorganismen?
- Bieten die zusätzlich eingesetzten Fäkalparameter, Sporen von *Clostridium perfringens* einen Informationsgewinn im Hinblick auf die wasserhygienische Beurteilung der Beobachtungspunkte?
- Sollten weitere Untersuchungsparameter für den weiteren Projektverlauf einbezogen werden?

## 2.4.2 MATERIAL UND METHODEN

### 2.4.2.1 PROBENAHMESTELLEN

Folgende Probenahmestellen (Beobachtungspunkte) waren in den Jahren 2014 und 2015 in die Untersuchung miteinbezogen. Die Lokalisierung der Entnahmestellen ist in der Plandarstellung in Abbildung 128 des ARBEITSPAKETES 5 ersichtlich.

#### **Abwasserpfad Podersdorf Julagraben-Nordgraben**

- Julagraben, Grundwasserpumpe
- Julagraben, Höhe Rückhaltebecken
- Julagraben, vor ARA
- Nordgraben, nach ARA, bei Brücke
- Nordgraben, nach Rückhaltebecken
- Zulauf Schönungsteich 1 in Schönungsteich 2
- Schönungsteich 2, Ablauf in See

### **Podersdorf Südgraben**

- Südgraben, Brücke, Georgshof
- Südgraben, Brücke, neben Yachtclub

Um die Zweckmäßigkeit der zusätzlichen mikrobiologischen Parameter (somatische Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens*) für eine erweiterte Bewertung der Badegewässerqualität zu untersuchen, wurden folgende Seeproben in die Studie miteinbezogen:

### **Seeproben**

- Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)
- Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand)
- Seeprobe 26 (Podersdorf, EU-Badestelle)
- Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal)
- Seeprobe 13 (Wulka-Delta)

Die Probenahmestellen sind in der Karte in Abbildung 17 ersichtlich.

### **Fäzesproben von Tierarten im Untersuchungsgebiet**

Zu Beginn der Pilotstudie erfolgte eine Erhebung von in dem Untersuchungsgebiet häufig vorkommenden Tierarten, um die Quellen möglichen Fäkaleintrags zu identifizieren. Diese waren Nutztiere (Schweine, Rinder und Pferde), Wildtiere, besonders Vögel und Fische. Von diesen Tierarten wurden Fäzesproben gesammelt und es wurden die Konzentrationen der fäkalen Mikroorganismen *E. coli*, intestinale Enterokokken (Enterokokken) und Sporen von *Clostridium perfringens* einerseits aus Einzelproben und andererseits aus Mischproben (d.h. Mischung von 15 bis 20 Einzelproben) bestimmt. Diese Proben wurden in Folge für die Methodenentwicklung der fäkalen Herkunftsbestimmung verwendet und sind in Kapitel 2.3.3.1 beschrieben.

## 2.4.2.2 MIKROBIOLOGISCHE, PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN

Die folgenden Parameter wurden für die Untersuchung eingesetzt.

### **Mikrobiologische Parameter:**

- *E. coli*
- intestinale Enterokokken (Enterokokken)
- Sporen von *Clostridium perfringens*
- Somatische Coliphagen

### **Physikalische und chemische Parameter:**

- Temperatur
- Leitfähigkeit bei 20°C
- Trübung
- UV-Transmission (254 nm)
- pH-Wert
- TOC (Gesamt-organischer Kohlenstoff)

- Chlorid, Sulfat, Fluorid, Nitrat
- Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium
- Gesamthärte

Die für die Untersuchungen verwendeten Methoden und Messgeräte sind in ARBEITSPAKET 1 Kapitel 2.1.2.3 beschrieben.

### Fäzesproben

Die mikrobiologische Analyse der Fäzesproben erfolgte nach Suspension des Materials in Pepton-Salz-Lösung. Die Konzentration der Mikroorganismen wurde auf 1 g der eingewogenen Menge berechnet.

### Datenanalyse

Für die Darstellung der Ergebnisse mittels deskriptiver Statistik wurde die Methode der Box Plots verwendet. Diese zeigt den Median der Datenreihe (= 50%-Perzentil), das 25% und 75% Perzentil und die Aussenwerte (=Ausreißer) an, d.h. Werte, die mehr als 1,5-fach außerhalb des unteren bzw. des oberen Quartils liegen.

## 2.4.3 ERGEBNISSE

### 2.4.3.1 MIKROBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNG

Im Folgenden werden die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchung der Oberflächenwässer PODERSDORF, d.h. des Abwasserpfades Julagraben-Nordgraben und des Südgrabens, beschrieben.

#### 2.4.3.1.1 ABWASSERPFAD JULAGRABEN-NORDGRABEN

Entlang des Abwasserpfades Julagraben-Nordgraben lagen die Beobachtungspunkte an der Einleitungsstelle der Grundwasserpumpe am Beginn des Julagrabens, am Verlauf des Julagrabens, am daran anschließenden Nordgraben und den beiden Schönungsteichen, deren Ablauf in den See mündet. Die Einleitung des Ablaufes der ARA Podersdorf erfolgt in den Nordgraben, auf Höhe der Einbindung des Julagrabens. Die Beobachtungspunkte sind in Abbildung 128 ersichtlich.

Der zeitliche Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens* an den drei Beobachtungspunkten des Julagrabens und den vier Beobachtungspunkten des Nordgrabens sind in Abbildung 95 und in Abbildung 96 ersichtlich. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind den Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen gegenübergestellt. Bei den Angaben der Niederschlagsmengen ist zu beachten, dass die zeitlichen Abstände zwischen den Probenahmen nicht gleichmäßig waren (wöchentlich bis monatlich) und dass die als Balken dargestellten Niederschlagssummen keine Information über die Intensität des Niederschlags (= Menge pro Zeiteinheit) geben.

An den beiden Probenahmestellen am Beginn des Julagrabens, an dem sich die Einleitung des Grundwasserpumpwerks und das im Jahr 2014 gebaute Rückhaltebecken Julagraben (Regenwasser- bzw. Mischwasserentlastung) befinden, waren die Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen im Allgemeinen niedrig (Anzahlen/100 ml  $\leq$  10). Allerdings gab es drei Zeitpunkte an denen eine sehr hohe fäkale Belastung festgestellt wurde. So war z.B am 10.08.2015 im Bereich der Einleitung der Grundwasserpumpe der Schieber zum Abwasserkanal nicht ganz geschlossen. Diese Undichtheit bewirkte bei beiden Probenahmestellen stark erhöhte Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen, nämlich eine Anzahl an *E.*

*coli* von über 100.000/100 ml (bei Grundwasserpumpe) bzw. von über 10.000/100 ml (auf Höhe Rückhaltebecken Julagraben). Im Bereich des Rückhaltebeckens Julagraben war ein erhöhter fäkaler Eintrag durch die Starkregenereignisse im Zeitraum Juli/August 2014 deutlich zu erkennen.

Die Probenahmestelle Julagraben, vor ARA Podersdorf, zeichnete sich im Vergleich zu den beiden davor liegenden Probenahmestellen durch um mindestens den Faktor 10 höhere Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen aus. Dies ist insbesondere bei den Sporen von *Clostridium perfringens* zu erkennen, die insbesondere einen zeitlich länger zurückliegenden fäkalen Eintrag anzeigen. An dieser Probenahmestelle wurden im Jahr 2015 auch die Konzentrationen an somatischen Coliphagen untersucht. Deren höchste Konzentration wurde am 10.08.2015 (Zeitpunkt des undichten Schiebers beim Abwasserkanal) festgestellt. Weiters fiel auf, dass die Konzentrationen an Enterokokken nahezu gleich hoch wie jene an *E. coli* waren, obwohl Enterokokken in fäkalen Ausscheidungen nur etwa 10% der Konzentration an *E. coli* ausmachen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Enterokokken in diesem Milieu länger überleben als *E. coli*.

Im Bereich Nordgraben (siehe Abbildung 94) traten an den Probenahmestellen nach der Einleitung des Kläranlagenablaufes der ARA Podersdorf erhöhte Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen in den Zeiträumen auf, wenn die UV-Anlage nicht in Betrieb war (31.07.2014 und 06.08.2014; Extrem-Starkregenereignis) sowie 11.12.2014, 04.02.2015, 09.03.2015 und 14.12.2015).



Abbildung 94: Probenahmestelle Abwasserpfad Podersdorf, Nordgraben, nach Rückhaltebecken, vor Schönungsteich

Wenn die UV-Anlage in Betrieb war, lagen die Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen an der Probenahmestelle „Nordgraben, nach ARA“ im Bereich von jenen an der Probenahmestelle „Julagraben, vor ARA“. Dies belegt, dass der UV-bestrahlte Ablauf der ARA im Hinblick auf die Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen keinen Einfluss auf das Wasser des Nordgrabens hat. Allerdings ist eine nachfolgender Anstieg der Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen an der Probenahmestelle „Nordgraben, nach



Rückhaltebecken“ klar zu erkennen. Diese Konzentrationsanstiege traten insbesondere zu Tage, wenn es - wie z.B. im Zeitraum des Probenahmetermins 07.09.2015 - zu einer Mischwasserentlastung des Rückhaltebeckens Nordgraben kam. In der Woche zuvor betrug die Niederschlagsmenge 7 mm bzw. 9 mm ab der vorangegangenen Untersuchung. Der dadurch bewirkte Eintrag an fäkalen Mikroorganismen war zu diesem Termin auch an den beiden Probenahmestellen der Schönungsteiche „Zulauf Schönungsteich 1 in Schönungsteich 2“ und „Schönungsteich 2, Ablauf in See“ zu erkennen.

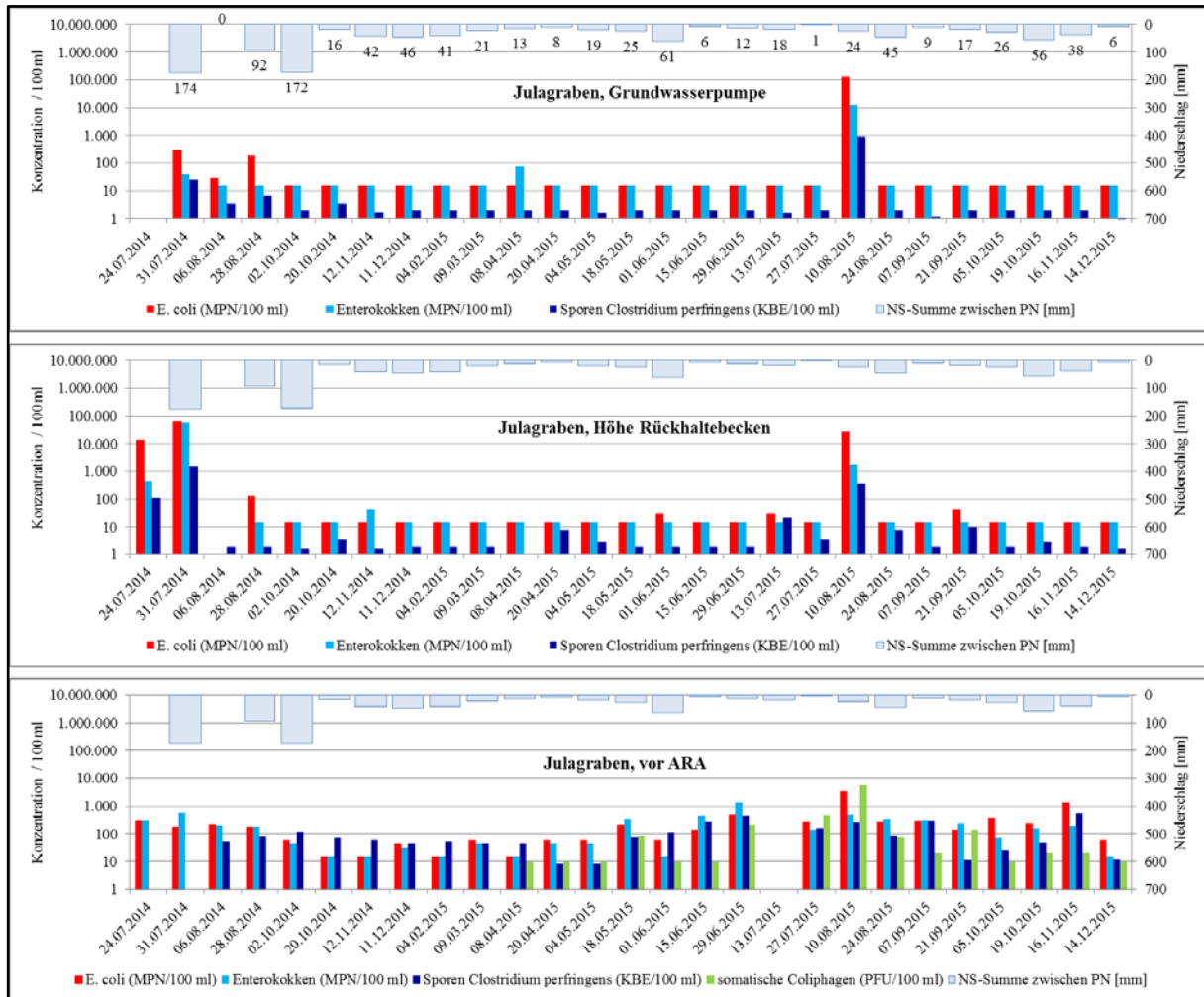


Abbildung 95: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* (2014-2015) und somatischen Coliphagen (Probenstelle Julagraben vor ARA, im Jahr 2015) an den ausgewählten Beobachtungspunkten des Julagraben. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet.

Um den Einfluss des Eintrages durch den Ablauf der ARA und insbesondere die Wirksamkeit der UV-Bestrahlung quantitativ darzustellen, wurden die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungsserien nach den Zeitpunkten eingeteilt, an denen die UV-Anlage in Betrieb (April bis November) bzw. außer Betrieb (Dezember bis April) war. Diese Daten werden für jeden der vier Mikroorganismen gesondert als Boxplots in Abbildung 97 bis Abbildung 102 und Abbildung 105 dargestellt.

Es zeigte sich eindrucksvoll, dass der Betrieb der UV-Anlage einen sehr großen Einfluss auf die Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen hat. Ist diese nicht in Betrieb, steigen im Nordgraben nach ARA die maximalen Konzentrationen von *E. coli* um das 130-fache, jene von Enterokokken um das 175-fache und jene von Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen um das 5- bzw. 14-fache an. Wenn die UV-Anlage in Betrieb ist, kommt es bei keinem der vier Fäkalindikatororganismen zu

einer Erhöhung der Konzentration zwischen Julagraben vor ARA und Nordgraben nach ARA.

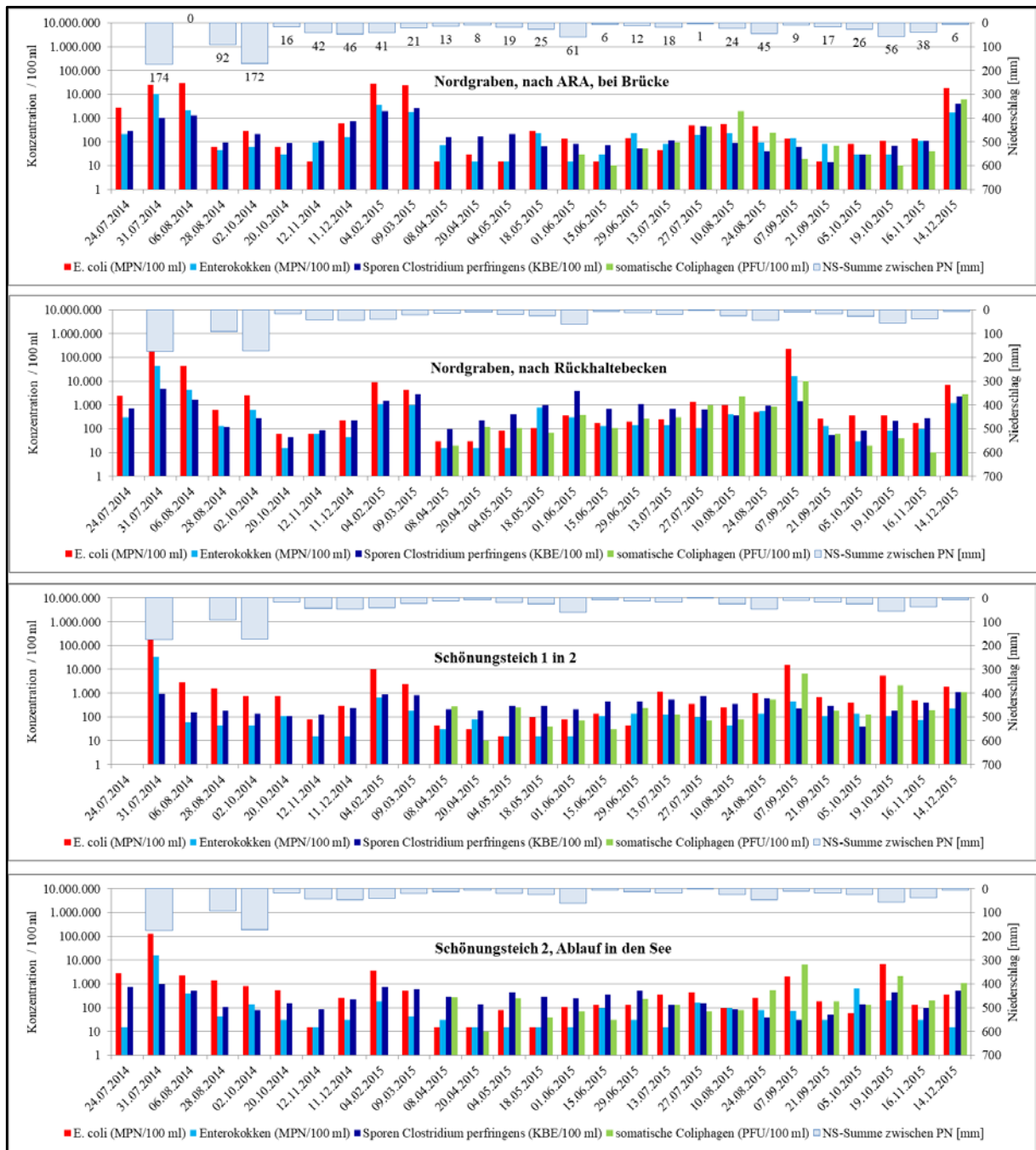
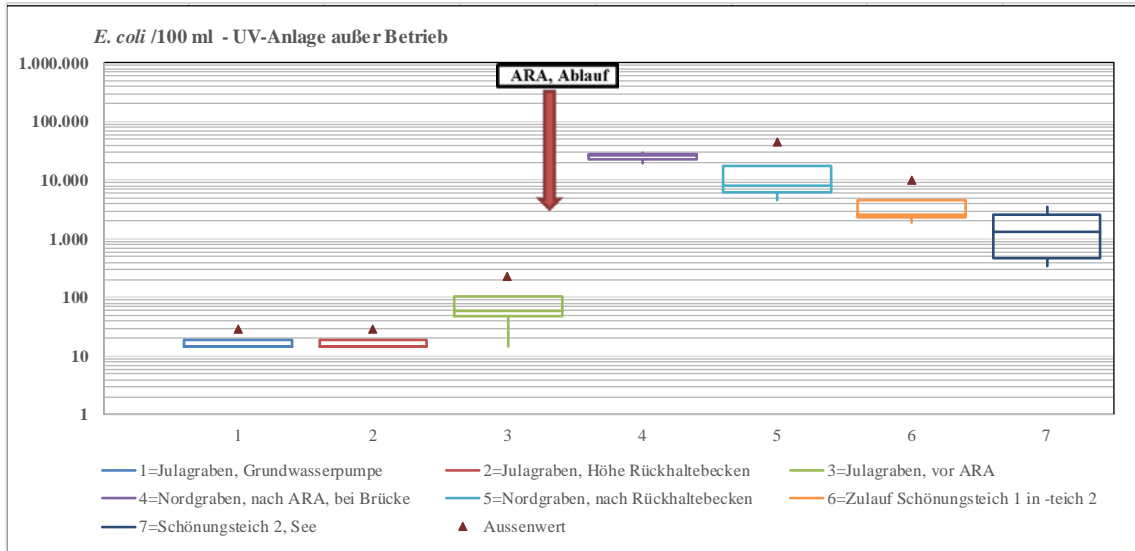


Abbildung 96: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* (2014-2015) und somatischen Coliphagen (im Jahr 2015) an den ausgewählten Beobachtungspunkten des Nordgrabens. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet. An den Terminen 31.07.2014 (Extrem-Starkregenereignis) und 06.08.2014 sowie am 11.12.2014, 04.02.2015, 09.03.2015 und 14.12.2015 war die UV-Anlage außer Betrieb.

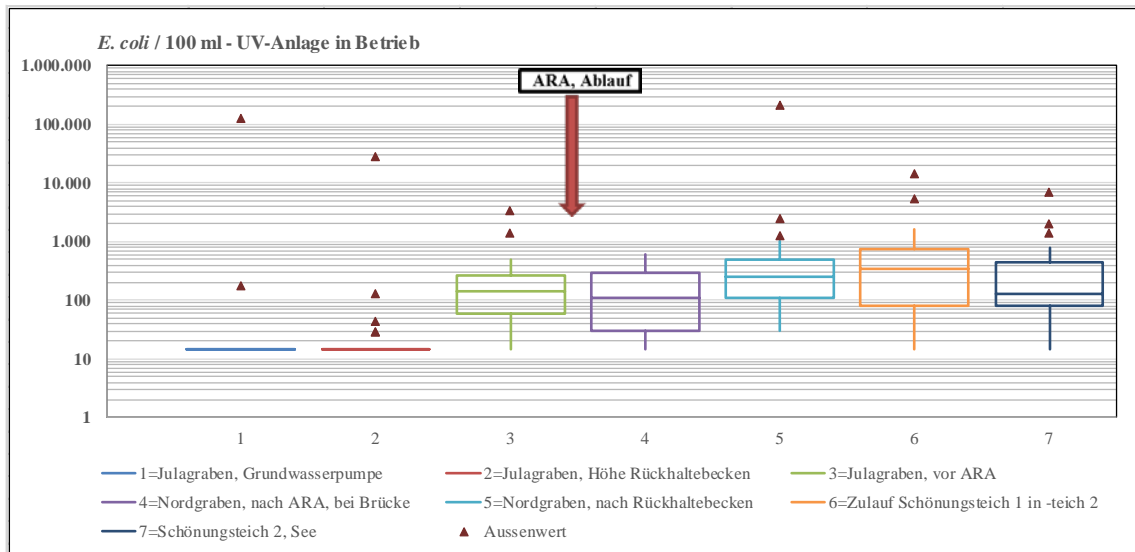
Sehr auffällig war jedoch der nachträgliche Eintrag an fäkalen Mikroorganismen im Nordgraben nach dem Rückhaltebecken (Abbildung 98, Abbildung 100, Abbildung 102 und Abbildung 105). Dies zeigte sich insbesondere bei den zusätzlich eingesetzten Fäkalindikatororganismen Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen. Diese können aufgrund ihrer Eigenschaften (als Bakteriensporen bzw. als Viren) besonders gut in der Umwelt überleben. Sie eignen sich aufgrund ihrer Eigenschaften sehr gut als Modelle bzw. Surrogate für virale Krankheitserreger und Krankheitserreger in Dauerformen (z.B. Zysten und Oozysten von Protozoen).

Bei den Boxplot-Darstellungen in Abbildung 98, Abbildung 100, Abbildung 102 und Abbildung 105 ist zu beachten, dass nur vier Untersuchungsserien bei nicht eingeschalteter UV-Anlage (jeweils Dezember bis April 2014 und Dezember bis April 2015), jedoch 21 Untersuchungsserien bei eingeschalteter UV-Anlage durchgeführt wurden. Dies und vor allem der Einfluss von Niederschlagsereignissen erklären die hohe Anzahl an Aussenwerten bei den Boxplot-Darstellungen (Werte, die 1,5-fach außerhalb des Interquartil-Bereiches liegen) der Untersuchungen im Zeitraum von Mai bis November (UV-Anlage ein Betrieb).



	1	2	3	4	5	6	7
<b>Bezeichnung:</b>	Julagraben, Grundwasserpumpe	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken	Julagraben, vor ARA	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Zulauf Schönungsteich 1 in -teich 2	Schönungsteich 2, Ablauf in den See
<b>Anzahl Werte:</b>	4	4	4	4	4	4	4
<b>Minimum:</b>	15	15	15	19.000	4.500	1.900	350
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	15	15	49	22.750	6.375	2.275	463
<b>Median:</b>	15	15	60	26.000	8.000	2.650	1.350
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	19	19	103	28.500	18.000	4.675	2.525
<b>Maximum:</b>	30	30	230	30.000	45.000	10.000	3.500
<b>Spannweite:</b>	15	15	215	11.000	40.500	8.100	3.150
<b>Geom. Mittelwert:</b>	18	18	59	24.878	10.628	3.391	1.077

Abbildung 97: Verlauf der Konzentrationen an E. coli entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage außer Betrieb ist.



	1	2	3	4	5	6	7
<b>Bezeichnung:</b>	Julagraben, Grundwasserpumpe	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken	Julagraben, vor ARA	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Zulauf Schönungsteich 1 in -teich 2	Schönungsteich 2, Ablauf in den See
<b>Anzahl Werte:</b>	21	21	21	21	21	21	21
<b>Minimum:</b>	15	15	15	15	30	15	15
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	15	15	60	30	110	80	80
<b>Median:</b>	15	15	140	110	250	350	130
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	15	15	270	290	500	750	450
<b>Maximum:</b>	130.000	29.000	3.500	600	220.000	15.000	7.000
<b>Spannweite:</b>	129.985	28.985	3.485	585	219.970	14.985	6.985
<b>Geom. Mittelwert:</b>	26	27	130	88	314	312	173

Abbildung 98: Verlauf der Konzentrationen an E. coli entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist.

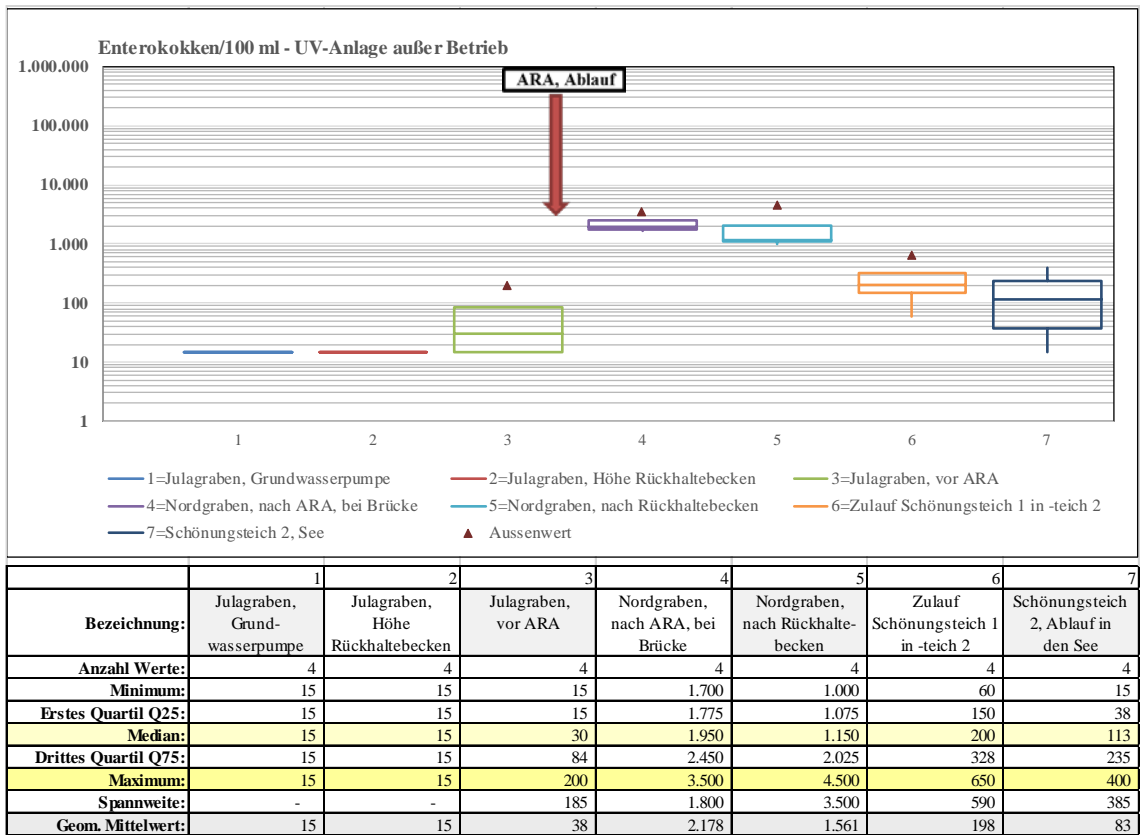


Abbildung 99: Verlauf der Konzentrationen an intestinalen Enterokokken entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage außer Betrieb ist.

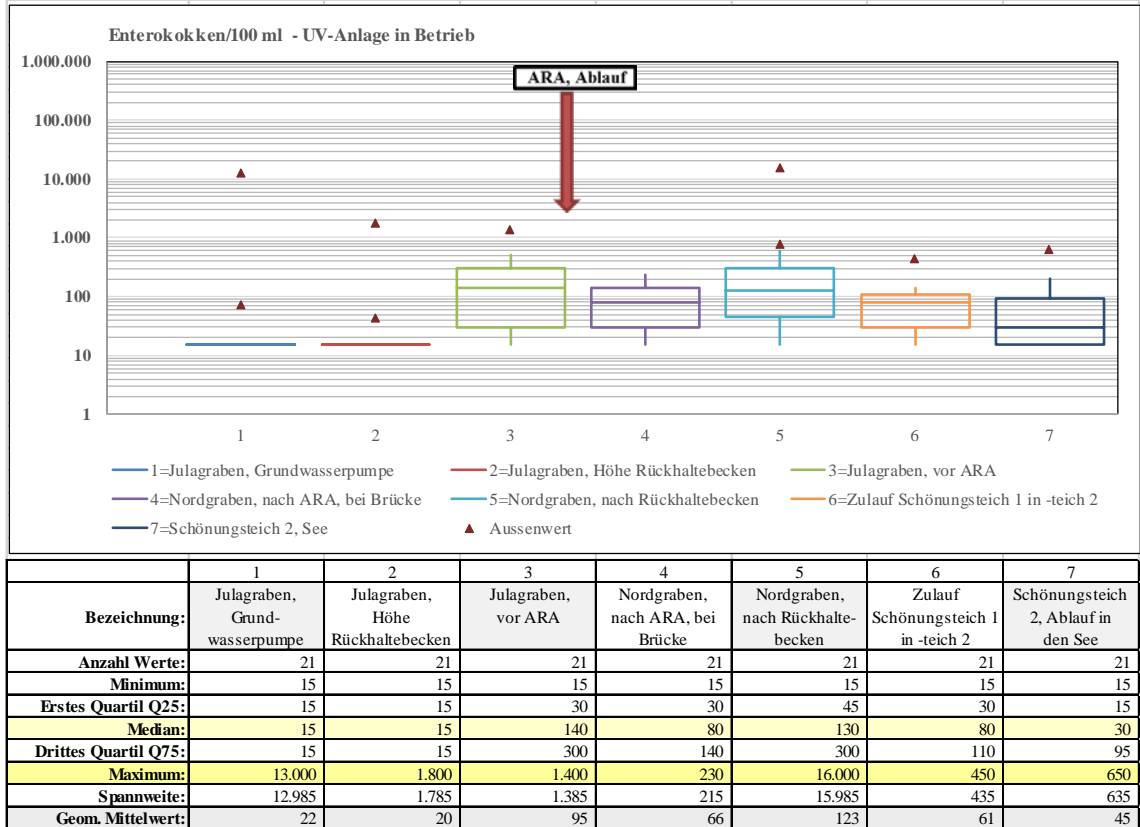
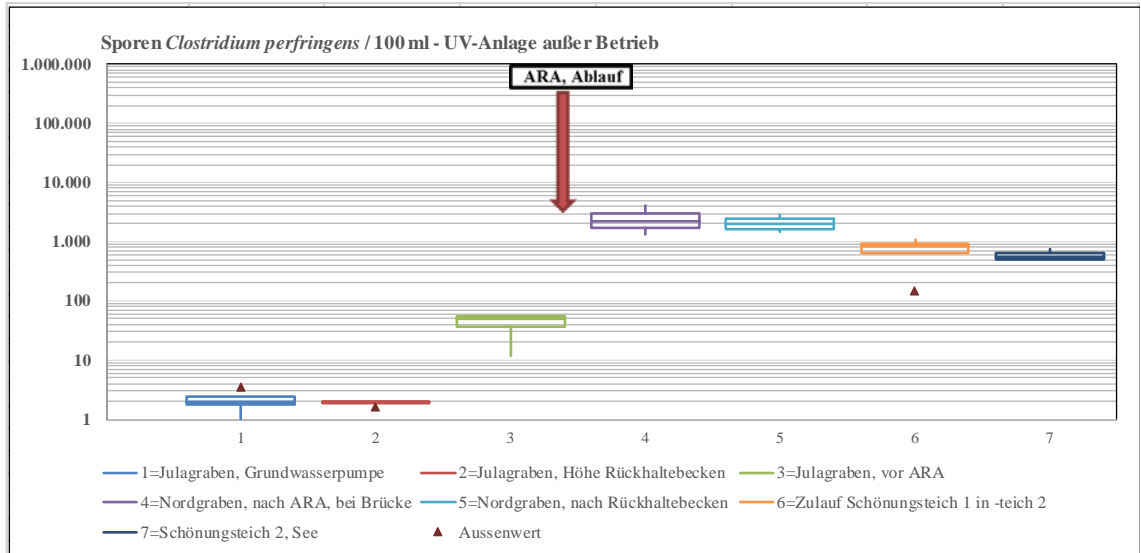
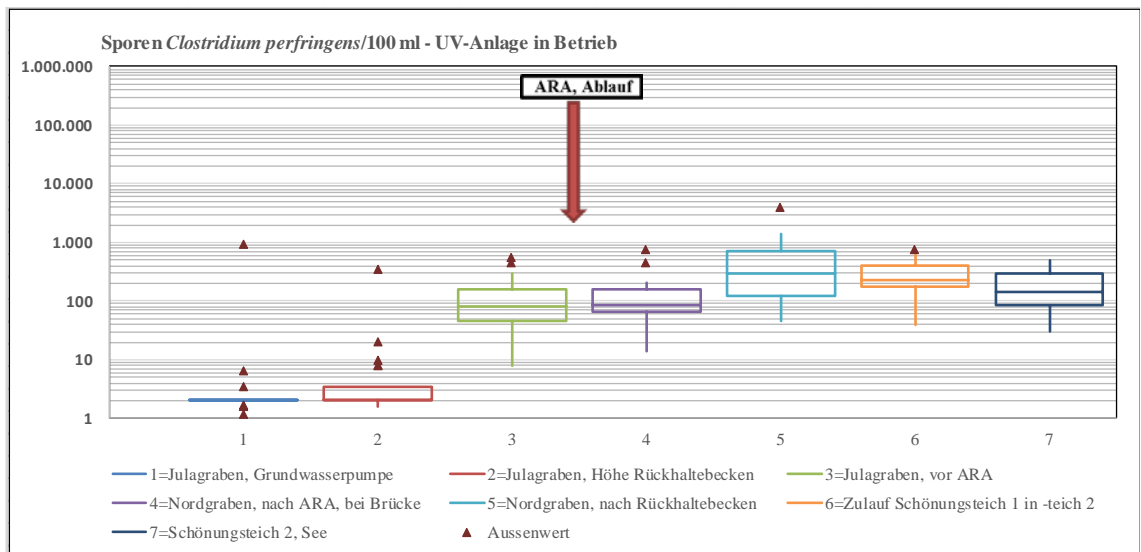


Abbildung 100: Verlauf der Konzentrationen an Enterokokken entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist.



	1	2	3	4	5	6	7
<b>Bezeichnung:</b>	Julagraben, Grundwasserpumpe	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken	Julagraben, vor ARA	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Zulauf Schönungsteich 1 in -teich 2	Schönungsteich 2, Ablauf in den See
<b>Anzahl Werte:</b>	4	4	4	4	4	4	4
<b>Minimum:</b>	1	2	12	1.300	1.500	150	500
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	2	2	37	1.750	1.650	638	500
<b>Median:</b>	2	2	50	2.250	2.000	825	550
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	2	2	55	2.950	2.450	913	638
<b>Maximum:</b>	4	2	55	4.000	2.900	1.100	750
<b>Spannweite:</b>	3	0	43	2.700	1.400	950	250
<b>Geom. Mittelwert:</b>	2	2	36	2.251	2.031	579	579

Abbildung 101: Verlauf der Konzentrationen an Sporen von *Clostridium perfringens* entlang des Abwasserpfadendes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage außer Betrieb ist.



Variable:	1	2	3	4	5	6	7
<b>Bezeichnung:</b>	Julagraben, Grundwasserpumpe	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken	Julagraben, vor ARA	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Zulauf Schönungsteich 1 in -teich 2	Schönungsteich 2, Ablauf in den See
<b>Anzahl Werte:</b>	21	21	21	21	21	21	21
<b>Minimum:</b>	1	2	8	14	45	40	30
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	2	2	45	65	120	180	85
<b>Median:</b>	2	2	80	85	290	230	140
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	2	4	160	160	700	400	300
<b>Maximum:</b>	950	350	550	750	4.000	750	500
<b>Spannweite:</b>	949	348	542	736	3.955	710	470
<b>Geom. Mittelwert:</b>	3	4	72	97	322	248	148

Abbildung 102: Verlauf der Konzentrationen an Sporen von *Clostridium perfringens* entlang des Abwasserpfadendes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist.



ARBEITSPAKETE

In Tabelle 38 und Tabelle 39 sind zur Verdeutlichung der Stellen von Abwassereinträgen entlang des Abwasserpfades Julagraben-Nordgraben-Schönungsteiche die Übersichten der Konzentrationsverläufe der Standard-Fäkalindikatorbakterien Enterokokken und *E. coli* sowie des besonders persistenten Fäkalindikators Sporen von *C. perfringens* im Zeitraum 2014-2015 dargestellt. Bakterienanzahlen über bzw. im Bereich von 100/100 ml sind gelb hinterlegt. Die Summe der Niederschläge zwischen den Probenahmeterminen ist in den Tabellen angeführt.

**TABELLE 40: KONZENTRATIONSVERLAUF VON ENTEROKOKKEN ENTLANG DES ABWASSERPFADDES JULAGRABEN-NORDGRABEN-SCHÖNUNGSTEICHE IM ZEITRAUM 2014-2015**

Datum	Nieder-schlag-summe [mm]	Julagraben, Grund-wasserpumpe	Julagraben, Höhe Rückhalte-becken (JG15)	Julagraben, vor ARA (JG17)	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke (NG11)	Nordgraben, nach Rückhalte-becken (NG12)	Zulauf Schönungs-teich 1 in -teich 2	Schönungs-teich 2, Ablauf in den See
Enterokokken (Anzahl /100 ml)								
<b>Extremes Starkregenereignis</b>								
31.07.2014	158	39	60.000	600	10.000	45.000	35.000	16.000
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>								
06.08.2014	0	15	15	200	2.100	4.500	60	400
04.02.2015	41	15	15	15	3.500	1.100	650	180
09.03.2015	21	15	15	45	1.800	1.000	180	45
14.12.2015	6	15	15	15	1.700	1.200	220	15
Mittelwert		15	15	69	2.275	1.950	278	160
STABW		0	0	89	834	1.702	257	175
Median		15	15	30	1.950	1.150	200	113
Geom. Mittelwert		15	15	38	2.178	1.561	198	83
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>								
28.08.2014	92	15	15	180	45	130	45	45
02.10.2014	172	15	15	45	60	600	45	140
20.10.2014	16	15	15	15	30	15	110	30
12.11.2014	42	15	45	15	95	60	15	15
11.12.2014	46	15	15	30	160	45	15	30
08.04.2015	13	75	15	15	75	15	30	30
20.04.2015	8	15	15	45	15	15	80	15
04.05.2015	19	15	15	45	15	15	15	15
18.05.2015	25	15	15	350	220	800	15	15
01.06.2015	61	15	15	15	15	300	15	15
15.06.2015	6	15	15	450	30	130	110	95
29.06.2015	12	15	15	1.400	230	140	140	30
13.07.2015	18	15	15	15	80	140	130	15
27.07.2015	1	15	15	140	200	110	95	160
10.08.2015	24	13.000	1.800	500	230	400	45	95
24.08.2015	45	15	15	350	95	550	140	80
07.09.2015	9	15	15	300	140	16.000	450	75
21.09.2015	17	15	15	250	80	130	110	30
05.10.2015	26	15	15	75	30	30	140	650
19.10.2015	56	15	15	160	30	80	110	200
16.11.2015	38	15	15	190	110	95	75	30
Mittelwert		636	101	218	95	943	92	86
STABW		2.833	389	311	74	3.457	94	140
Median		15	15	140	80	130	80	30
Geom. Mittelwert		22	20	95	66	123	61	45
ohne 10.08.2015								
Mittelwert		18	17	204	88	970	94	86
STABW		13	7	312	69	3.544	96	143
Median		15	15	108	78	120	88	30
Geomittel		22	20	95	66	123	61	45

TABELLE 41: KONZENTRATIONSVERLAUF VON SPOREN VON *C. PERFRINGENS* ENTLANG DES ABWASSERPFADES JULAGRABEN-NORDGRABEN-SCHÖNUNGSTEICHE IM ZEITRAUM 2014-2015

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Julagraben, Grund- wasserpumpe	Julagraben, Höhe Rückhalte- becken (JG15)	Julagraben, vor ARA (JG17)	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke (NG11)	Nordgraben, nach Rückhalte- becken (NG12)	Zulauf Schönungs- teich 1 in -teich 2	Schönungs- teich 2, Ablauf in den See
Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> (Anzahl /100 ml)								
<b>Extremes Starkregeneignis</b>								
31.07.2014	158	25	1.500	1.000	1.000	5.000	900	1.000
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>								
06.08.2014	0	4	2	55	1.300	1.700	150	500
04.02.2015	41	2	2	55	1.900	1.500	850	750
09.03.2015	21	2	2	45	2.600	2.900	800	600
14.12.2015	6	1	2	12	4.000	2.300	1.100	500
<b>Mittelwert</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>42</b>	<b>2.450</b>	<b>2.100</b>	<b>725</b>	<b>588</b>
STABW		1	0	20	1.162	632	405	118
<b>Median</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>50</b>	<b>2.250</b>	<b>2.000</b>	<b>825</b>	<b>550</b>
<b>Geom. Mittelwert</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>36</b>	<b>2.251</b>	<b>2.031</b>	<b>579</b>	<b>579</b>
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>								
28.08.2014	92	7	2	85	90	120	180	110
02.10.2014	172	2	2	120	210	280	140	80
20.10.2014	16	4	4	75	85	45	110	150
12.11.2014	42	2	2	60	110	85	130	85
11.12.2014	46	2	2	45	750	230	230	220
08.04.2015	13	2	2	45	160	100	210	300
20.04.2015	8	2	8	8	170	220	180	140
04.05.2015	19	2	3	8	210	400	300	450
18.05.2015	25	2	2	80	65	1.000	300	300
01.06.2015	61	2	2	110	80	4.000	210	250
15.06.2015	6	2	2	270	75	700	450	350
29.06.2015	12	2	2	450	50	1.100	450	500
13.07.2015	18	2	21	21	120	700	550	130
27.07.2015	1	2	4	160	450	650	750	150
10.08.2015	24	950	350	260	85	350	350	85
24.08.2015	45	2	8	90	40	950	600	40
07.09.2015	9	1	2	290	60	1.400	220	30
21.09.2015	17	2	10	11	14	55	300	50
05.10.2015	26	2	2	26	30	80	40	140
19.10.2015	56	2	3	50	70	210	180	450
16.11.2015	38	2	2	550	110	290	400	95
<b>Mittelwert</b>		<b>47</b>	<b>21</b>	<b>134</b>	<b>144</b>	<b>617</b>	<b>299</b>	<b>195</b>
STABW		207	76	149	167	869	179	144
<b>Median</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>80</b>	<b>85</b>	<b>290</b>	<b>230</b>	<b>140</b>
<b>Geom. Mittelwert</b>		<b>3</b>	<b>4</b>	<b>72</b>	<b>97</b>	<b>322</b>	<b>248</b>	<b>148</b>
<b>ohne 10.08.2015</b>								
<b>Mittelwert</b>		<b>2</b>	<b>4</b>	<b>128</b>	<b>147</b>	<b>631</b>	<b>297</b>	<b>201</b>
STABW		1	5	150	171	889	183	145
<b>Median</b>		<b>2</b>	<b>2</b>	<b>78</b>	<b>88</b>	<b>285</b>	<b>225</b>	<b>145</b>

Anhand der Daten ist der deutliche Einfluss durch die Mischwasserentlastung im Bereich des Julagrabens vor der ARA Podersdorf, weiters der Ablauf der Kläranlage, wenn die UV-Anlage nicht in Betrieb war, und ganz besonders der Bereich nach dem Rückhaltebecken beim Nordgraben zu sehen.

Im Zeitraum bis Mai 2015 traten erhöhte Konzentrationen an Sporen von *C. perfringens* an der Stelle Nordgraben nach ARA auf. Diese sind auf die noch nicht optimierten Betriebsbedingungen der UV-Anlage zurückzuführen. Dieser Mangel zeigt sich nicht bei den Ergebnissen für Enterokokken und *E. coli*, diese sind zu UV-empfindlich, um eine nicht ausreichende UV-Bestrahlung anzuzeigen.

Nach den Schönungsteichen lagen die Konzentrationen an Enterokokken in der Regel niedriger, wohingegen die Konzentrationen an Sporen von *C. perfringens* weitgehend unverändert blieben. Dies liegt an der deutlich kürzeren Überlebenszeit von Enterokokken (Tage) verglichen mit den Sporen von *C. perfringens* (Wochen). Da viele bedeutende humanpathogene Krankheitserreger ähnlich widerstandsfähig sind wie Sporen von *C. perfringens*, ist aus den Daten abzuleiten, dass die Schönungsteiche in Hinblick auf eine Reduktion von Krankheitserregern keinen wesentlichen Beitrag leisten.

Aufgrund der hohen Konzentrationen an *E. coli* in Fäkalien und fäkalem Abwasser (eine Zehnerpotenz höher als Enterokokken, zwei Zehnerpotenzen höher als Sporen von *C. perfringens*) erwies sich im System „Abwasserpfad Podersdorf“ auch *E. coli* als geeigneter Indikator. Dies bestätigt die Ergebnisse aus früheren Studien in anderen Systemen (Vierheilig et al., 2013; Farnleitner et al., 2014).

Die fäkalen Einträge im Bereich Julagraben, vor ARA und nach dem Rückhaltebecken im Nordgraben sind deutlich zu sehen. Entlang der beiden Schönungsteiche blieben die erhöhten Konzentrationen an *E. coli* weitgehend erhalten. Die aufgrund eines Baumangels unzureichende UV-Bestrahlung konnte durch *E. coli* nicht detektiert werden. Wenn die UV-Anlage in Betrieb war, lag die Konzentration an *E. coli* im Kläranlagenablauf sehr niedrig (2/100 ml; Tabelle 7). Dadurch kam es zu bestimmten Zeitpunkten (z.B. 10.08.2015, Oktober bis November) zu einer Verdünnung von *E. coli* im Wasser des Julagrabens, sodass nach Einleitung des Ablaufs der ARA sogar niedrigere Konzentration im Wasser des Nordgrabens vorlagen als vor der Einleitung.

Besondere Auswirkung im Hinblick auf eine fäkale Verunreinigung hatte das extreme Starkregenereignis im Juli 2014 (Niederschlag 158 mm). Auch hier waren keine wesentliche Reduktion der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen durch die Schönungsteiche festzustellen. Die Undichtheit des Abwasserkanals im Bereich der Grundwasserpumpe Julagraben am 10.08.2015 war anhand stark erhöhter Konzentrationen aller Fäkalindikatororganismen zu erkennen.

TABELLE 42: KONZENTRATIONSVERLAUF VON *E. COLI* ENTLANG DES ABWASSERPFADES JULAGRABEN-NORDGRABEN-SCHÖNUNGSTEICHE IM ZEITRAUM 2014-2015

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Julagraben, Grund- wasserpumpe	Julagraben, Höhe Rückhalte- becken (JG15)	Julagraben, vor ARA (JG17)	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke (NG11)	Nordgraben, nach Rückhalte- becken (NG12)	Zulauf Schönungs- teich 1 in -teich 2	Schönungs- teich 2, Ablauf in den See
<i>E. coli</i> (Anzahl /100 ml)								
<b>Extremes Starkregenereignis</b>								
31.07.2014	158	300	65.000	180	25.000	350.000	400.000	130.000
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>								
06.08.2014	0	30	30	230	30.000	45.000	2.900	2.200
04.02.2015	41	15	15	15	28.000	9.000	10.000	3.500
09.03.2015	21	15	15	60	24.000	4.500	2.400	500
14.12.2015	6	15	15	60	19.000	7.000	1.900	350
Mittelwert		19	19	91	25.250	16.375	4.300	1.638
STABW		8	8	95	4.856	19.172	3.822	1.499
Median		15	15	60	26.000	8.000	2.650	1.350
Geom. Mittelwert		18	18	59	24.878	10.628	3.391	1.077
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>								
28.08.2014	92	180	130	180	60	600	1.600	1.400
02.10.2014	172	15	15	60	290	2.500	750	800
20.10.2014	16	15	15	15	60	60	750	550
12.11.2014	42	15	15	15	15	60	80	15
11.12.2014	46	15	15	45	600	230	300	270
08.04.2015	13	15	15	15	15	30	45	15
20.04.2015	8	15	15	60	30	30	30	15
04.05.2015	19	15	15	60	15	80	15	80
18.05.2015	25	15	15	220	290	110	95	15
01.06.2015	61	15	30	60	130	350	80	110
15.06.2015	6	15	15	140	15	180	140	130
29.06.2015	12	15	15	500	140	200	45	130
13.07.2015	18	15	30	30	45	250	1.200	350
27.07.2015	1	15	15	270	500	1.300	350	450
10.08.2015	24	130.000	29.000	3.500	550	1.000	250	95
24.08.2015	45	15	15	270	450	500	950	270
07.09.2015	9	15	15	290	130	220.000	15.000	2.000
21.09.2015	17	15	45	140	15	270	700	180
05.10.2015	26	15	15	400	80	350	400	60
19.10.2015	56	15	15	250	110	350	5.500	7.000
16.11.2015	38	15	15	1.400	130	180	500	130
Mittelwert		6.213	1.404	377	175	10.887	1.370	670
STABW		28.363	6.323	777	193	47.917	3.340	1.534
Median		15	15	140	110	250	350	130
Geom. Mittelwert		26	27	130	88	314	312	173
ohne 10.08.2015								
Mittelwert		23	24	221	156	11.382	1.427	699
STABW		37	26	310	177	49.107	3.416	1.568
Median		15	15	140	95	240	375	155

## 2.4.3.1.2 SÜDGRABEN

Der zeitliche Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens* an den Beobachtungspunkten des Südgrabens ist in Abbildung 103 ersichtlich. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind den Konzentrationen gegenübergestellt.

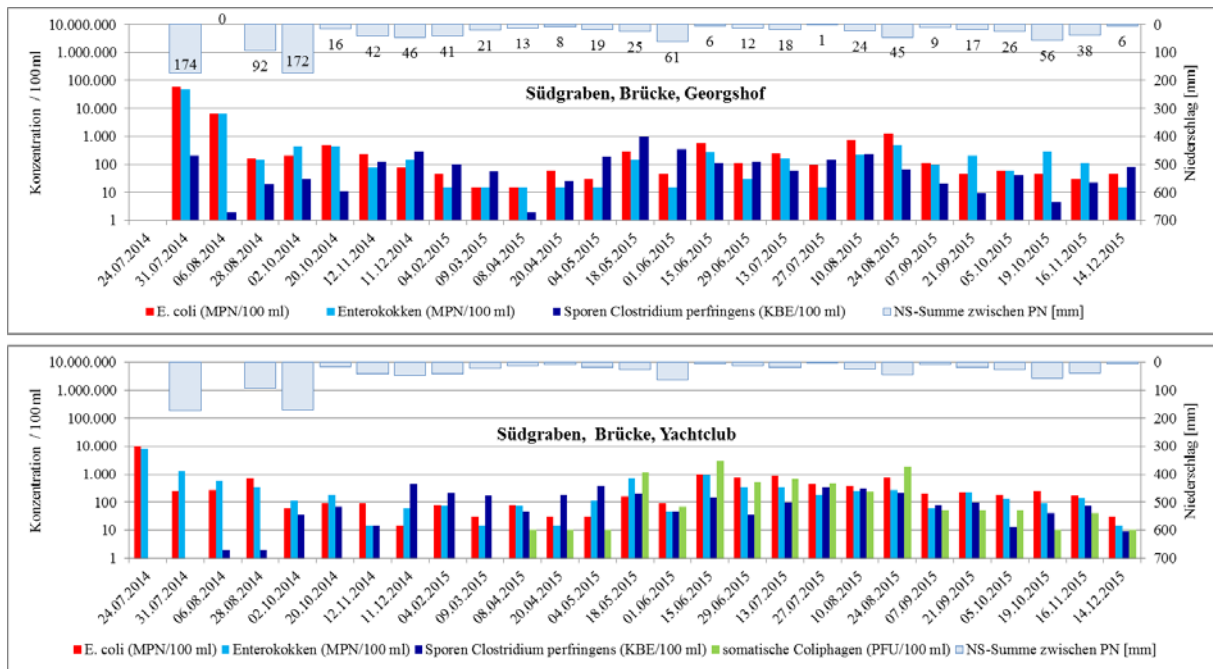


Abbildung 103: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen an den beiden Beobachtungspunkten des Südgraben. Somatische Coliphagen wurden in den Proben des Südgraben, Brücke, Yachtclub im Jahr 2015 analysiert. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet.

Bei den 25 Untersuchungsserien während des Beobachtungszeitraums zeigten sich deutliche Unterschiede bei den Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen. Die minimalen und maximalen Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* unterschieden sich um ein Vielfaches, wobei die Variation an der Probenahmestelle Georgshof, nach Brücke, besonders ausgeprägt war (Abbildung 104). Betrachtet man die Mediane, lagen die Konzentrationen an der Probenahmestelle Brücke bei Yachtclub tendenziell etwas höher.

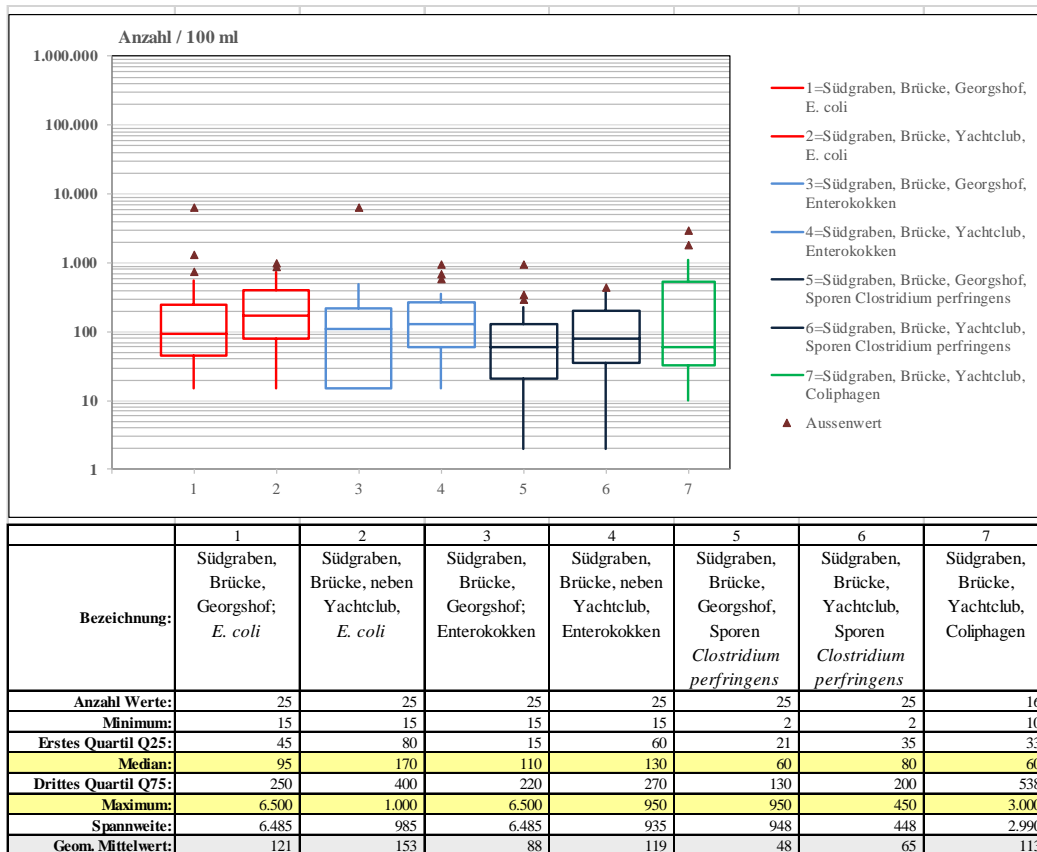


Abbildung 104: Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen (im Jahr 2015; Brücke, Yachtclub) an den beiden Probenahmestellen des Südgrabens im Zeitraum 2014 und 2015

#### 2.4.3.1.3 SOMATISCHE COLIPHAGEN (NORDGRABEN-JULAGRABEN UND SÜDGRABEN)

Für das Untersuchungsjahr 2015 wurde beschlossen als zusätzlichen Fäkalindikator den viralen Parameter somatische Coliphagen in das Untersuchungsprogramm aufzunehmen. In Abbildung 105 sind die Konzentrationen an somatischen Coliphagen im Verlauf des Abwasserpfades Julagraben-Nordgraben und des Südgrabens im Jahr 2015 dargestellt. Es wurden 15 Untersuchungsserien durchgeführt, bei denen die UV-Anlage in Betrieb war, und eine Untersuchung bei abgeschalteter UV-Anlage (Werte dargestellt mit roten Punkten). Wenn die UV-Anlage nicht in Betrieb war, trat eine 150-fach erhöhte Viruskonzentration bezogen auf den Median der Ergebnisse bei eingeschalteter UV-Anlage auf. Wenn die UV-Anlage in Betrieb war, zeigte sich - wie auch bei den anderen fäkalen Mikroorganismen - sehr deutlich der Einfluss des fäkalen Eintrags nach dem Rückhaltebecken im Nordgraben. Die Wirkung der UV-Anlage wurde dadurch teilweise wieder zu Nichte gemacht.

In der Abbildung 105 sind zum Vergleich die Konzentrationen der somatischen Coliphagen (Viren) im Südgraben, Probenahmestelle Brücke bei Yachtclub, bei 15 Untersuchungsserien dargestellt. Es zeigte sich eine hohe Variabilität, die Konzentrationen lagen zwischen 10 und 2.970 Viren pro 100 ml. Dies belegt, dass zeitweise beträchtliche fäkale virale Einträge in den Südgraben eingebracht werden.



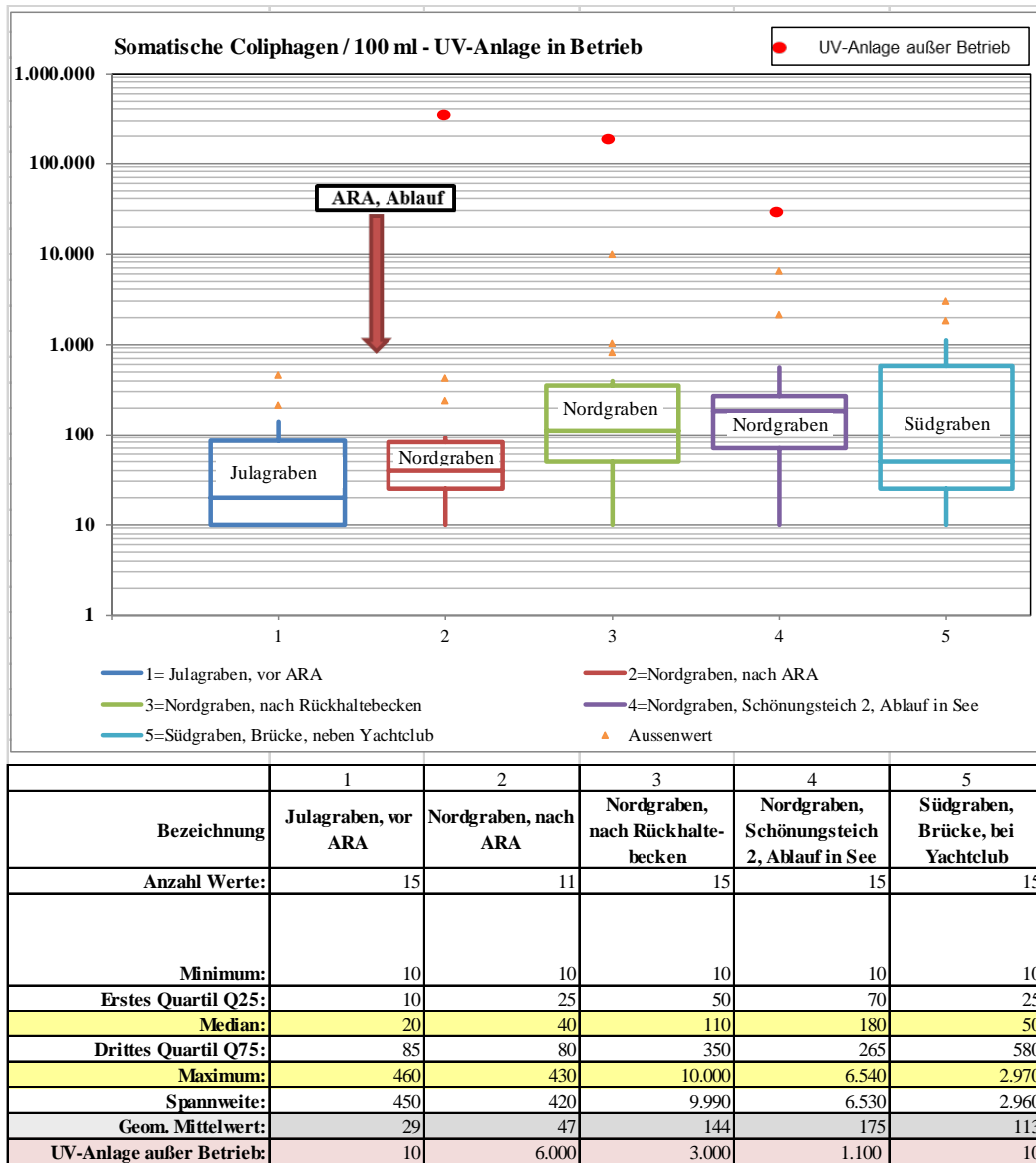


Abbildung 105: Verlauf der Konzentrationen an somatischen Coliphagen entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist. Die roten Punkte geben die Konzentrationen an somatischen Coliphagen wieder, wenn die UV-Anlage außer Betrieb ist. Die Konzentrationen an der Probennahmestelle Südgraben, Brücke, neben Yachtclub sind zum Vergleich angeführt.

2.4.3.1.4 SEEPROBEN

Eine umfangreiche Bewertung der mikrobiologischen Qualität der Seeproben auf Basis der in der BGewV vorgesehenen bakteriologischen Parameter *E. coli* und Enterokokken findet sich in ARBEITSPAKET 2 (historische Datenanalyse) und ARBEITSPAKET 7 (Immission). Im ARBEITSPAKET 4 wurden die Parameter der Seeproben aus Sicht der Emission betrachtet und es wurde ein Schwerpunkt auf die zusätzlichen Parameter, somatische Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens*, im Vergleich zu den Standardparametern gelegt.

Für die Bewertung der Wasserqualität im Hinblick auf einen wirksamen Infektionsschutz muss berücksichtigt werden, dass zu den wasserübertragbaren Krankheitserregern nicht nur Bakterien, sondern auch Viren oder Parasiten zählen. Derzeit sind bei der mikrobiologischen Untersuchung und Klassifizierung gemäß BGewV als Untersuchungsparameter nur Vertreter von Fäkalbakterien (*E. coli* und Enterokokken) vorgesehen. Diese Bakterien dienen als Indikatoren und zeigen fäkale Verunreinigung an. Je nach Alter der

fäkalen Verunreinigung, den äußeren Einflüssen wie Sonnenbestrahlung, Temperatur, Ionenkonzentration, Salinität oder durch Desinfektionsmaßnahmen ändert sich das Konzentrationsverhältnis der Mikroorganismen zueinander, wie in ARBEITSPAKET 1 (Abbildung 9) für die Abwasserreinigung und UV-Desinfektion gezeigt wird. Aus diesem Grund wurden für die Untersuchung der Seeproben neben *E. coli* und Enterokokken weitere Fäkalindikatororganismen eingesetzt. Dies waren somatische Coliphagen als Surrogate für Viren und Sporen von *Clostridium perfringens* als Surrogate für widerstandsfähige Krankheitserreger in Dauerformen, wie die Zysten und Oozysten von Protozoen.

In Abbildung 106 ist der zeitliche Verlauf der Untersuchungsergebnisse (Jahre 2014-2016) der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens* der Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) und 25 (Zufluss Golser Kanal) ersichtlich. Somatische Coliphagen wurden ab April 2015 in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die Probenahmestelle 13 (Wulka-Delta) ist im Vergleich dazu dargestellt (Daten vom Sommer 2015 und vom Jahr 2016; insgesamt 12 Untersuchungsserien).

Zur Bewertung der Badegewässerqualität auf Grundlage von epidemiologischen Erkenntnissen ist in den Abbildungen die Konzentration an intestinalen Enterokokken von 25/100 ml eingezeichnet, die den *No Observed Adverse Effect Level* (NOAEL) für gastrointestinale Infektionen darstellt (Wiedenmann, 2004, 2006, 2007). Es zeigte sich, dass die höchste Belastung mit Enterokokken bei der Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) auftrat, gefolgt von der Seeprobe 13 (Wulka-Delta). Bei der Seeprobe 29 waren zudem die jeweils höheren Konzentrationen in den Sommermonaten auffällig, wobei es zu Überschreitungen des Wertes für den NOAEL kam. In geringerem Ausmaß war dies auch bei der Stelle 25 (Zufluss Golser Kanal) und der Stelle 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) ersichtlich. In der Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) traten zudem immer wieder erhöhte Konzentrationen an somatischen Coliphagen auf.

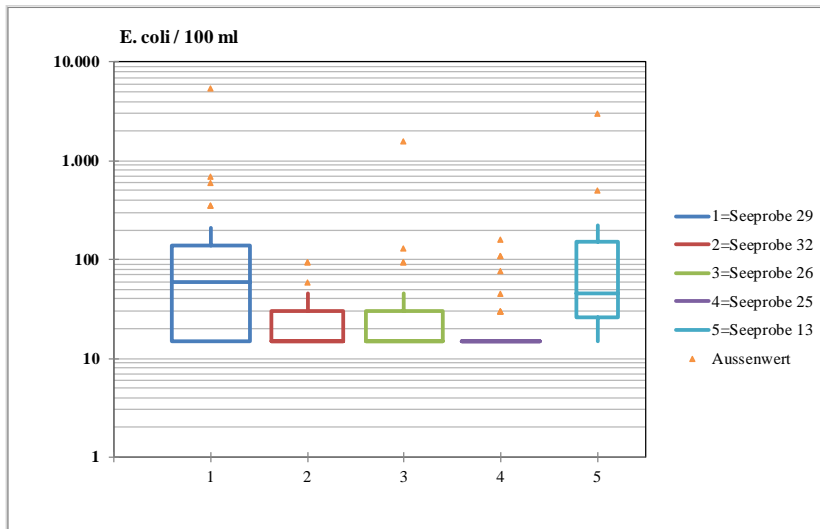
In den Boxplot-Darstellungen über alle Untersuchungsserien im Beobachtungszeitraum der Seeproben zeigten sich deutliche Unterschiede bei den Konzentrationen der einzelnen Fäkalindikatororganismen. Betrachtet man die Mediane und die geometrischen Mittel der Konzentrationen an *E. coli*, dargestellt in Abbildung 107, traten die höchsten Werte bei den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) und 13 (Wulka-Delta) auf. Die Seeproben 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) und 25 (Zufluss Golser Kanal) wiesen zwar niedrige Median-Werte auf, allerdings auch viele Außenwerte mit Maximalwerten von bis zu 14.000 *E. coli*/100 ml. Das Ergebnis der Untersuchung der Konzentrationen an Enterokokken ergab dasselbe Bild, die höchsten Werte waren in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) und 13 (Wulka-Delta) zu verzeichnen. Viele Außenwerte, das heißt Einzelereignisse mit hohen Konzentrationen, traten auf. Die Maximalkonzentration von 1.400 Enterokokken/100ml wurde an der Seestelle 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) festgestellt (Abbildung 108).

Die Konzentrationen an Sporen von *C. perfringens* waren allgemein niedrig (< 10/100 ml), höhere Werte zeigten sich bei der Seeprobe 13 (Wulka-Delta). Der Maximalwert von 75 Sporen/100 ml trat jeweils an Seestelle 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) und der Seestelle 25 (Golser Kanal) auf (Abbildung 109).

Bei den somatischen Coliphagen folgte das Muster der Konzentrationen jenem von *E. coli* und Enterokokken (Abbildung 110). Die höchsten Werte traten mit 2.400 Coliphagen/100 ml bei der Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) bzw. 580 Coliphagen/100 ml bei der Seeprobe 13 (Wulka-Delta) auf. Die Seeproben 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) und 25 (Zufluss Golser Kanal) wiesen zwar niedrige Median-Werte (10 Coliphagen/100 ml) auf, allerdings auch viele Außenwerte mit Maximalwerten im Bereich von 190 bis 240 Coliphagen/100 ml.

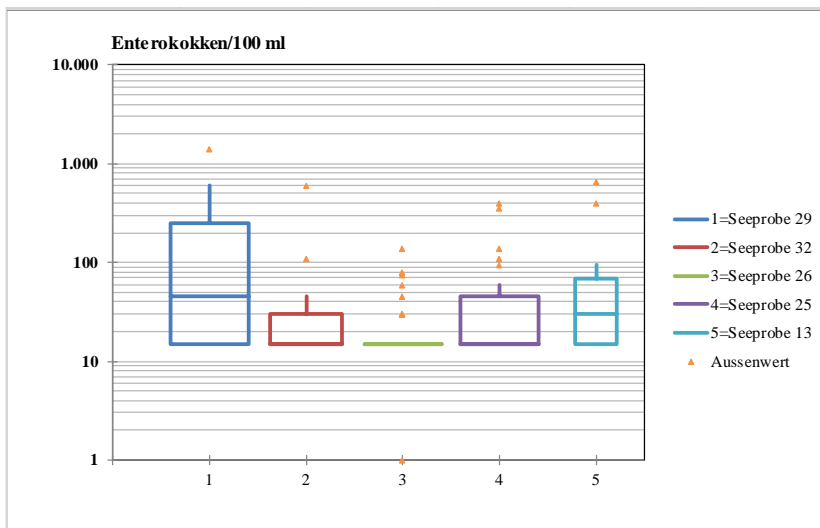


Abbildung 106: Konzentrationen von *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens* der Seeproben 25 (Zufluss Golser Kanal), 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) und 13 (Wulka-Delta) im zeitlichen Verlauf des Beobachtungszeitraums (2014-2016)  
 blaue Linie :NOAEL (IE) (No Observed Adverse Effect Level für Intestinale Enterokokken von 25/100 ml; Wiedenmann, 2007)



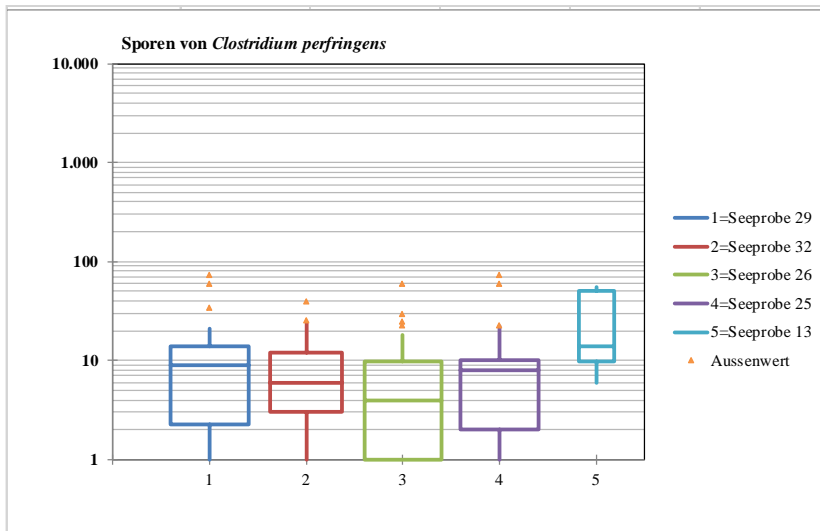
	1	2	3	4	5
<b>Bezeichnung:</b>	Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)	Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand)	Seeprobe 26 (Podersdorf, EU- Badestelle)	Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal)	Seeprobe 13 (Wulka-Delta)
<b>Anzahl Werte:</b>	41	36	41	41	12
<b>Minimum:</b>	15	15	15	15	15
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	15	15	15	15	26
<b>Median:</b>	60	15	15	15	45
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	140	30	30	15	153
<b>Maximum:</b>	5.500	14.000	1.600	160	3.000
<b>Spannweite:</b>	5.485	13.985	1.585	145	2.985
<b>Geometrisches Mittel:</b>	58	25	23	20	74

Abbildung 107: Konzentrationen an *E. coli* in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016)



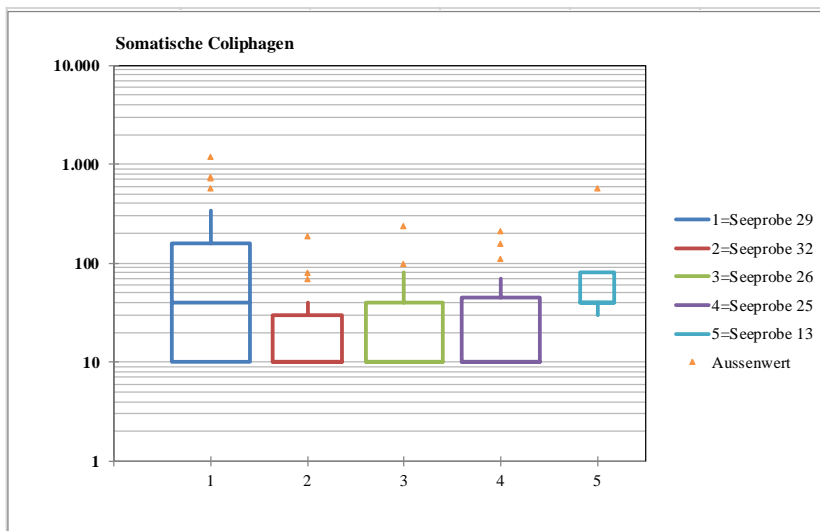
	1	2	3	4	5
<b>Bezeichnung:</b>	Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)	Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand)	Seeprobe 26 (Podersdorf, EU- Badestelle)	Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal)	Seeprobe 13 (Wulka-Delta)
<b>Anzahl Werte:</b>	41	36	41	41	12
<b>Minimum:</b>	15	15	1	15	15
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	15	15	15	15	15
<b>Median:</b>	45	15	15	15	30
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	250	30	15	45	69
<b>Maximum:</b>	1.400	600	140	400	650
<b>Spannweite:</b>	1.385	585	139	385	635
<b>Geometrisches Mittel:</b>	64	22	19	27	47

Abbildung 108: Konzentrationen an Enterokokken in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016)



Variable:	1	2	3	4	5
Bezeichnung:	Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)	Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand)	Seeprobe 26 (Podersdorf, EU- Badestelle)	Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal)	Seeprobe 13 (Wulka-Delta)
Anzahl Werte:	38	33	38	38	8
Minimum:	1	1	1	1	6
Erstes Quartil Q25:	2	3	1	2	10
Median:	9	6	4	8	14
Drittes Quartil Q75:	14	12	10	10	50
Maximum:	75	40	60	75	55
Spannweite:	74	39	59	74	49
Geometrisches Mittel:	7	6	4	6	19

Abbildung 109: Konzentrationen an Sporen von *Clostridium perfringens* in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016)



Variable:	1	2	3	4	5
Bezeichnung:	Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)	Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand)	Seeprobe 26 (Podersdorf, EU- Badestelle)	Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal)	Seeprobe 13 (Wulka-Delta)
Anzahl Werte:	27	22	27	27	5
Minimum:	10	10	10	10	30
Erstes Quartil Q25:	10	10	10	10	40
Median:	40	10	10	10	40
Drittes Quartil Q75:	160	30	40	45	80
Maximum:	1200	190	240	210	580
Spannweite:	1190	180	230	200	550
Geometrisches Mittel:	49	18	19	22	74

Abbildung 110: Konzentrationen an somatischen Coliphagen in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016)

In Tabelle 48 sind die Konzentrationen an Standard-Fäkalindikatorbakterien (*E. coli* und Enterokokken) den in dieser Studie zusätzlich eingesetzten Fäkalindikatororganismen (somatische Coliphagen und Sporen von *C. perfringens*) in einzelnen Seeproben beispielhaft gegenübergestellt. Es zeigte sich, dass es auch bei geringen, unauffälligen Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken vorkommen konnte, dass erhöhte Konzentrationen des viralen, fäkalen Indikators (somatische Coliphagen) auftraten. Dies ist durch die höhere Persistenz von Viren im Vergleich zu Bakterien erklärbar. Erhöhte Konzentrationen an Sporen von *C. perfringens* (> 10 Sporen/100 ml) waren bei den in Tabelle 41 dargestellten Untersuchungen in nur zwei Proben feststellbar, einmal bei einer Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) und einmal bei einer Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal). Die Niederschlagsmengen vor der jeweiligen Probenahme sind angeführt.

**TABELLE 43: BEISPIELE FÜR DEN VERGLEICH DER KONZENTRATIONEN DER STANDARD-FÄKALINDIKATOREN (*E. COLI* UND ENTEROKOKKEN) MIT DEN ZUSÄTZLICHEN FÄKALINDIKATOR-ORGANISMEN (SPOREN VON *C. PERFRINGENS* UND SOMATISCHEN COLIPHAGEN) IN DEN SEEPROBEN 25 (ZUFLUSS GOLSER KANAL), 26 (PODERSDORF, EU-BADESTELLE), 29 (PODERSDORF, ZUFLUSS ABWASSERPFAD), 32 (PODERSDORF NORDSTRAND) UND 13 (WULKA-DELTA)**

Seeprobe	<i>E. coli</i> / 100 ml	Enterokokken / 100 ml	Sporen <i>C. perfringens</i> / 100 ml	Somatische Coliphagen / 100 ml
Datum: 17.11.2014	Niederschlag (5 Tage): 0 mm, zuletzt: 08.11.2014: 9 mm			
25	15	<b>30</b>	3	<b>138</b>
26	< 15	< 15	2	<b>173</b>
29	< 15	15	<b>12</b>	<b>118</b>
32	< 15	< 15	2	<b>155</b>
Datum: 29.06.2015	Niederschlag (5 Tage): 3 mm; davor 23.-24.06.2015: 8 mm			
25	15	< 15	1	10
26	< 15	15	1	10
29	<b>160</b>	<b>60</b>	1	<b>1200</b>
32	< 15	< 15	4	< 10
Datum: 06.06.2016	Niederschlag (5 Tage): 20 mm			
25	< 15	15	2	< 10
26	15	< 15	0	10
29	15	<b>400</b>	0	< 10
32	15	< 15	3	< 10
Datum: 14.11.2016	Niederschlag (5 Tage): 16 mm			
13	< 15	15	6	40
25	45	<b>45</b>	<b>23</b>	<b>210</b>
26	30	15	< 1	<b>240</b>
29	15	15	< 1	60
32	45	<b>30</b>	5	<b>190</b>

Der Zusammenhang zwischen den Standard-Fäkalindikatoren und den zusätzlichen Fäkalindikator-Organismen ist in Tabelle 42 als Korrelationsanalyse am Beispiel der Seeprobe 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) dargestellt. Es zeigte sich ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen den log-Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken sowie *E. coli* und Sporen von *C. perfringens*, nicht aber



zwischen Enterokokken und Sporen von *C. perfringens*. Somatische Coliphagen korrelierten mit keinem der drei anderen Parameter. Dies bedeutet, dass der Parameter somatische Coliphagen als viraler Indikator zusätzliche Information liefert.

**TABELLE 44: SEEPROBE 26 (PODERSDORF, EU-BADESTELLE ), KORRELATIONSANALYSE DER LOG KONZENTRATIONEN AN STANDARD-FÄKALINDIKATOREN (*E. COLI* UND ENTEROKOKKEN) UND DEN ZUSÄTZLICHEN FÄKALINDIKATOR-ORGANISMEN (SPOREN VON *C. PERFRINGENS* UND SOMATISCHEN COLIPHAGEN) (P-WERT = 0,05; SIGNIFIKANT GELB MARKIERT; N=27)**

Korrelationskoeffizienten	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
<i>E. coli</i>	1	0,5416	0,1644	0,4659
Enterokokken	0,5416	1	-0,2039	0,3038
somatische Coliphagen	0,1644	-0,2039	1	-0,0361
Sporen von <i>Clostridium perfringens</i>	0,4659	0,3038	-0,0361	1

In Tabelle 43 bis Tabelle 47 sind die Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatorbakterien (*E. coli* und Enterokokken) und der zusätzlichen Fäkalindikatororganismen (Sporen von *C. perfringens* und somatischen Coliphagen) in allen über den Versuchszeitraum untersuchten Seeproben 25 (Zufluss Golser Kanal), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf Nordstrand) und 13 (Wulka-Delta) den Beurteilungswerten der Badegewässerverordnung und den auf der Grundlage von epidemiologischen Erkenntnissen ermittelten NOAEL-Werten (Wiedenmann et al., 2007) gegenübergestellt. Verwendet man alle im Untersuchungszeitraum ermittelten Daten (innerhalb und außerhalb der in der BGewV definierten Badesaison 15. Juni bis 31. August).

Die beiden **Seeproben 26 und 32** (Podersdorf EU-Badestelle und Podersdorf, Nordstrand) entsprachen im Untersuchungszeitraum den Kriterien der BGewV (Klassifizierung: ausgezeichnet). Allerdings traten bei Starkregenereignissen – insbesondere bei Seeprobe 32 - kurzfristig sehr hohe Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen auf. Das Extrem-Starkregenereignis am 31.07.2014 wirkte sich bei der Seeprobe 26 deutlich aus, die Seeprobe 32 war zum Zeitpunkt der Probenahme von der Verschmutzung (noch) nicht betroffen. Im Hinblick auf die Bewertung gemäß NOAEL waren die Konzentrationen an somatischen Coliphagen erhöht (Tabelle 43 und Tabelle 44). Die Maximalwerte überschritten jeweils die Grenzwerte für die Einzelwertbeurteilung.

Die **Seeprobe 29** (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) entsprach aufgrund des Parameters Enterokokken nicht den Anforderungen der BGewV (Klassifizierung: nicht ausreichend). Bei Starkregenereignissen waren extrem hohe Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen zu beobachten. Bei der Bewertung gemäß NOAEL lagen Überschreitungen bei den Konzentrationen an Enterokokken und an somatischen Coliphagen vor (Tabelle 45).

Die **Seeprobe 25** (Zufluss Golser Kanal) entsprach den Anforderungen der BGewV (Klassifizierung: ausgezeichnet) allerdings waren die NOAEL-Werte bei den Parametern Enterokokken und somatische Coliphagen überschritten. Das Extrem-Starkregenereignis am 31.07.2014 wirkte sich mit stark erhöhten Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken deutlich aus (2.900 bzw. 2.400/100 ml).

Die **Seeprobe 13** (Wulka-Delta) entsprach zwar den Anforderungen der BGewV (ausreichend). Die Maximalwerte überschritten die Grenzwerte für Einzelwertbeurteilung. Die Konzentrationen an Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *C. perfringens* lagen über den NOAEL-Werten.

**TABELLE 45: KONZENTRATIONEN DER STANDARD-FÄKALINDIKATOREN (*E. COLI* UND ENTEROKOKKEN) UND DER ZUSÄTZLICHEN FÄKALINDIKATOR-ORGANISMEN (SPOREN VON *C. PERFRINGENS* UND SOMATISCHEN COLIPHAGEN) IN DER SEEPROBE 26 (PODERSDORF, EU-BADESTELLE) IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND AUF DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)**

<b>Seeprobe 26 (Podersdorf, EU-Badestelle)</b>				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,35	1,31	1,28	0,63
Stabw	0,39	0,26	0,41	0,52
Anzahl Proben (2014-2016)	41	41	27	38
Minimum	15	15	10	1
Maximum (ohne 31.07.2014)	1.600	140	240	60
Extremniederschlagsereignis (31.07.2014)	400	800	-	20
<b>BGewV Einzelwertbeurteilung</b> Richtwert / Grenzwert	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	<b>98</b>	<b>55</b>	<b>88</b>	31
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	71	44	63	20
<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
Beurteilung	ausgezeichnet	ausgezeichnet		
geom. Mittelwert	23	20	19	4
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

**TABELLE 46: KONZENTRATIONEN DER STANDARD-FÄKALINDIKATOREN (*E. COLI* UND ENTEROKOKKEN) UND DER ZUSÄTZLICHEN FÄKALINDIKATOR-ORGANISMEN (SPOREN VON *C. PERFRINGENS* UND SOMATISCHEN COLIPHAGEN) IN DER SEEPROBE 32 (PODERSDORF, NORDSTRAND) IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND AUF DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)**

<b>Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand)</b>				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,39	1,34	1,24	0,76
Stabw	0,53	0,33	0,38	0,41
Anzahl Proben (2014-2016)	36	36	22	33
Minimum	15	15	10	1
Maximum (ohne 31.07.2014)	14.000	600	190	40
Extremniederschlagsereignis (31.07.2014)	30	15	-	12

ARBEITSPAKETE

<b>BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert</b>	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	185	77	74	28
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	118	58	53	20
<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
<b>Beurteilung</b>	ausgezeichnet	ausgezeichnet		
geom. Mittelwert	25	22	18	6
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

TABELLE 47: KONZENTRATIONEN DER STANDARD-FÄKALINDIKATOREN (*E. COLI* UND ENTEROKOKKEN) UND DER ZUSÄTZLICHEN FÄKALINDIKATOR-ORGANISMEN (SPOREN VON *C. PERFRINGENS* UND SOMATISCHEN COLIPHAGEN) IN DER SEEPROBE 29 (PODERSDORF, ZUFLUSS ABWASSERPFAD) IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND AUF DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)

<b>Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)</b>				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,77	1,80	1,69	0,81
Stabw	0,61	0,64	0,70	0,49
Anzahl Proben (2014-2016)	41	41	27	38
Minimum	15	15	10	1
Maximum (ohne 31.07.2014)	5.500	1.400	1.200	75
Extremniederschlagsereignis (31.07.2014)	21.000	12.000		700
<b>BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert</b>	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	587	737	710	43
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	351	427	391	28
<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
<b>Beurteilung</b>	gut	nicht ausreichend		
geom. Mittelwert	58	64	49	7
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

TABELLE 48: KONZENTRATIONEN DER STANDARD-FÄKALINDIKATOREN (*E. COLI* UND ENTEROKOKKEN) UND DER ZUSÄTZLICHEN FÄKALINDIKATOR-ORGANISMEN (SPOREN VON *C. PERFRINGENS* UND SOMATISCHEN COLIPHAGEN) IN DER SEEPROBE 25 (ZUFLUSS GOLSER KANAL) IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND AUF DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)

Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal)				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,30	1,43	1,34	0,76
Stabw	0,27	0,39	0,43	0,50
Anzahl Proben (2014-2016)	41	41	27	38
Minimum	15	15	10	1
Maximum (ohne 31.07.2014)	160	400	210	75
Extremniederschlagsereignis (31.07.2014)	2.900	2.400	-	28
<b>BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert</b>	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	<b>57</b>	<b>118</b>	110	39
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	45	85	76	25
<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
Beurteilung	ausgezeichnet	ausgezeichnet		
geom. Mittelwert	20	27	22	6
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

TABELLE 49: KONZENTRATIONEN DER STANDARD-FÄKALINDIKATOREN (*E. COLI* UND ENTEROKOKKEN) UND DER ZUSÄTZLICHEN FÄKALINDIKATOR-ORGANISMEN (SPOREN VON *C. PERFRINGENS* UND SOMATISCHEN COLIPHAGEN) IN DER SEEPROBE 13 (WULKA-DELTA) IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND AUF DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)

Seeprobe 13 (Wulka-Delta)				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,87	1,67	1,87	1,27
Stabw	0,71	0,55	0,52	0,39
Anzahl Proben (2015-2016)	12	12	5	8
Minimum	15	15	30	6
Maximum	3.000	650	580	55
<b>BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert</b>	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	1.082	<b>388</b>	542	81
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	<b>594</b>	242	348	58

<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
<b>Beurteilung</b>	ausreichend	gut		
geom. Mittelwert	74	47	74	19
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

#### 2.4.3.1.5 TIERISCHE FÄZESPROBEN

Das Ergebnis der Untersuchung der Fäzesproben von Pferden, Vögeln und Fischen, die im Einzugsbereich des Untersuchungsgebietes gesammelt wurden, ist in Tabelle 48 dargestellt.

Es zeigte sich, dass die Fäzesproben von Pferden mit Abstand die höchsten Konzentrationen an *E. coli* enthielten (Mittelwert 7,54 log), gefolgt von den Proben von Vögeln (6,86 log). Die geringsten Konzentrationen waren in den Fischfäzesproben nachweisbar.

Bei den Enterokokken waren in den Fäzesproben von Vogel und Pferd etwa gleich hohe Konzentrationen vorhanden (log 6,54 bzw. log 6,30). Die Fäzesproben der Fische wiesen nur geringe Konzentrationen an Fäkalbakterien auf.

Sporen von *Clostridium perfringens* traten unabhängig von der Tierart in niedrigen Konzentrationen auf. Bei den Fäzesproben von Fisch und Pferd lagen alle Konzentrationen unter der jeweiligen Nachweisgrenze. Bei den 23 Fäzesproben von Vögeln überschritten die Konzentrationen der Sporen von *Clostridium perfringens* lediglich in sieben Proben die Nachweisgrenze, nur zwei Proben davon wiesen relevante Konzentrationen auf.

TABELLE 50: KONZENTRATIONEN VON *E. COLI*, ENTEROKOKKEN UND SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* IN TIERISCHEN FÄZESPROBEN AUS DEM UNTERSUCHUNGSGEBIET  
 (\* WERTE, DIE UNTER DER NACHWEISGRENZE LAGEN WURDEN FÜR DIE BERECHNUNG DEM JEWEILIGEN ZAHLENWERT DER NACHWEISGRENZE GLEICHGESETZT)

Bezeichnung	<i>E. coli</i> / g	Enterokokken / g	Sporen <i>C. perfringens</i> / g
Ente	6,27E+07	7,45E+07	3,80E+03
Ente	2,57E+08	1,48E+07	2,75E+08
Ente	6,34E+06	7,62E+05	< 100
Ente	5,29E+07	2,13E+05	2,57E+03
Ente	5,97E+07	6,88E+06	6,97E+02
Ente	3,86E+08	1,78E+06	< 100
Ente	5,95E+07	4,85E+06	2,06E+03
Ente	6,50E+07	6,50E+06	< 95
Ente	7,72E+07	1,51E+06	1,01E+02
Möwe	1,51E+08	8,77E+07	< 100
Möwe	7,45E+07	2,45E+08	< 100
Möwe	6,77E+02	4,06E+03	< 100
Möwe	1,30E+04	5,48E+07	< 100
Gans	2,15E+07	4,22E+05	< 100
Vogel (präsumtive Gans)	1,99E+08	5,72E+07	< 100
Vogel (präsumtive Gans)	1,00E+02	7,50E+03	< 100
Vogel (präsumtive Gans)	1,47E+08	1,98E+06	< 95
Vogel (präsumtive Gans)	2,18E+02	9,70E+04	< 100
Vogel (präsumtive Gans)	3,73E+07	3,82E+06	< 100
Vogel, Zicklacke (Mischprobe)	8,73E+05	5,09E+07	1,50E+04
Vogel, Zicklacke (Mischprobe)	1,69E+07	3,01E+07	< 95
Vogel, Zicklacke (Mischprobe)	2,00E+08	3,37E+06	< 100
Vogel, Zicklacke (Mischprobe)	1,38E+07	6,11E+06	< 100
geometrischer Mittelwert	7.324.300	3.433.947	394 *
log Mittelwert	6,86	6,54	2,60
<b>Fisch (Mischprobe)</b>	<b>8,78E+02</b>	<b>9,76E+02</b>	< 100
Fisch (Mischprobe)	9,81E+02	1,18E+04	< 100
Fisch (Mischprobe)	3,70E+04	2,50E+03	< 100
Fisch (Mischprobe)	3,70E+04	2,50E+03	< 100
geometrischer Mittelwert	5.861	2.911	< 100
log Mittelwert	3,77	3,46	< 2,00
Pferd	9,34E+07	6,20E+06	< 100
<b>Pferd</b>	<b>9,26E+07</b>	<b>3,99E+06</b>	< 100
Pferd	1,29E+08	1,51E+06	< 100
Pferd	1,13E+06	4,70E+05	< 100
Pferd	1,57E+07	6,95E+06	< 100
Pferd	8,17E+06	3,12E+05	< 95
Pferd	2,47E+08	1,00E+07	< 90
Pferd	4,94E+07	6,34E+05	< 100
geometrischer Mittelwert	34.446.560	1.985.257	< 100
log Mittelwert	7,54	6,30	< 2,00



## 2.4.3.2 STARKREGEN-EREIGNIS

Zu Beginn des Projektes trat ein extremes Starkregen-Ereignis auf, bei dem die Niederschlagsmenge 158 mm in 24 Stunden betrug (30.07.2014 / 31.07.2014). Weite Teile von Podersdorf waren überschwemmt (Abbildung 111). Wir nahmen diesen Vorfall zum Anlass eine Untersuchungsserie hinsichtlich der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* durchzuführen. Aufgrund des massiven Abwasseranfalls konnte in diesem Zeitraum die UV-Anlage nicht betrieben werden.



Abbildung 111: Podersdorf, Bereich Südgraben: Überschwemmung weiter Bereiche südlich und nördlich des „Südgrabens“ am Tag nach dem extremen Niederschlagsereignis im Juli 2014 (Fotos: ICC Water & Health)

Das Ergebnis der Untersuchung vom 31.07.2014 ist in Abbildung 112 dargestellt. Die Konzentrationen sind den Medianen und geometrischen Mittelwerten der Untersuchungsergebnisse des gesamten Beobachtungszeitraums (Jahre 2014 - 2015) gegenübergestellt. Wie aus den Daten zu sehen ist, kam es durch das Starkregen-Ereignis zu massiv erhöhten Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen in den Oberflächengewässern. Dies war insbesondere in den Bereichen Julagraben, Höhe Rückhaltebecken, Nordgraben nach ARA und entlang des weiteren Abwasserpfad über die Schönungsteiche bis zum Ablauf in den See zu sehen. Bei der Probenahmestelle Südgraben, Brücke bei Yachtclub, war die Konzentration an Enterokokken stark erhöht.

Die am 31.07.2014 entnommenen Seeproben wiesen zum Zeitpunkt der Probenahme am 31.07.2014 sehr hohe Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen auf. Hier sind insbesondere die Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) und 25 (Zufluss Golser Kanal) zu nennen. Eine Ausnahme bildete die Stelle 32 (Podersdorf Nordstrand), die von dieser fäkalen Belastung zum Zeitpunkt der Probenahme (31.07.2014, 13:00-14:00 Uhr) nicht betroffen war. Diese Stelle ist weniger von der Nordströmung beeinflusst. Es ist festzuhalten, dass das Ergebnis eine Momentaufnahme darstellt und nicht für einen zeitlichen Verlauf repräsentativ ist. Herauszustreichen ist auch, dass an der Seestelle 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) eine erhöhte Belastung mit fäkalen Mikroorganismen auftrat. In der Badegewässerverordnung (BGewV) sind zur Bewertung einzelner Proben für die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken Richtwerte und Grenzwerte festgelegt. Das Untersuchungsergebnis vom 31.07.2014 ist den Werten der BGewV und den NOAEL Werten (Wiedenmann, 2007) in Tabelle 49 gegenübergestellt.

TABELLE 51: SEEPROBEN 25 (ZUFLUSS GOLSER KANAL), 29 (PODERSDORF, ZUFLUSS ABWASSERPFAD), 32 (PODERSDORF, NORDSTRAND), 26 (PODERSDORF, EU-BADESTELLE) – ERGEBNIS VOM 31.07.2014 IM VERGLEICH ZU DEN RICHTWERTEN UND GRENZWERTEN FÜR DIE BEWERTUNG VON EINZELPROBEN GEMÄSS BADEGEWÄSSERVERORDNUNG (BGewV) UND DEM NOAEL-WERT (WIEDENMANN, 2007)

Parameter/ 100 ml	Untersuchung vom 31.07.2014 (Niederschlag 158 mm)				Einzelwertbeurteilung gemäß BGewV		NOAEL
	Seeprobe 25	Seeprobe 29	Seeprobe 32	Seeprobe 26	Richtwert	Grenzwert	Geom. Mittelwert
Enterokokken	<b>2.900</b>	<b>21.000</b>	30	<b>800</b>	100	400	25
<i>E. coli</i>	<b>2.400</b>	<b>12.000</b>	15	<b>400</b>	100	1000	100
Sporen von <i>C. perfringens</i>	<b>28</b>	<b>700</b>	12	<b>20</b>	-	-	10

Es traten Überschreitungen des Richtwertes bei den beiden Parametern auf, bei Enterokokken eine 8-fache und bei *E. coli* eine 4-fache Überschreitung. Darüber hinaus lag die Konzentration an Enterokokken doppelt so hoch wie der Grenzwert für Einzelwertbeurteilung. Die Konzentrationen der Fäkalindikatorbakterien lagen ein Mehrfaches über den NOAEL Werten (Wiedenmann, 2007). Die Probenahmestellen der Seeproben sind der Plandarstellung in Abbildung 17 zu entnehmen.

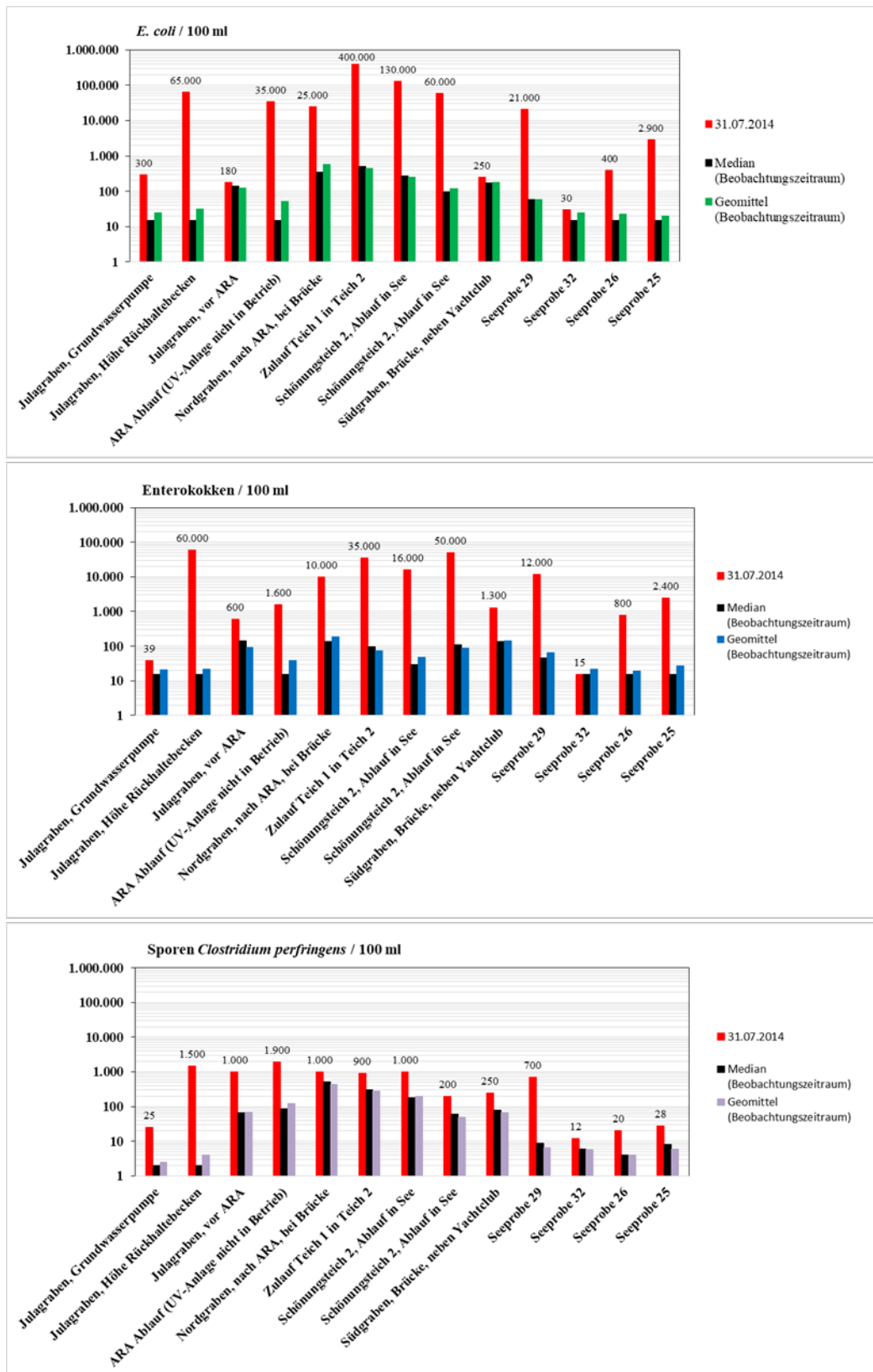


Abbildung 112: Konzentrationen von *E. coli*, Enterokokken und Sporen von *Clostridium perfringens* am Tag des Starkregen-Ereignisses (31.07.2014; Niederschlagsmenge 158 mm in 24 h) im Vergleich zu den jeweiligen Konzentrationen dargestellt als Median und geometrisches Mittel im Beobachtungszeitraum (2014-2015) Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal)

Ein weiteres Beispiel für die Auswirkung eines Starkregenereignisses auf die mikrobiologische Beschaffenheit der Seeproben ist in Tabelle 50 dargestellt. Der Probenahme am **15.09.2014** waren starke Niederschläge über einen Zeitraum von vier Tagen vorangegangen. *E. coli* trat in den höchsten Konzentrationen auf und lag um eine Größenordnung höher als Enterokokken. Die Seestellen 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) und vor allem 32 (Podersdorf Nordstrand) waren vom fäkalen Eintrag am stärksten betroffen. Die Stelle 25 (Zufluss Golser Kanal) zeigte eine mäßige Erhöhung der Konzentration an *E. coli*, nicht jedoch von Enterokokken. Überraschenderweise waren die Konzentrationen an Sporen von *C. perfringens* unauffällig. Dies kann auf die starke Verdünnung des kommunalen Abwassers durch Niederschlagswasser zurückzuführen sein. Zu diesem Zeitpunkt wurde noch keine Untersuchung auf somatische Coliphagen durchgeführt.

**TABELLE 52: KONZENTRATIONEN DER STANDARD-FÄKALINDIKATOREN (*E. COLI* UND ENTEROKOKKEN) UND SPOREN VON *C. PERFRINGENS* IN DEN SEEPROBEN 25 (ZUFLUSS GOLSER KANAL), 26 (PODERSDORF, EU-BADESTELLE), 29 (PODERSDORF, ZUFLUSS ABWASSERPFAD) UND 32 (PODERSDORF NORDSTRAND) BEIM STARKREGENEREIGNIS AM 15.09.2014**

Parameter/ 100 ml	Untersuchung vom 15.09.2014 (Niederschlag 126 mm)				Einzelwertbeurteilung gemäß BGewV		NOAEL
	Seeprobe 25	Seeprobe 29	Seeprobe 32	Seeprobe 26	Richtwert	Grenzwert	Geom. Mittelwert
Enterokokken	15	<b>250</b>	<b>600</b>	<b>80</b>	100	400	25
<i>E. coli</i>	<b>160</b>	<b>5.500</b>	<b>14.000</b>	<b>1.600</b>	100	1000	100
Sporen von <i>C. perfringens</i>	75	1	24	3			10

### 2.4.3.3 PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE UNTERSUCHUNG

Im Folgenden werden die Ergebnisse der physikalischen und chemischen Untersuchungen der Oberflächenwässer des Abwasserpfades Julagraben-Nordgraben und des Südgrabens beschrieben. Aufgrund der großen Anzahl an Parametern und Proben finden sich die physikalischen und chemischen Untersuchungsergebnisse zusammengefasst in Tabellenform im ANHANG 6.4. Hierin sind auch die minimalen und maximalen Werte und deren Verhältnis dargestellt, um möglicherweise einfach zu bestimmende Messparameter definieren zu können, mit denen eine fäkale, mikrobiologische Belastung in Bezug gesetzt werden kann. Die graphischen Darstellungen sollen einen Überblick über die erhobenen Daten im zeitlichen Verlauf ermöglichen. Aus den Daten wurden jene Parameter ausgewählt, die für die Berechnung der Frachten im ARBEITSPAKET 5 herangezogen wurden.

#### 2.4.3.3.1 ABWASSERPFAD PODERSDORF JULAGRABEN-NORDGRABEN

Die physikalischen und chemischen Untersuchungsergebnisse der entlang des Abwasserpfades entnommenen Proben finden sich im Detail in Tabelle 115 und Tabelle 116 im ANHANG 6.4. Im Folgenden werden insbesondere jene Parameter dargestellt, bei denen deutliche Variabilitäten feststellbar waren. Bei den Ionen Fluorid und Natrium war zwar eine Variabilität vorhanden, die Konzentration lagen jedoch allgemein zu niedrig, um darauf ein Monitoring aufzubauen (Mittelwerte Fluorid < 1 mg/l; Nitrat < 10 mg/l). Von den physikalischen Parametern war die elektrische Leitfähigkeit am aussagekräftigsten, dies kann den graphischen Darstellungen in Abbildung 113 bis Abbildung 115 entnommen werden.

## ARBEITSPAKETE

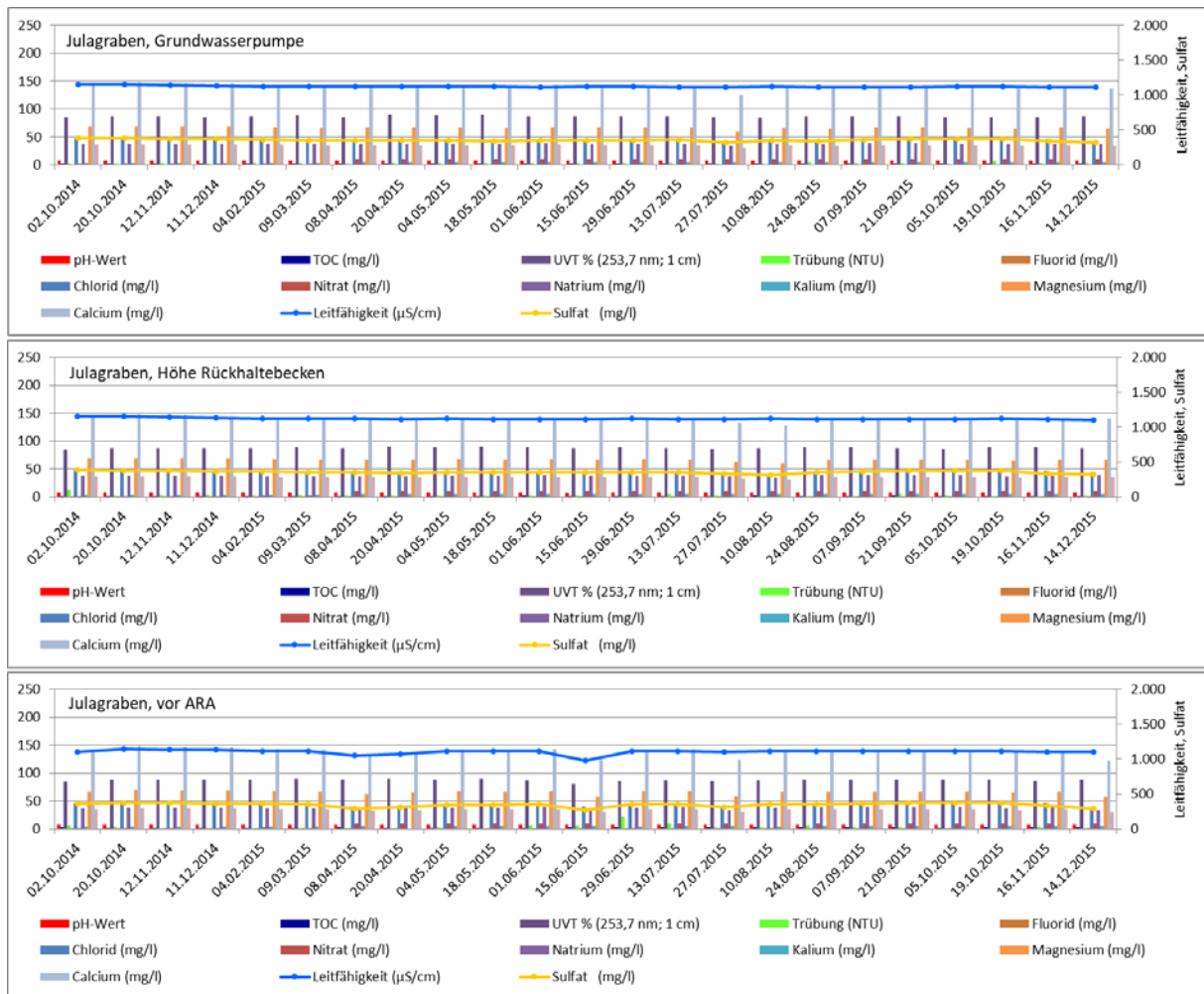


Abbildung 113: Konzentrationen und Werte der physikalischen und chemischen Untersuchung der Wasserproben des Julagrabens vor der Einleitung der Ablaufs der ARA Podersdorf (bei Grundwasserpumpe, Höhe Rückhaltebecken, vor ARA Podersdorf) im Beobachtungszeitraum (2014-2015)

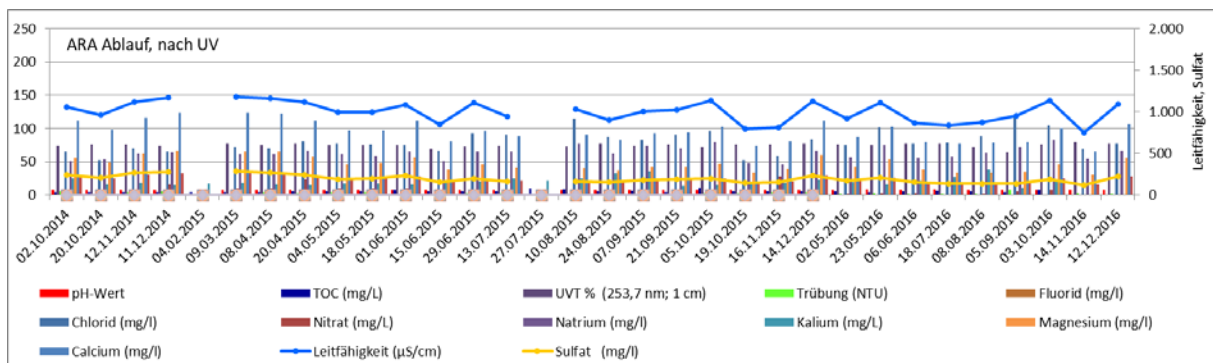


Abbildung 114: Konzentrationen und Werte der physikalischen und chemischen Untersuchung der Wasserprobe des Ablaufs der ARA Podersdorf im Beobachtungszeitraum (2014-2016)



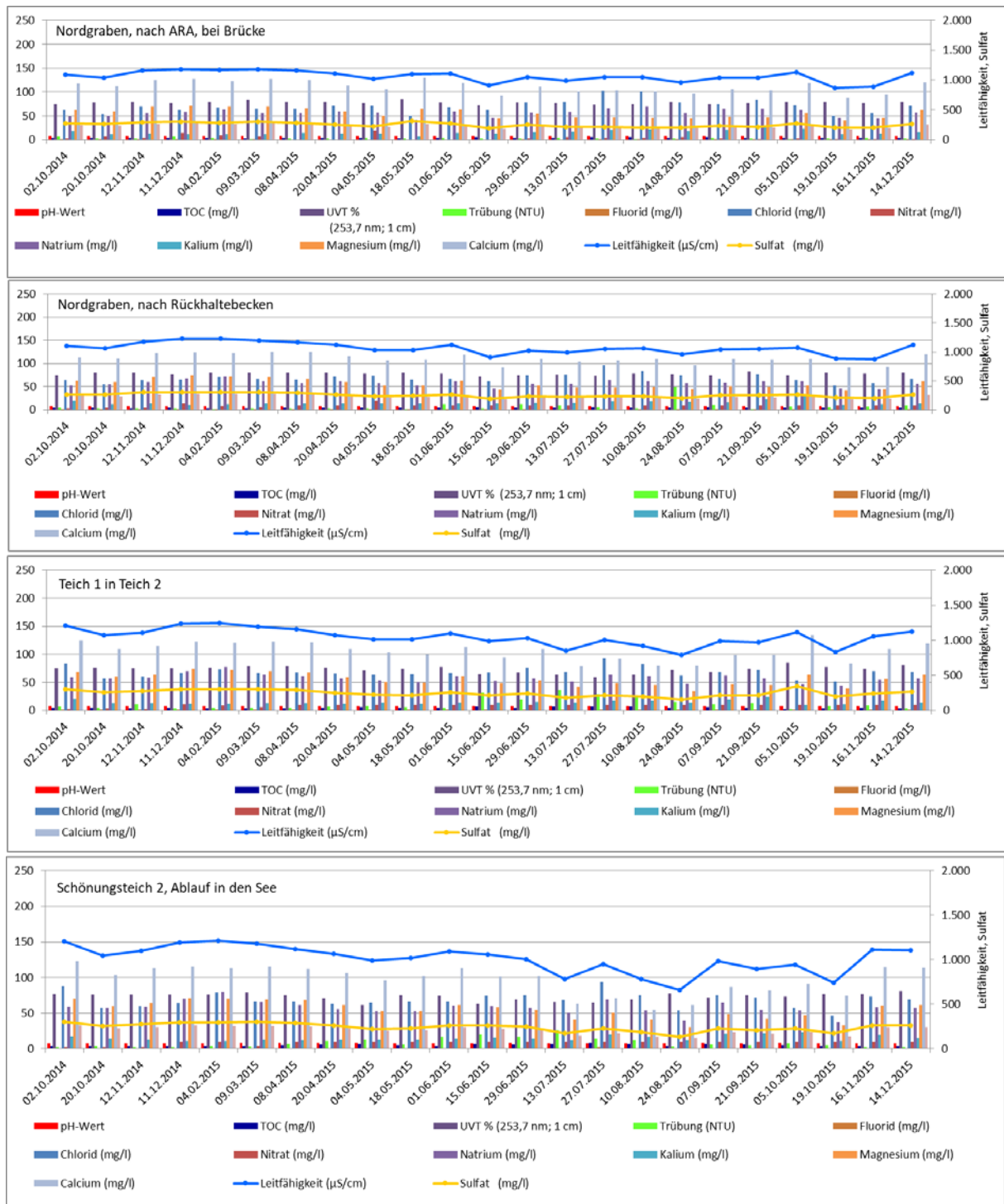


Abbildung 115: Konzentrationen und Werte der physikalischen und chemischen Untersuchung der Wasserproben des Nordgraben nach der Einleitung der Ablaufs der ARA Podersdorf entlang des Abwasserpfades (Brücke, nach ARA, nach Rückhaltebecken, Schönungsteich 1 in 2, Schönungsteich, Ablauf in den See) im Beobachtungszeitraum (2014-2015)

Am Beginn des Julagrabens zeigte sich das gepumpte Grundwasser mit stabiler hoher Leitfähigkeit. Der Ablauf der Kläranlage wies eine hohe Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit auf. Das Abwasser besteht aufgrund des Mischwassersystems einerseits aus dem genutzten Trinkwasser (Herkunft WLW Nördliches Burgenland; Leitfähigkeit 570 µS/cm) und andererseits aus Niederschlagswasser, das in unterschiedlichem Ausmaß eingebracht wird. Niederschlagswasser führte durch den Verdünnungseffekt zu einer Verminderung der elektrischen Leitfähigkeit. Die Schwankungen der Leitfähigkeit setzten sich entlang des Abwasserpfades weiter fort und erreichten beim Beobachtungspunkt Ablauf in den See die größten Unterschiede.



## 2.4.3.3.2 PODERSDORF SÜDGRABEN

Die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchung der beiden Beobachtungspunkte am Südgraben sind im zeitlichen Verlauf in Abbildung 116 dargestellt. Es traten keine großen Konzentrationsunterschiede bei den einzelnen Untersuchungsparametern auf.

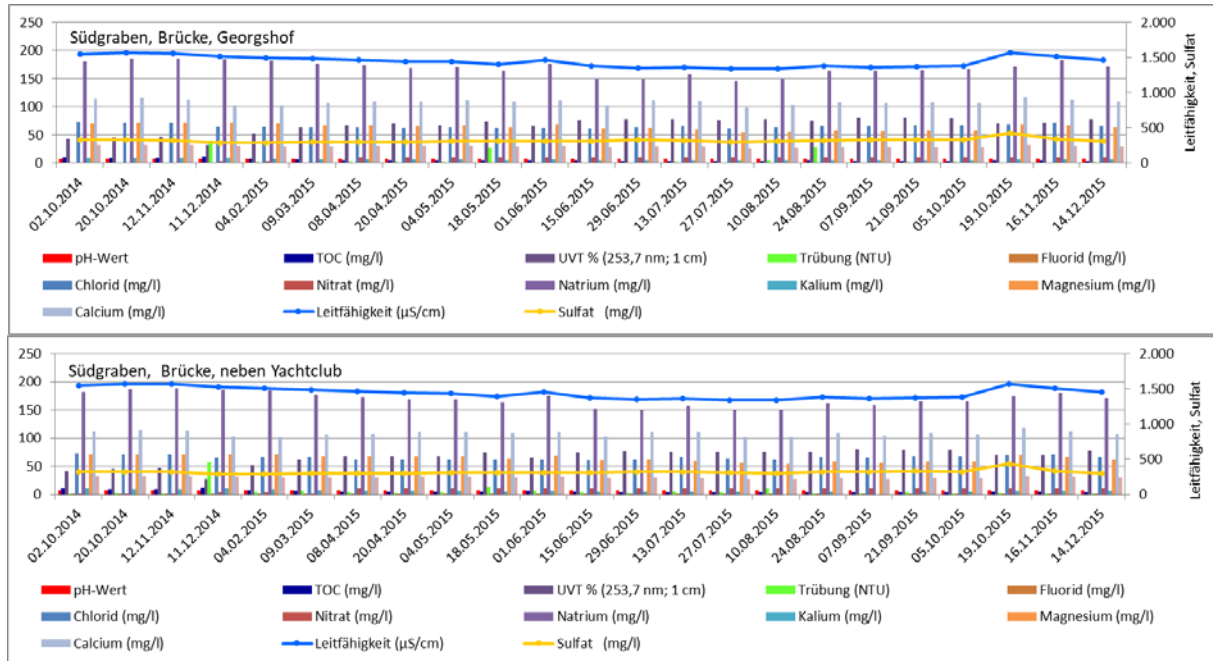


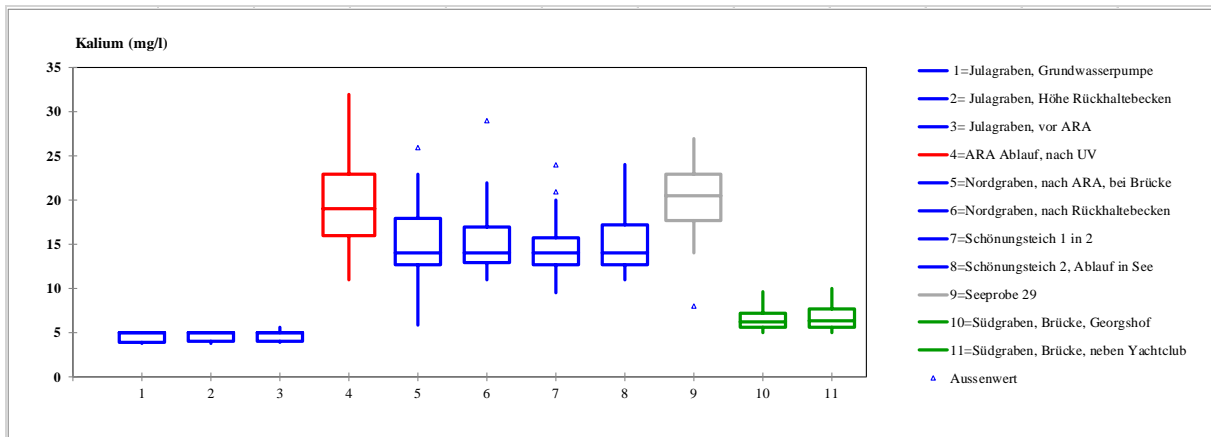
Abbildung 116: Konzentrationen und Werte der physikalischen und chemischen Untersuchung der Wasserproben des Südgrabens (Brücke bei Georgshof und Brücke neben Yachtclub) im Beobachtungszeitraum (2014-2015)

## 2.4.3.3.3 PODERSDORF AUSGEWÄHLTE PARAMETER

Um einen Einfluss der Einleitung des Ablaufs der ARA Podersdorf und möglicher weiterer Einträge in den Julagraben, Nordgraben und Südgraben zu bewerten, wurden die Konzentrationen an Kalium, Chlorid und an gesamtorganischem Kohlenstoff (TOC) für die Probenahmestellen als Boxplot berechnet und der Seeprobe 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf) gegenübergestellt. Diese Daten sind in Abbildung 117 bis Abbildung 119 dargestellt.

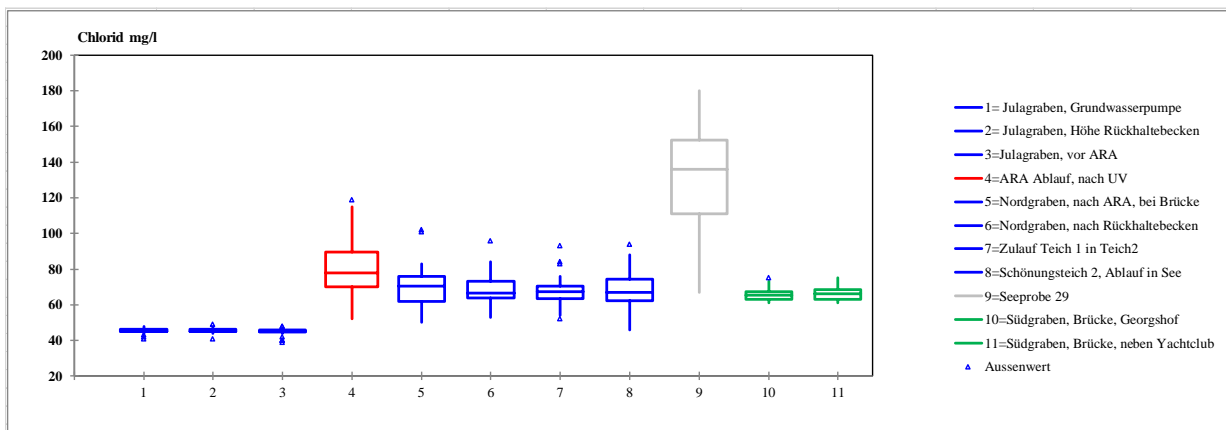
Die Konzentrationsverläufe der beiden Ionen (Kalium, Chlorid) verhielten sich sehr ähnlich. Im Wasser des Julagrabens vor der ARA traten niedrige Konzentrationen auf. Der Ablauf der ARA wies die jeweils höchste Konzentration auf, gefolgt von den weiteren Beobachtungspunkten entlang des Abwasserpfad. In den Proben des Wassers vom Nordgraben zeigten sich Außenwerte, die auf sporadische Einträge hinweisen. Die Proben an der Seestelle 29 (Zulauf Abwasserpfad) waren durch eine Konzentration an Kalium im Konzentrationsbereich des Ablaufs der ARA und der höchsten Chloridkonzentration aller Probenahmestellen gekennzeichnet. Im Wasser des Südgrabens war der Gehalt an Kalium niedriger als im Wasser des Nordgrabens, die Chloridkonzentration lag im Bereich jener der im Wasser des Nordgrabens.

## ARBEITSPAKETE



Bezeichnung:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Anzahl Werte:	24	24	24	31	24	24	24	24	36	24	24
Minimum:	3,8	3,8	3,9	11,0	5,9	11,0	9,5	11,0	8,1	5,0	5,0
Erstes Quartil Q25:	4,0	4,0	4,1	16,0	12,8	13,0	12,8	12,8	17,8	5,6	5,7
Median:	5,0	5,0	5,0	19,0	14,0	14,0	14,0	14,0	20,5	6,2	6,3
Drittes Quartil Q75:	5,0	5,0	5,0	23,0	18,0	17,0	15,8	17,3	23,0	7,2	7,8
Maximum:	5,0	5,0	5,6	38,0	26,0	29,0	24,0	24,0	27,0	9,6	10,0
Spannweite:	1,2	1,2	1,7	27,0	20,1	18,0	14,5	13,0	18,9	4,6	5,0

Abbildung 117: Konzentrationen an Kalium (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Julagrabens, Nordgrabens und Südgrabens (grüne Markierung), den Proben Ablaufs der ARA Podersdorf (rote Markierung) und der Seeprobe 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf; graue Markierung) im Beobachtungszeitraum (2014-2015)



Bezeichnung:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Anzahl Werte:	24	24	24	31	24	24	24	24	35	24	24
Minimum:	41	41	39	52	50	53	52	46	67	61	61
Erstes Quartil Q25:	45	45	45	70	62	64	64	62	111	63	63
Median:	45	45	45	78	71	67	68	67	136	66	66
Drittes Quartil Q75:	46	46	46	90	76	73	71	74	153	68	69
Maximum:	48	49	48	119	102	96	93	94	180	75	75
Spannweite:	7	8	9	67	52	43	41	48	113	14	14

Abbildung 118: Konzentrationen an Chlorid (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Julagrabens, Nordgrabens und Südgrabens (grüne Markierung), den Proben Ablaufs der ARA Podersdorf (rote Markierung) und der Seeprobe 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf; graue Markierung) im Beobachtungszeitraum (2014-2015)

Der Gehalt an TOC lag im Bereich des Julagrabens (Grundwasser) abgesehen von einigen Außenwerten niedrig. Der Ablauf der ARA schwankte stark, es wurden Werte zwischen 2,7 und 10,6 mg/l beobachtet. Nach der ARA lagen die Mediane der Proben entlang des weiteren Fließweges bis zum See im Bereich 4,2 mg/l bis 5,0 mg/l, wobei speziell im Bereich der Schönungsteiche größere Schwankungen auftraten.

Die Seeproben (Stelle 29) hatte aufgrund der Charakteristik des Neusiedler Sees die höchsten TOC-Konzentrationen (Median 10,0 mg/l). An den beiden Beobachtungspunkten des Südgrabens wurden - bezogen auf den Median - vergleichbare TOC-Konzentration wie im Nordgraben gemessen (5,6 mg/l), allerdings traten sehr hohe Maximalwerte auf (17,5 bzw. 18,0 mg/l).

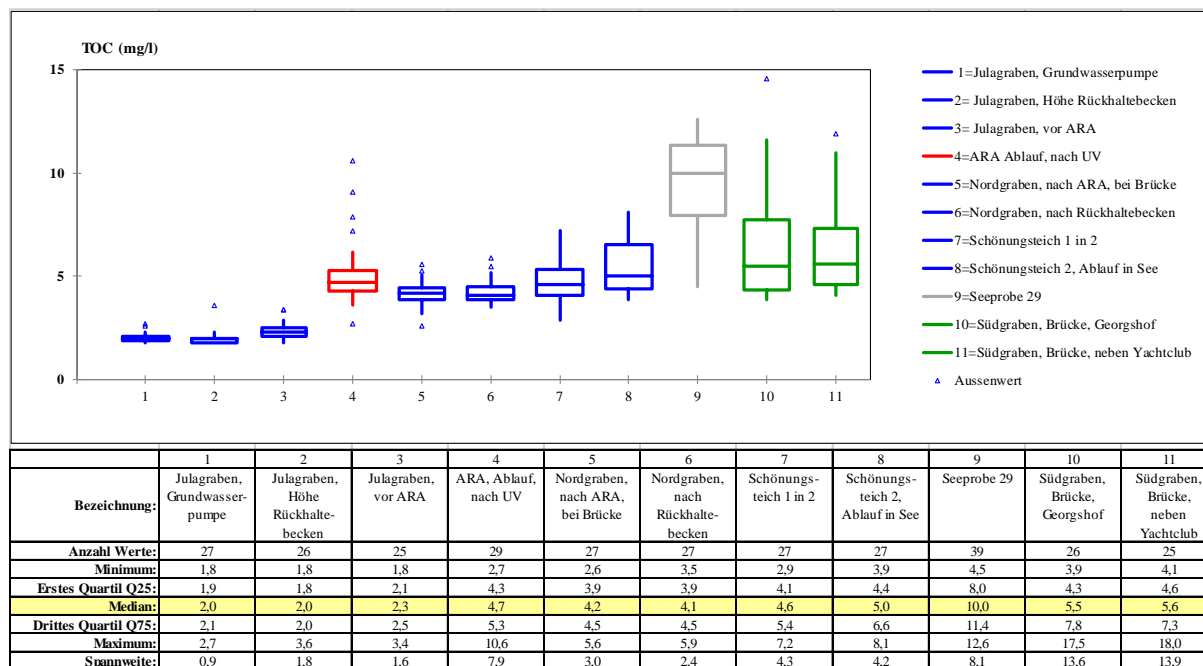


Abbildung 119: Konzentrationen an TOC (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Julagrabens, Nordgrabens und Südgrabens, den Proben Ablaufs der ARA Podersdorf (rote Markierung) und der Seeprobe 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf; graue Markierung) gegenübergestellt, im Beobachtungszeitraum (2014-2015)

#### 2.4.3.3.4 SEEPROBEN

Für die physikalisch-chemische Charakterisierung der Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf) wurden deren Untersuchungsergebnisse jenen der vier anderen in die Studie einbezogenen Seeproben, Stelle 32 (Podersdorf, Nordstrand), Stelle 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), Stelle 25 (Zufluss Golser Kanal) und Stelle 13 (Wulka-Delta), gegenübergestellt. Die Zusammenstellung der Daten (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) findet sich im ANHANG 6.4.5.

Im zeitlichen Verlauf war die hohe Variabilität der Leitfähigkeit an der Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf) im Vergleich zu den anderen Seestellen festzustellen (Abbildung 120). Der Minimalwert betrug 400 µS/cm (Extrem-Starkregenereignis am 31.08.2014), der Maximalwert 1.745 µS/cm. Lediglich bei Seestelle 13 (Wulka-Delta) trat einmalig ein deutlich niedrigerer Wert auf (08.08.2016). Bei allen Seestellen traten große Schwankungen beim Parameter Trübung auf. Es ist anzumerken, dass bei der Seestelle 13 nur an 9 Terminen Proben (2015 und 2016) untersucht wurden, während bei allen anderen Seestellen ab dem Jahr 2014 Probenahmen durchgeführt und an insgesamt 38 bzw. 34 Terminen Proben untersucht wurden.

Betrachtet man die Boxplot-Darstellungen der Parameter Kalium, TOC und Leitfähigkeit (Abbildung 121, Abbildung 122 und Abbildung 123) für alle fünf Seestellen, ist ein ähnliches Muster zu erkennen. Die Werte an der Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf) waren jeweils die niedrigsten, gefolgt von Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal) und danach den beiden Seestellen Podersdorf (Stelle 26 EU-Badestelle und 32 Badestrand Nord). Die Seestelle 13 (Wulka-Delta) wies bei jedem der Parameter die höchsten Konzentrationen auf.

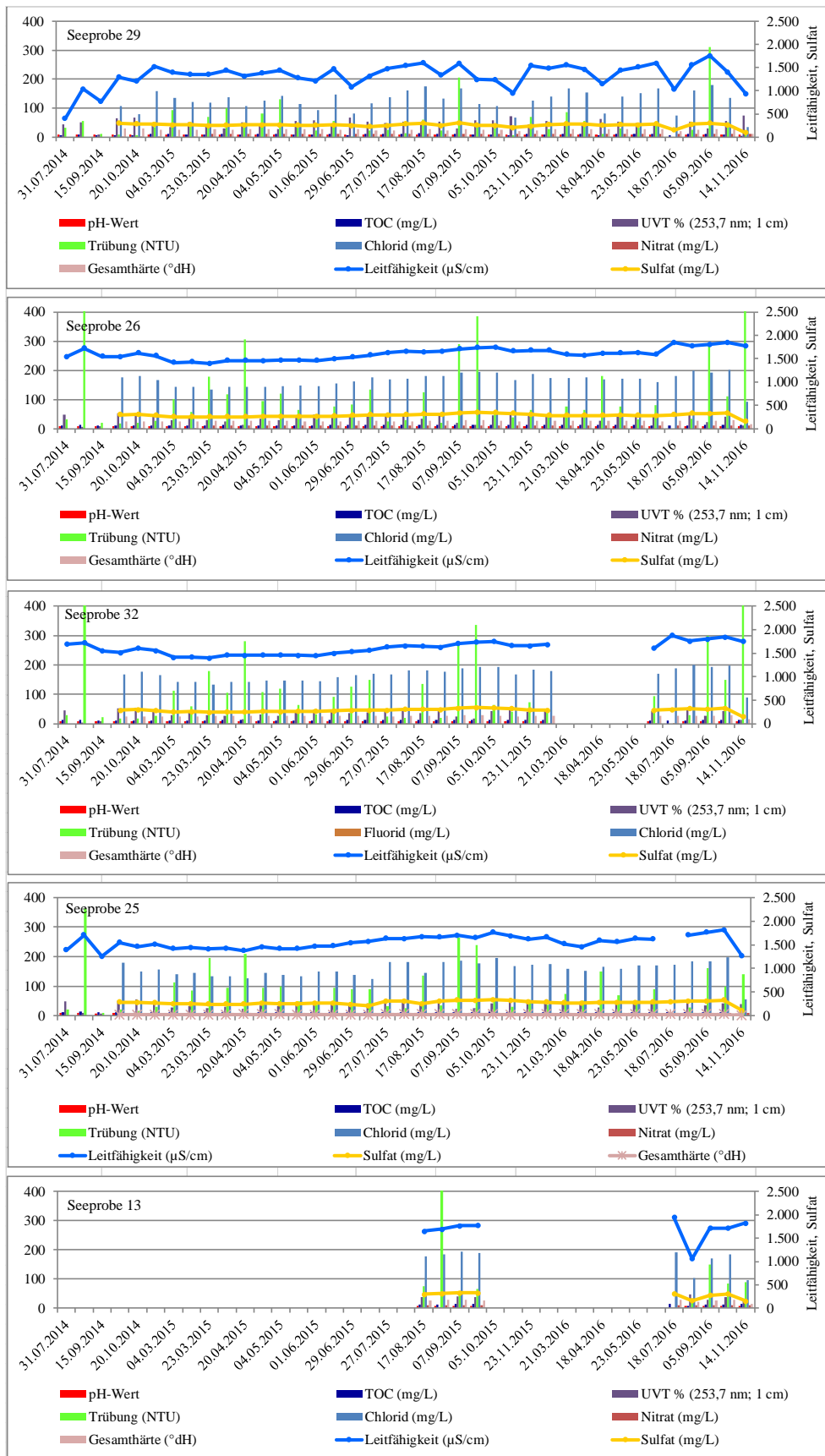
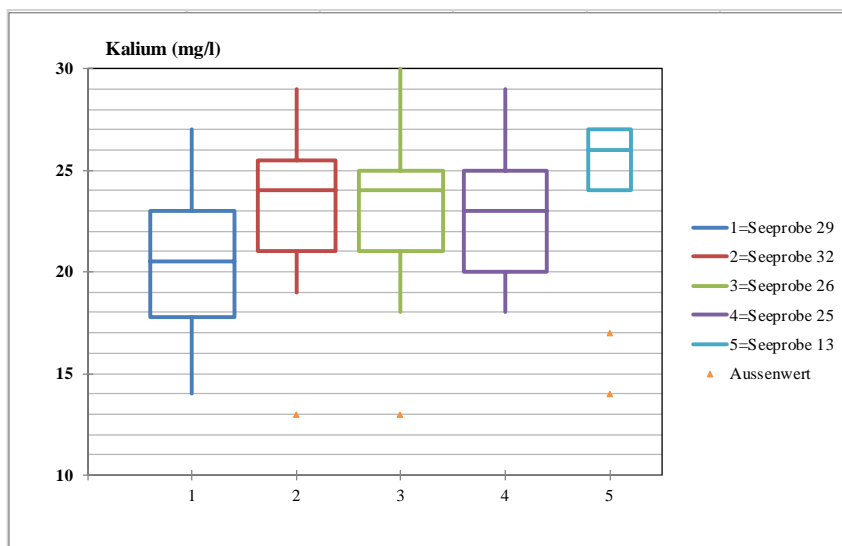
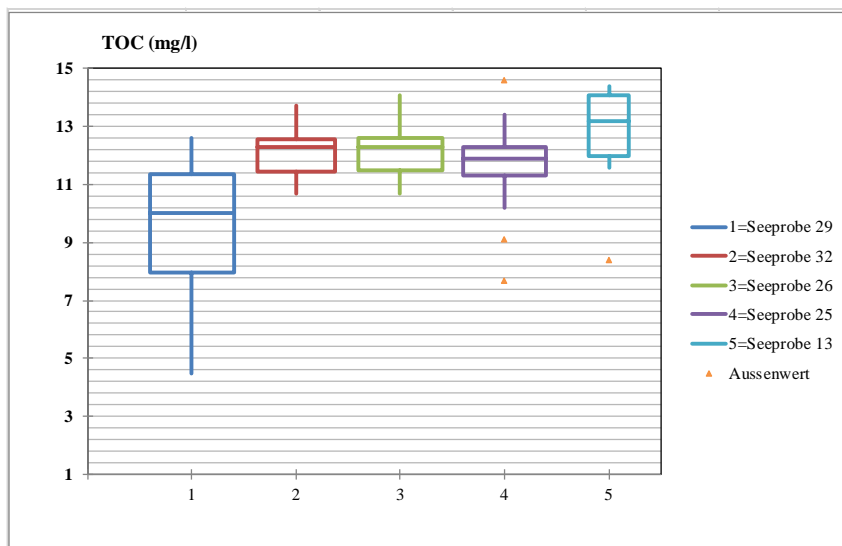


Abbildung 120: Zeitlicher Verlauf ausgewählter physikalischer und chemischer Parameter in den Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016)



	1	2	3	4	5
<b>Bezeichnung:</b>	Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)	Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand)	Seeprobe 26 (Podersdorf, EU- Badestelle)	Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal)	Seeprobe 13 (Wulka-Delta)
<b>Anzahl Werte:</b>	36	31	36	36	9
<b>Minimum:</b>	8	13	13	9	14
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	18	21	21	21	24
<b>Median:</b>	21	24	24	23	26
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	23	26	25	25	27
<b>Maximum:</b>	27	29	30	29	27
<b>Spannweite:</b>	19	16	17	20	13

Abbildung 121: Konzentration an Kalium (mg/l) in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016)



	1	2	3	4	5
<b>Bezeichnung:</b>	Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)	Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand)	Seeprobe 26 (Podersdorf, EU- Badestelle)	Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal)	Seeprobe 13 (Wulka-Delta)
<b>Anzahl Werte:</b>	39	34	39	39	9
<b>Minimum:</b>	4,5	10,7	10,7	7,7	8,4
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	8,0	11,4	11,5	11,3	12,0
<b>Median:</b>	10,0	12,3	12,3	11,9	13,2
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	11,4	12,6	12,6	12,3	14,1
<b>Maximum:</b>	12,6	13,7	14,1	14,6	14,4
<b>Spannweite:</b>	8,1	3,0	3,4	6,9	6,0

Abbildung 122: Konzentration an TOC (mg/l) in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016)

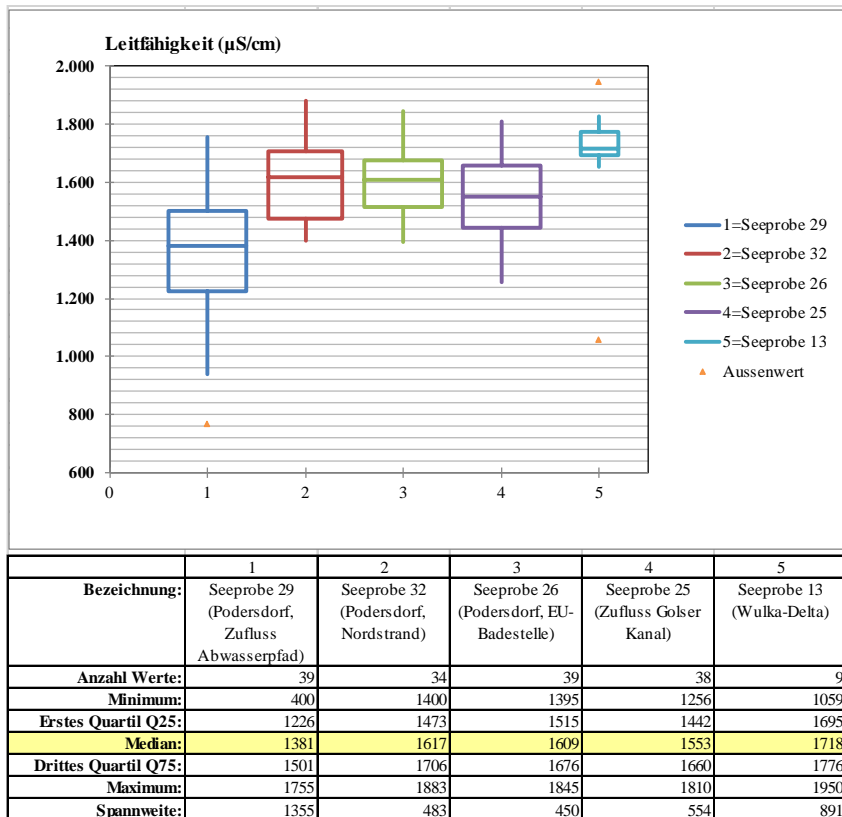


Abbildung 123: Elektrische Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;  $20^\circ\text{C}$ ) der Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016)

#### 2.4.4 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Anhand des zu Beginn des Projektes zusammengestellten Fragenkatalogs werden die Erkenntnisse der Ergebnisse dieses ARBEITSPAKETS diskutiert.

#### Welche, quantitativ bestimmte Desinfektionsleistung weist die UV-Anlage ARA Podersdorf auf? Wie hoch ist der Eintrag an fäkalen Mikroorganismen durch den Ablauf der ARA in den Abwasserpfad Podersdorf?

Wie in ARBEITSPAKET 1 beschrieben, werden bei korrekter Betriebsführung der **UV-Anlage ARA Podersdorf** Reduktionen (Median) bei *E. coli* von 4,3 log, bei Enterokokken von 3,3 log, bei somatischen Coliphagen von 3,0 log und Sporen von *C. perfringens* von log 1,7 erreicht (Tabelle 9). In Kombinationen mit den durch die mechanisch-biologische Reinigung des Abwasser erzielten Reduktionen (2,2 log bei *E. coli* und somatischen Coliphagen, 2,1 log bei Enterokokken und 1,2 log bei Sporen von *C. perfringens*) wird erreicht, dass sich die Konzentrationen der vier Fäkalindikatororganismen in den Proben nach ARA (Nordgraben) und vor ARA (Julagraben) nicht unterschieden. War die UV-Anlage jedoch nicht in Betrieb kam es zu einem vielfachen Anstieg der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen, die im Nordgraben nach der ARA Podersdorf im Median pro 100 ml Probenmenge für *E. coli* 26.000, für Enterokokken 1.950, für Sporen von *C. perfringens* 2.250 und für somatische Coliphagen 6.000 betragen (Abbildung 97 bis Abbildung 102 und Abbildung 105). Der korrekte Betrieb der UV-Anlage hat somit eine wesentliche Funktion, um die Emission von fäkalbürtigen Mikroorganismen (darunter auch Krankheitserregern) in den Nordgraben zu verhindern bzw. weitgehend zu minimieren. Der Desinfektionsbetrieb ist derzeit aus technischen Gründen nur während der frostfreien Zeit möglich. Aus Gründen des Infektionsschutzes ist die UV-Anlage jedenfalls 6 Wochen bevor der See als Badegewässer bzw. für sportliche Aktivitäten mit Wasserkontakt genutzt wird, in Betrieb zu nehmen (d.h. etwa Mitte März; abhängig von der Witterung).



Betrachtet man den gesamten **Abwasserpfad von Beginn Julagraben bis Schönungsteich 2** (Ablauf in den See) fiel auf, dass es im Bereich Julagraben temporär zu erheblichen Einträgen fäkaler Mikroorganismen kam (Abbildung 95). Diese traten zum einen im Bereich des Rückhaltebeckens am Beginn des Julagrabens auf (insbesondere beim Extrem-Starkregenereignis am 31.07.2014 und am 10.08.2015 durch einen undichten Schieber zum Abwassersystem) und andererseits an der Probenahmestelle Julagraben vor ARA. Für alle Fäkalindikatororganismen und alle Zeitpunkte galt, dass ein bedeutender Konzentrationsanstieg im Julagraben vor der ARA Podersdorf erfolgte. In diesem Bereich des Julagrabens mündet die Mischwasserentlastung des Pumpwerkes Hofäcker ein, die mit der nachgewiesenen Fäkalbelastung in Zusammenhang stehen kann. Die Konzentrationsanstiege traten bei allen vier Fäkalindikatororganismen auf (Abbildung 97 bis Abbildung 102 und Abbildung 105).

Beim Verlauf des Abwasserpfares nach ARA Podersdorf war auffällig, dass die Konzentrationen aller vier Fäkalindikatororganismen im Nordgraben im Bereich nach dem Rückhaltebecken anstiegen. Diese Konzentrationserhöhung war deutlich zu sehen, wenn die UV-Anlage in Betrieb war. Durch diesen Eintrag (Entlastung des Rückhaltebeckens bzw. Eintrag von Mischwasser) wurde der positive Effekt der UV-Anlage in Hinblick auf die mikrobiologische Qualität des Wassers im Nordgraben stark dezimiert.

Wenn die **UV-Anlage in Betrieb** war, traten bei den Fäkalbakterien (Mediane und geometrischen Mittelwerte) im Streckenverlauf vor und nach der ARA Podersdorf über die beiden Schönungsteiche in der See nur geringfügige Verschiebungen der Konzentrationen auf. Sie lagen im Bereich von log 0,12 bis log 0,32 (Schwankungsbreite der Methode). Hingegen zeigte sich bei dem viralen Fäkalindikator (somatische Coliphagen) eine Zunahme der Konzentration bis zum Schönungsteich 2 (Ablauf in den See), die an dieser Stelle um 0,78 log höher lag als vor der ARA Podersdorf.

**TABELLE 53: KONZENTRATIONEN DER FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM VERLAUF DES ABWASSERPFADES JULAGRABEN VOR ARA UND SCHÖNUNGSTEICH (ABLAUF IN DEN SEE), BEI BETRIEB BZW. NICHT-BETRIEB DER UV-ANLAGE**

Parameter	Anzahl Untersuchungen UV-Anlage <b>in Betrieb</b>	log Konzentrationsverlauf	
		Nordgraben nach ARA / Ablauf in den See (Schönungsteich 2)	Julagraben vor ARA / Ablauf in den See (Schönungsteich 2)
<i>E. coli</i>	21	Abnahme: log 0,30	Zunahme: log 0,12
Enterokokken	21	Abnahme: log 0,17	Abnahme: log 0,32
Sporen <i>C. perfringens</i>	21	Zunahme: log 0,18	Zunahme: log 0,31
Somatische Coliphagen	15	Zunahme: log 0,57	Zunahme: log 0,78
Parameter	Anzahl Untersuchungen UV-Anlage <b>nicht in Betrieb</b>	log Konzentrationsverlauf	
		Nordgraben nach ARA / Ablauf in den See (Schönungsteich 2)	Julagraben vor ARA / Ablauf in den See (Schönungsteich 2)
<i>E. coli</i>	4	Abnahme: log 1,36	<b>Zunahme: log 1,26</b>
Enterokokken	4	Abnahme: log 1,42	Abnahme: log 0,35
Sporen <i>C. perfringens</i>	4	Abnahme: log 0,59	<b>Zunahme: log 1,21</b>
Somatische Coliphagen	4	Abnahme: log 0,74	<b>Zunahme: log 2,04</b>

Während der Wintersaison, wenn **die UV-Anlage nicht in Betrieb** war, nahmen die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken entlang des Nordgrabens nach ARA Podersdorf um 1,4 log ab, die Bakteriensporen und die Viren jedoch nur um 0,59 log bzw. 0,74 log. Verglichen mit den Konzentrationen in den Proben Julagraben vor ARA Podersdorf lagen die Konzentrationen in den Proben Schönungsteich 2 (Ablauf in den

See) bei *E. coli*, Sporen von *C. perfringens* und somatischen Coliphagen um log 1,2 bis 2,0 höher (Tabelle 51). Dies zeigt eindrucksvoll, dass der Betrieb der UV-Anlage als eine essentielle Desinfektionsmaßnahme anzusehen ist. Die Abnahme der Konzentrationen an Mikroorganismen durch die Fließstrecke und durch die Schönungsteiche allein ist bei weitem nicht ausreichend, um eine im Sinne einer Infektionsprävention wirksame Reduktion an fäkalbürtigen Mikroorganismen zu erzielen.

**In welchen Konzentrationen treten die in der Badegewässerverordnung verankerten mikrobiologischen Parameter *E. coli* und Enterokokken an den im Beprobungsplan festgelegten Probenahmestellen (Beobachtungspunkten) auf?**

*E. coli* und Enterokokken zählen weiterhin zu den universellsten Indikatoren für eine rezente fäkale Verunreinigung (Farnleitner et al., 2014). Sie kommen in hohen Konzentrationen in menschlichen und tierischen Fäkalien und in kommunalem Abwasser vor. Betrachtet man die Beobachtungspunkte im Abwasserpfad Podersdorf (**Julagraben-Nordgraben**) so waren temporäre fäkale Einträge durch Starkregenereignisse im Juli und August 2014 10.08.2015 sowie im August 2015 durch einen undichten Schieber im Abwasserkanal durch Konzentrationsanstiege von *E. coli* und Enterokokken klar festzustellen (Abbildung 84).

Ebenso war das höhere Konzentrationsniveau an der Probenahmestelle Julagraben vor ARA Podersdorf ersichtlich, welches auf wiederkehrende fäkale Verunreinigungen hinweist. Im Verlauf des Nordgrabens nach der Einbringung des Ablaufs der ARA Podersdorf (Nordgraben, nach ARA) unterschieden sich die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken um ein Vielfaches, wenn die UV-Anlage in Betrieb oder nicht in Betrieb war (Abbildung 97 bis Abbildung 100). Die Mediane der Konzentrationen betragen pro 100 ml Probenmenge für *E. coli* 26.000 (UV-Anlage nicht in Betrieb, n = 4) bzw. 110 bei Betrieb der UV-Anlage (n = 21), für Enterokokken 1.950 (UV-Anlage nicht in Betrieb) bzw. 80 (UV-Anlage in Betrieb). Der fäkale Eintrag im Nordgraben nach Rückhaltebecken wurde durch stark erhöhte Bakterienkonzentrationen angezeigt, die Maximalwerte pro 100 ml Probenmenge waren für *E. coli* 220.000 und für Enterokokken 16.000. Auf der Fließstrecke über die beiden Schönungsteiche in den See verminderten sich die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken an Tagen mit Betrieb der UV-Anlage nur geringfügig (log 0,30 bzw. log 0,17), an Tagen ohne Betrieb der UV-Anlage lagen die Reduktionen lediglich bei log 1,36 bzw. 1,42 (Tabelle 51). Die Maximalwerte für *E. coli* und Enterokokken an der Probenahmestelle nach Schönungsteich, Ablauf in den See waren pro 100 ml Probenmenge 7.000 bzw. 650. Beim **Südgraben** wiesen erhöhte und stark schwankende Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken auf temporäre Fäkaleinträge hin. Die Maximalkonzentrationen pro 100 ml Probenmenge betragen bei der Probenahmestelle Georgshof nach Brücke jeweils 6.500 und bei der Probenahmestelle Brücke Yachtclub 1.000 bzw. 950. Dies zeigt, dass der Südgraben eine nicht vernachlässigbare fäkale Verunreinigungsquelle darstellt (Abbildung 104).

Bei den untersuchten **Seeproben** lagen die geometrischen Mittelwerte von *E. coli* unter dem NOAEL-Wert für Badegewässer von 100 pro 100 ml, bei den Enterokokken waren Überschreitungen des NOAEL-Wertes von 25 pro 100 ml bei den Seestellen 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf; n = 41) und an der Seestelle 13 (Wulka-Delta; n = 12) sowie geringfügig bei Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal) festzustellen (Abbildung 107 und Abbildung 108). Allerdings war auffällig, dass bei allen Seestellen vereinzelt stark erhöhte Bakterienkonzentrationen auftraten, teilweise die Richt- bzw. Grenzwerte für die Einzelprobenbeurteilung überschritten. Die mir diesen Daten berechneten Einstufungen gemäß BGewV ergaben ein „nicht ausreichend“ für die Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf), ausreichend für Seestelle 13 (Wulka-Delta) und ausgezeichnet für die drei übrigen Seestellen 26 (Podersdorf EU-Badestelle), 32 (Podersdorf, Nordstrand) und 25 (Zufluss Golser Kanal). Es ist zu betonen, dass es bei den vereinzelt an allen Seestellen aufgetretenen hohen Bakterienkonzentrationen zu teils erheblichen Überschreitungen der NOAEL-Werte für *E. coli* und Enterokokken kam.

Besonders ausgeprägt waren Konzentrationsanstiege von *E. coli* und Enterokokken bei Starkregenereignisse, die im nachfolgenden Text beschrieben werden.

Die beiden Parameter *E. coli* und Enterokokken haben auch in diesem Untersuchungsgebiet ihre Eignung zur Feststellung rezenter fäkaler Verunreinigung gezeigt. Einschränkungen in der Aussagekraft dieser Indikatorbakterien sind das im Vergleich zu Viren und Parasiten raschere Absterben in der Umwelt und die höhere Empfindlichkeit gegenüber Aufbereitungs- und Desinfektionsverfahren. Für diese Fragestellungen sind zusätzliche Parameter erforderlich um das Verhalten von widerstandsfähigeren Krankheitserregern abschätzen zu können. Somatische Coliphagen und Sporen von *C. perfringens* haben hierfür ihre besonders gute Eignung erwiesen.

### **Welchen Einfluss haben Starkregenereignisse auf die Konzentration der fäkalen Mikroorganismen?**

Der große Einfluss von Starkregenereignissen war bei dem Extremniederschlag von 30.07. auf 31.07.2014 zu sehen. Die UV-Anlage musste aufgrund des massiven Abwasseranfalls außer Betrieb genommen werden. In Abbildung 112 sind die zu diesem Zeitpunkt stark erhöhten Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen in den Oberflächengewässern den im Beobachtungszeitraum üblichen Werten (geometrisches Mittel, Median) gegenübergestellt. Von der fäkalen Verunreinigung war der gesamte Abwasserpfad betroffen (Julagraben, Höhe Rückhaltebecken, Nordgraben nach der ARA über die Schöningsteiche bis zum Ablauf in den See). Bei der Probenahmestelle Südgraben, Brücke bei Yachtclub, war die Konzentration an Enterokokken stark erhöht. Die fäkale Belastung beeinflusste auch das Seewasser. Hier waren insbesondere die Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) und 25 (Zufluss Golser Kanal) auffällig. Eine Ausnahme bildete die Stelle 32 (Podersdorf Nordstrand), die von dieser fäkalen Belastung zum Zeitpunkt der Probenahme (31.07.2014, 13:00-14:00 Uhr) nicht betroffen war. Diese Stelle ist weniger von der Nordströmung beeinflusst. Es ist jedoch zu betonen, dass das Ergebnis eine Momentaufnahme darstellt und der zeitliche Verlauf daraus nicht abgeleitet werden kann. Die Seeprobe 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) wies eine deutlich erhöhte Belastung mit fäkalen Mikroorganismen auf, die Konzentration von *E. coli* überschritt den Richtwert, die von Enterokokken den Grenzwert für die Einzelwertbeurteilung gemäß BGewV. Die Konzentrationen lagen weit über dem jeweiligen NOAEL.

Ein weiteres Starkregenereignis wurde am 15.09.2014 untersucht. Auch zu diesem Zeitpunkt traten in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) und vor allem 32 (Podersdorf Nordstrand) stark erhöhte Konzentrationen speziell an *E. coli* auf. Dies ist als Hinweis auf eine unmittelbare fäkale Verunreinigung zu werten. Diese Schlussfolgerung wird auch durch die niedrigen Konzentrationen an Sporen von *C. perfringens* untermauert, die aus der Verdünnung des Abwassers mit Niederschlagswasser resultierten. Die Stelle 25 (Zufluss Golser Kanal) zeigte eine nur mäßige Erhöhung der Konzentration an *E. coli*. und keine an Enterokokken. Im Gegensatz zum Starkniederschlag am 31.08.2014 gab es für das Ereignis am 15.09.2014 keinen Hinweis für einen verstärkten fäkalen Eintrag durch den Golser Kanal.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass durch die vorliegende Untersuchung erstmalig quantitative Daten über das Ausmaß der Konzentrationsanstiege der Fäkalindikatororganismen durch Starkregenereignisse erhoben werden konnten.

### **Bieten die zusätzlich eingesetzten Fäkalparameter, Sporen von *Clostridium perfringens* einen Informationsgewinn im Hinblick auf die wasserhygienische Beurteilung der Beobachtungspunkte?**

Sporen von *C. perfringens* sind aufgrund ihrer Widerstandsfähigkeit als Surrogate für humane Krankheitserreger, die beständiger als Fäkalbakterien sind, nämlich Viren und Protozoen, anerkannt (WHO, 2003). Diese Indexfunktion kann auch genutzt werden, um die Konzentrationen z.B. von Cysten von *Giardia lamblia* oder Rotaviren in von kommunalem Abwasser beeinflussten Oberflächengewässern

abzuschätzen. Die in Tabelle 52 (WHO, 2003) angeführte Konzentration an Sporen von *C. perfringens* pro 100 ml Rohabwasser liegt mit  $7,53 \cdot 10^4$  im Bereich der in diesem Projekt festgestellten Konzentrationen in den Zuläufen der untersuchten ARA.

**TABELLE 54: KONZENTRATIONEN (GEOMETRISCHER MITTELWERT) AN INDEXORGANISMEN (THERMOTOLERANTE COLIFORME BAKTERIEN UND SPOREN VON *C. PERFRINGENS*) UND KRANKHEITSERREGERN IN ROHABWASSER (TABELLE 4.5; WHO, 2003)**

Thermotolerant coliforms (cfu/100 ml)	<i>Clostridium perfringens</i> spores (cfu/100 ml)	<i>Cryptosporidium</i> (oocysts/litre)	<i>Giardia</i> (cysts/litre)	Rotavirus (pfu/litre) <sup>b</sup>
$1.33 \times 10^7$	$7.53 \times 10^4$	24	14 000	470

<sup>a</sup> Index bacteria and parasite data are from Long & Ashbolt (1994).

<sup>b</sup> Total enteric virus estimate of 5650 for raw sewage is from Haas (1983). Long & Ashbolt (1994) quoted a 17% reduction for adenoviruses, enteroviruses and reoviruses by primary treatment (discharge quality), and rotavirus was assumed to be 10% of total virus estimate.

Die Bewertung der Leistungsfähigkeit von Aufbereitungs- und Desinfektionsprozessen auf Basis von *E. coli* und Enterokokken, würde zu einer Überschätzung der Wirksamkeit führen, da diese Indikatorbakterien gegenüber technischer Maßnahmen wesentlich empfindlicher als Viren oder Protozoen sind. Dies wurde in ARBEITSPAKET 1 sehr deutlich aufgezeigt (Abbildung 9). Sporen von *C. perfringens* erwiesen sich als ausgezeichneter Indikator zur Leistungsbewertung der UV-Bestrahlung des Ablaufs der ARA Podersdorf.

Sporen von *C. perfringens* stellen beständige Dauerformen von Mikroorganismen dar, die in der Umwelt lange Zeit überleben und können somit auch länger zurückliegende fäkale Belastungen anzeigen. Die daraus resultierenden erhöhten Konzentrationen waren besonders stark ausgeprägt in den Proben der Oberflächenwässer Julagraben vor ARA, Nordgraben nach Rückhaltebecken und nach den Schönungsteichen 1 und 2 (Abbildung 101 und Abbildung 102) sowie Südgraben (Abbildung 104). Sporen von *C. perfringens* kamen in den untersuchten kommunalen Abwässern (Zuläufen zu den Kläranlagen) in allen Proben in Konzentrationen von 40.000 bis 90.000 pro 100 ml vor (siehe ARBEITSPAKET 6). In den Fäzesproben der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Tierarten waren Sporen von *C. perfringens* bei Fischen und Pferden in keiner der Proben nachweisbar, im Vogelkot traten diese Bakterien in nur 30% der Proben auf. In einer unserer früheren Arbeiten zeigten wir, dass Sporen von *C. perfringens* insbesondere in humanem Fäzes und im Kot von fleischfressenden Tieren vorkommen (Vierheilig et al., 2013). In den Exkrementen von pflanzenfressenden Tieren waren diese Fäkalbakterien in nur geringem Ausmaß nachweisbar. Daraus folgt, dass Sporen von *C. perfringens* gut geeignet sind, humane Fäkalverunreinigung, wie z.B. Einträge von kommunalen Abwässern, nachzuweisen.

### Sollten weitere Untersuchungsparameter für den weiteren Projektverlauf einbezogen werden?

Im zweiten Projektjahr (2015) wurde beschlossen, einen weiteren, zusätzlichen Parameter, nämlich **somatische Coliphagen**, als viralen Fäkalparameter einzubeziehen. Diese hatten sich in einem EU-Projekt, an dem unsere Abteilung mitgearbeitet hat, als am besten geeigneter Indikator für im Abwasser befindliche Viren erwiesen (Contreras-Coll et al., 2002). Die standardmäßig eingesetzten Fäkalbakterien können das Verhalten von humanpathogenen Enteroviren gegenüber Aufbereitungsmaßnahmen und Umwelteinflüssen nicht widerspiegeln, da Viren beständiger als Bakterien sind. Somatische Coliphagen werden international auch als mögliche zukünftige Parameter für die Überwachung von Badegewässern und zur Prüfung der Effizienz von Abwasseraufbereitung und -desinfektionsverfahren diskutiert (US-EPA, 2015; Dias et al., 2018).

Die Ergebnisse der vorliegenden Pilotstudie belegen, dass bei der ARA Podersdorf durch Abwasserreinigung und Desinfektion auch eine ausreichende Reduktion für Viren gegeben ist (Reduktion in Summe  $> 5 \log$ ), siehe ARBEITSPAKET 1. Im Zulauf zur ARA Podersdorf fanden sich im Median 1,8 Millionen somatische Coliphagen pro 100 ml. Im Ablauf der ARA Podersdorf vor UV-Anlage betragen die Konzentrationen an somatischen Coliphagen pro 100 ml im Median 8.200 (Maximalwert 68.000), im Ablauf nach UV-Bestrahlung lediglich 10 (Median).

Erhöhte Konzentrationen an somatischen Coliphagen fanden sich im Julagraben (vor ARA Podersdorf), im Nordgraben (nach Rückhaltebecken) sowie im Südgraben und wiesen auf fäkale Einträge in diesen Bereichen der Oberflächenwässer hin (Abbildung 105). Aufgrund der höheren Persistenz von Viren im Vergleich zu Bakterien überleben diese länger in der Umwelt. Bei nicht eingeschalteter UV-Anlage lag die Konzentration an somatischen Coliphagen an der Probenahmestelle nach Schönungsteich 2 (Ablauf in den See) um den Faktor 100 höher als an der Probenahmestelle Julagraben, vor ARA Podersdorf (Tabelle 51).

Die unterschiedliche Persistenz zeigte sich besonders eindrucksvoll in den Ergebnissen von Seeproben, bei denen *E. coli* und Enterokokken in unauffälligen geringen Konzentrationen, somatischen Coliphagen hingegen in deutlich erhöhten Konzentrationen auftraten (Tabelle 41). Bei der Seestelle 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) war keine Korrelation zwischen den Fäkalbakterien und den somatischen Coliphagen gegeben (Tabelle 42). Der Parameter somatische Coliphagen lieferte somit eine zusätzliche Information zur Badegewässerqualität und gibt den wichtigen Hinweis auf ein mögliches Vorhandensein von humanpathogenen Enteroviren, die häufigste Ursache für gastrointestinale Infektionen bei der Nutzung von Oberflächenbadegewässern.

Da somatische Coliphagen mit der ISO-Standardmethode innerhalb von 18 Stunden detektiert werden können und als Indikator für humane Enteroviren geeignet sind, stellen sie ein wertvollen wasserhygienischen Parameter dar. Mittels einer verfeinerten Methode kann die Detektionszeit auf wenige Stunden verkürzt werden (Muniesa et al., 2018), wodurch sich eine noch bessere Eignung von somatischen Coliphagen für den praktischen Einsatz zur raschen Beurteilung insbesondere von Oberflächenbadegewässern ergibt.

Im Rahmen unserer Studie wurde auch eine Vielzahl von **physikalischen und chemischen Parametern** in die Untersuchungen miteinbezogen, um zu prüfen, ob diese für eine hygienische Beurteilung der Wasserqualität genutzt werden können. Das Grundwasser (Julagraben, Pumpe) und das Seewasser zeichnen sich herkunftsgemäß durch eine hohe Leitfähigkeit aus, das Seewasser darüber hinaus durch einen hohen Gehalt an TOC (12 mg/l). Das kommunale Abwasser, welches zu einem großen Teil aus genutztem Trinkwasser (Herkunft WLV Nördliches Burgenland; Leitfähigkeit 570  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) besteht, wies eine deutlich niedrigere Leitfähigkeit als das Grundwasser auf (1.100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Es zeigte sich, dass es zu unterschiedlich starken Konzentrationsveränderungen bei den Parametern Leitfähigkeit, TOC, Kalium und Chlorid an den Beobachtungspunkten kam. Daraus ließen sich Einflüsse wie der Eintrag von Abwasser oder Niederschlagswasser ableiten, allerdings nicht in absoluten Zahlen sondern als individuelle relative Veränderung für den jeweiligen Beobachtungspunkt. So bedeutet z.B. die Zunahme des Gehaltes an TOC im Julagraben-Nordgraben einen Eintrag von Abwasser, bei der Seestelle 29 (Podersdorf Zufluss Abwasserpfad) wird der Eintrag von Abwasser jedoch durch eine Abnahme der TOC-Konzentration angezeigt (Abbildung 119 und Abbildung 122). In ähnlicher Weise verhält es sich mit den Konzentrationen an Chlorid und Kalium. Große Schwankungen zeigten sich auch bei der Probenahmestelle Südgraben Georgshof. Die Leitfähigkeit als Summenparameter für die Ionenkonzentration, ein Parameter der den Vorteil hat ohne großen Aufwand vor Ort gemessen werden zu können, ist für die Beobachtung von Veränderungen der Wasserzusammensetzung gut geeignet. Kombiniert mit der Untersuchung der Konzentration an TOC, also dem organischen Kohlenstoff, kann die Wasserqualität im Hinblick auf einen Eintrag von kommunalem Abwasser im jeweiligen Vergleich charakterisiert werden. Hierbei ist nochmals zu betonen, dass in diesem speziellen Untersuchungsgebiet Seewinkel für die Bewertung keine absoluten



Zahlenwerte sondern die für den jeweiligen Beobachtungspunkt relativen Veränderungen heranzuziehen sind.

#### 2.4.5 LITERATUR

Badegewässerverordnung-BGewV (2009) BGBl. II Nr. 349/2009, Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung

Dias E, Ebdon J and Taylor H (2018). The application of bacteriophages as novel indicators of viral pathogens in wastewater treatment systems. *Water Research*. 129, 172–179

Contreras-Coll N, Lucena F, Mooijman K, Havelaar A, Pierzo V, Boque M, Gawler A, Höller C, Lambiri M, Mirolo G, Moreno B, Niemi M, Sommer R, Valentin B, Wiedenmann A, Young V, Jofre J. (2002) Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe. *Water Research* 36(20):4963-74

Directive 2006/7/EC concerning the management of bathing water quality (2006) EU Parliament and Council

Richtlinie 2006/7/EG über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung (2006) Europäisches Parlament und Rat

Farnleitner AH, Ryzinska-Paier G, Reischer GH, Burtscher MM, Knetsch S, Kirschner AKT, Dirnböck T, Kuschig G, Mach RL and Sommer R (2012) *Escherichia coli* and enterococci are sensitive and reliable indicators for human, livestock and wildlife faecal pollution in alpine mountainous water resources *J Appl Microbiol*. 109(5):1599-608

Farnleitner AH, Reischer GH, Savio DF, Frick C, Schuster N, Schilling K, Mach RL, Derx J, Kirschner A, Blaschke AP, Sommer R (2014) Diagnostik mikrobiologischer Fäkalkontaminationen in Wasser und Gewässern Status Quo und gegenwärtige Entwicklungen. *Wiener Mitteilungen*, Band 230, 157-184

Mayer R, Bofill-Mas S, Egle L, Reischer G, Schade M, Fernandez-Cassi X, Fuchs W, Mach R, Lindner G, Kirschner A, Gaisbauer M, Piringer H, Blaschke AP, Girones R, Zessner M, Sommer R, Farnleitner AH (2016). Occurrence of human-associated *Bacteroidetes* genetic source tracking markers in raw and treated wastewater of municipal and domestic origin and comparison to standard and alternative indicators of faecal pollution. *Water Research* 90: 265–276

Muniesa M, Ballesté E, Imamovic L, Pascual-Benito M, Toribio-Avedillo D, Lucena F, Jofre J (2018). Bluephage: A rapid method for the detection of somatic coliphages used as indicators of fecal pollution in water. *Water Research*, 128:10–19

Vierheilig J, Frick C, Mayer RE, Kirschner AKT, Reischer GH, Derx J, Mach R, Sommer R, Farnleitner AH (2013). *Clostridium perfringens* is not suitable for the indication of fecal pollution from ruminant wildlife but is associated with excreta from nonherbivorous animals and human sewage. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(16), 5089–5092.

U.S. EPA (2015). Review of coliphages as possible indicators of fecal contamination for ambient water quality. EPA 820-R-15-098. Washington D.C.

Wiedenmann A, Krüger P, Gommel S, Eissler A, Hirlinger M, Paul A, Jüngst K, Sieben E, Dietz K (2004) Epidemiological Determination of Disease Risks from Bathing. Final Report. UFOPLAN 298 61 503. Umweltbundesamt.



## ARBEITSPAKETE

Wiedenmann A, Krüger P, Dietz K, López-Pila JM, Szewzyk R, Botzenhart K (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. *Environmental Health Perspectives*, 114:228-236

Wiedenmann A (2007) Gesundheitliche Bewertung einzelner mikrobiologischer Messergebnisse bei der Kontrolle von Badegewässern auf der Grundlage neuer epidemiologischer Erkenntnisse. *Umweltmed Forsch Prax* 12 (6) 351-365

WHO (2003) Guidelines for safe recreational-water environments, volume 1, coastal and fresh-waters. Geneva: World Health Organization

WHO (2009) Addendum to the WHO Guidelines for safe recreational water environments, volume 1, coastal and fresh waters. List of agreed updates. Geneva: World Health Organization

## 2.5 ARBEITSPAKET 5 - EMISSIONSQUELLEN UND FRACHTABSCHÄTZUNG - TEIL HYDROLOGIE

**MIT DEM ARBEITSPAKET 5 HYDROLOGIE** der vorliegenden Pilotstudie wurde das Ziel verfolgt, die die Frachten der unterschiedlichen Emissionsquellen zu erfassen und darzustellen. Dazu wurden Abflussmessungen simultan zu den Zeitpunkten der Probenahmen für die Untersuchung der Wasserqualität durchgeführt. Die Messmethoden mussten hierfür den teilweise sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten angepasst werden. Dies ermöglichte in weiterer Folge die Berechnung und die Angaben zu den Frachten, die für die Planung weiterer Maßnahmen und für ein Wassermanagement für den Neusiedler See von hoher Bedeutung sind.

Am Beginn wurde die komplexe Situation in der Gemeinde Podersdorf untersucht und dabei nachgeprüft, mit welchen Methoden und Daten ein ausreichendes hydrologisches und siedlungswasserwirtschaftliches Systemverständnis erreicht werden kann bzw. muss, um die unterschiedlichen Einwirkungen auf die Wasserqualität des Neusiedler Sees zu erfassen. Dabei zeigte sich gleich zu Beginn, dass die detaillierte Kenntnis der Funktionsweise des Abwassersystems eine notwendige Voraussetzung ist, um einerseits ein entsprechendes Untersuchungsprogramm zu konzipieren und andererseits aussagekräftige Daten zu erhalten. Diese grundlegenden Fragestellungen wurden in einem parallel begonnenen Projekt gleich zu Projektbeginn bearbeitet und die Erkenntnisse für die nachfolgenden Messungen angewendet. Die Details zu diesen Arbeiten sind im diesbezüglichen Projektbericht beschrieben (Blaschke et al., 2015). Im Folgenden Abschnitt wird zum besseren Verständnis der hier detailliert ausgeführten Frachtbetrachtungen eine Zusammenfassung der Methoden und Ergebnisse dieser Studie ausgeführt.

Im an die Pilotstudie anschließenden weiterführenden Untersuchungsprogramm wurden in weiterer Folge die Untersuchungen auf den Golser Kanal und die Wulka ausgeweitet und entsprechend ausgewertet. Die Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit der Abteilung Wasserhygiene durchgeführt.

Diese Pilotstudie ist die grundlegende Ausgangsbasis für die generelle Etablierung, Weiterentwicklung und Anwendung von Methoden zur mikrobiologischen Herkunftsbestimmung fäkaler Einträge für den „Gewässerverbund“ des Neusiedler Sees und des Seewinkels. Dazu sind die im Folgenden angeführten Detailfragestellungen bearbeitet worden.

- Erfassung der Funktionsweise der Kanalisation und der Kläranlage unter Einbeziehung der vorhandenen Unterlagen, die Kenntnisse des Planers des Abwasserentsorgungssystems der Gemeinde Podersdorf, dem Wissen der Klärwärter (Wolfgang Gisch und Kollegen) und von Feldbegehungen der Arbeitsgruppe.
- Erfassung des Systems der Oberflächengewässer (Drainagegräben, „Teiche“, etc.) unter Einbeziehung des bereits für den Seewinkel existierenden, sehr genauen Laserscans.
- Erfassung einer möglichen Interaktion zwischen dem Grundwasser mit den Oberflächengewässern und dem Kanalsystem aufgrund der diversen Höhenlagen der Systeme und dem generellen Grundwasserströmungsmodells für den Seewinkel.
- Untersuchung der klimatischen Verhältnisse in den letzten Jahren insbesondere was die Niederschlagsverhältnisse (regional und lokal) betrifft.
- Abschätzung von Abflussmengen aufgrund der Niederschlagsverhältnisse.

### 2.5.1 FRAGESTELLUNG

Folgender Fragenkatalog wurde im ARBEITSPAKET 5 ausgearbeitet:

- Wie ist die derzeitige Situation der Ableitung von Ab-, Überlauf- und Regenwasser in der untersuchten Bereiche?
- Welche Rolle spielen dabei die vorhandenen Oberflächengewässer (Drainagegräben)?
- Welche Rolle spielen die beiden Schönungsteiche nach der Kläranlage?
- Bestehen Interaktionen zwischen dem Grundwasser und den Oberflächengewässern bzw. dem Kanalsystem?
- Können aufgrund der hydrologischen bzw. hydraulischen Verhältnisse die derzeitigen Probenahmestellen für ein zukünftiges Monitoringprogramm im Sinne einer Gesamtbetrachtung der Region optimiert werden?
- Welche zusätzlichen Messungen können zur Unterstützung der empfohlenen Methodik angeregt werden?
- Sind methodische Weiterentwicklungen von Verfahren für das Untersuchungsgebiet notwendig?
- Berechnung der Frachten für ausgewählte chemische und wasserhygienisch relevante mikrobiologische Parameter.

### 2.5.2 METHODEN

#### 2.5.2.1 ERFASSUNG DER GRUNDWASSERSITUATION

Mit Hilfe des für den Seewinkel vorhandenen sehr genauen digitalen Geländehöhenmodells, den Messdaten des Grundwasserspiegels des Hydrographischen Dienstes und zusätzlichen Vermessungen der Sohle der Gräben in den angeführten Messstellen, konnten erste Angaben über eine mögliche Interaktion zwischen dem Grundwasser und den Gabensystem dargestellt werden. Dazu wurden für hohe und niedere Grundwasserverhältnisse Grundwasserschichtenpläne und Flurabstandspläne erstellt. Eine Berücksichtigung bei der Erstellung von Grundwasserschichtenplänen bzw. Flurabstandsplänen der Höhenlage der Gewässersohlen des Jula- und Südgrabens zeigt, dass insbesondere der Südgraben vom Grundwasser beeinflusst ist. Dies ist aufgrund der Tatsache, dass es sich ursprünglich um Entwässerungsgräben handelt, nicht unerwartet. Für die Gesamtsicht hinsichtlich der Abflussverhältnisse und der Frachtabschätzung der mikrobiologisch-hygienischen Parameter spielt diese Information eine wichtige Rolle. In den Abbildungen Abbildung 124 bis Abbildung 127 sind die Auswertungen beispielhaft für niedere und hohe Grundwasserverhältnisse sowie ein Flurabstandsplan dargestellt.

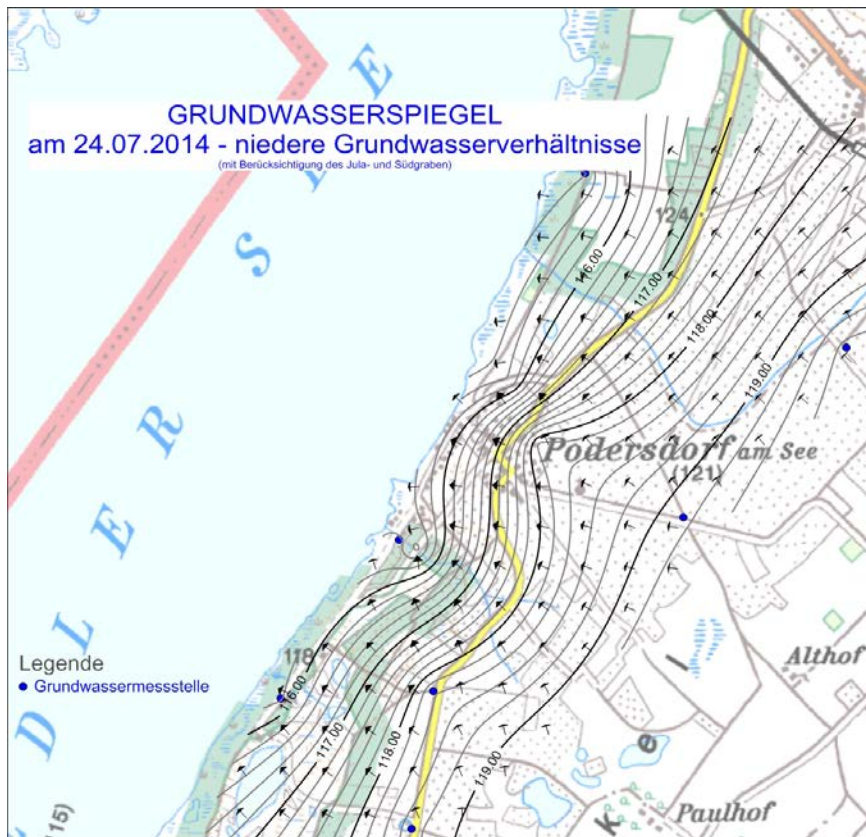


Abbildung 124: Grundwasserspiegelverhältnisse für niedere Grundwasserverhältnisse (24.7.2014).

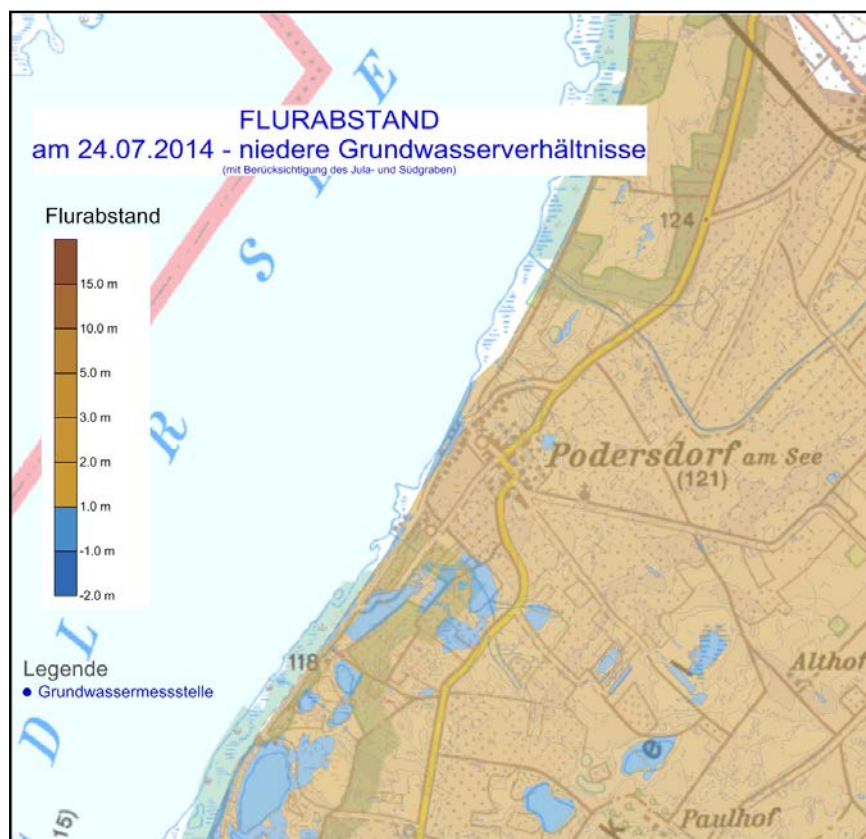


Abbildung 125: Flurabstand für niedere Grundwasserspiegelverhältnisse (24.7.2014)



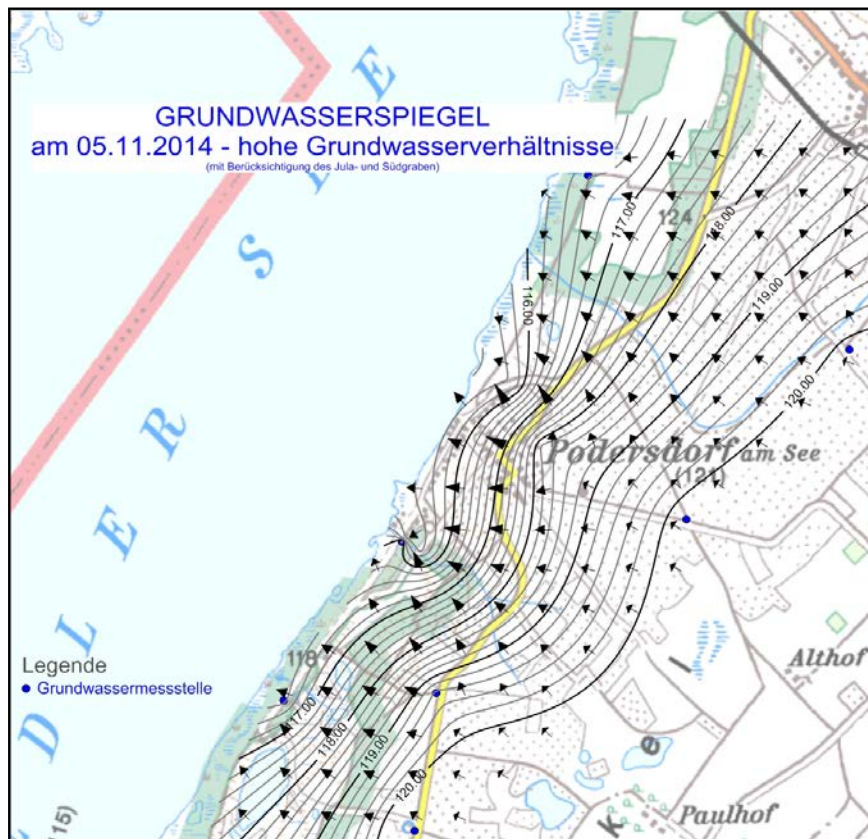


Abbildung 126: Grundwasserspiegelverhältnisse für hohe Grundwasserverhältnisse (5.11.2014).

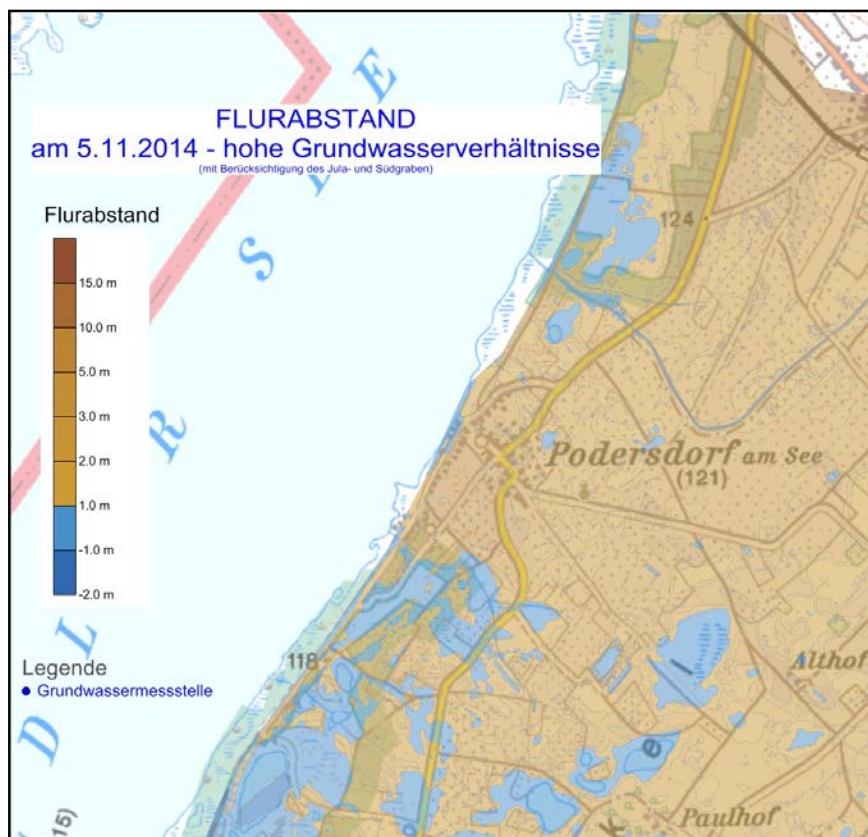


Abbildung 127: Flurabstand für hohe Grundwasserspiegelverhältnisse (5.11.2014)

### 2.5.2.2 ERFASSUNG DER „OBERFLÄCHENGEWÄSSER“

Im Projektgebiet Bereich Podersdorf wurden neun Messstellen (Abbildung 128), für den Golser Kanal (Abbildung 129) und die Wulka (Abbildung 130) jeweils drei Messstellen für die Messungen des Abflusses ausgewählt. Dabei wurde auf die hydraulischen und geometrischen Verhältnisse Rücksicht genommen, um in Hinsicht auf die schwierigen Verhältnisse (geringe Fließgeschwindigkeiten) sinnvolle Messergebnisse zu erhalten. Als Beispiel einer Messstelle ist in (Abbildung 131) die Messstelle NG11 am Nordgraben in Podersdorf dargestellt. Sie zeigt die Geometrie und ein Foto der Messstelle. Die Auswahl der Messstellen und die Messung selbst erfolgten in Abstimmung zu denselben Terminen wie die Probenahme für die Untersuchungen der mikrobiologisch-hygienischen und chemisch-physikalischen Parameter. Die Termine finden sich in den Tabellen der Frachtberechnungen im Kapitel 2.5.3 Ergebnisse der Frachtberechnungen.



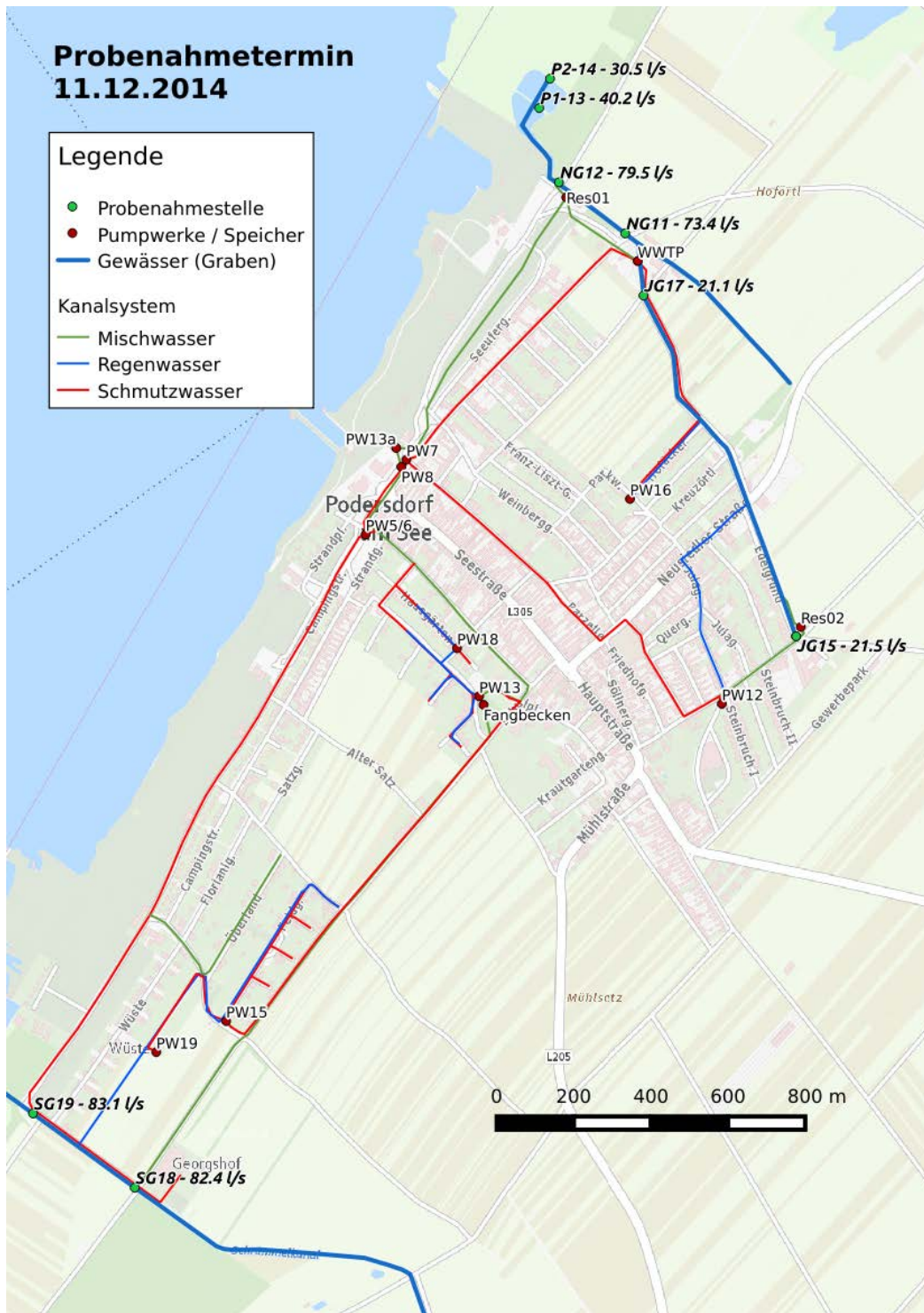


Abbildung 128: Lage und Bezeichnung der Messstellen im Bereich Podersdorf

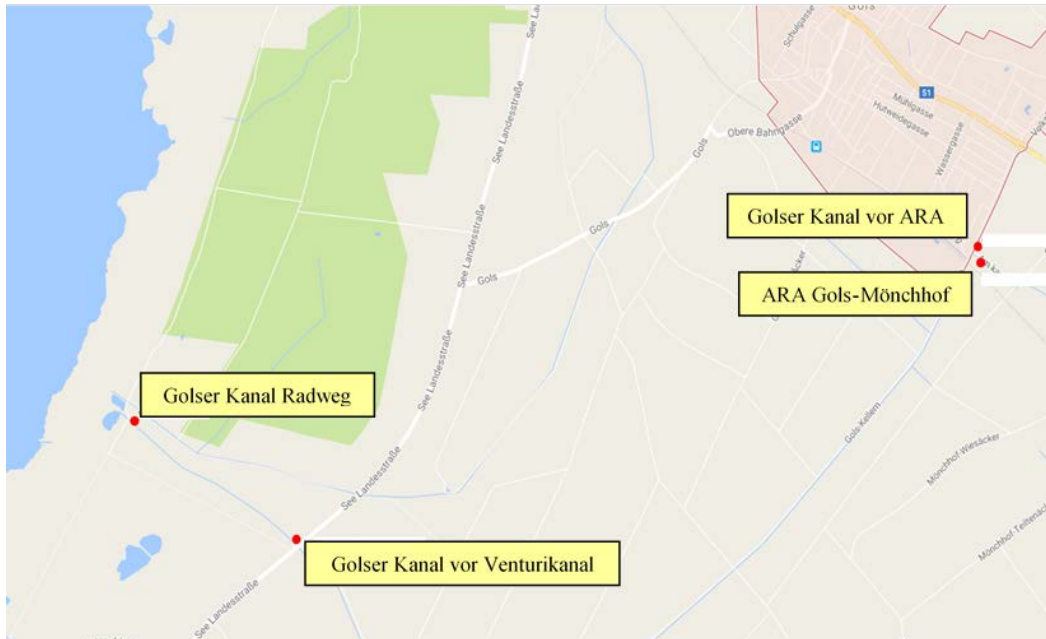


Abbildung 129: Lage und Bezeichnung der Messstellen im Bereich Golser-Kanal (Quelle: Google Maps)



Abbildung 130: Lage und Bezeichnung der Messstellen im Bereich Wulka-Unterlauf (Quelle: Google Maps)

### 2.5.2.3 MESSMETHODEN

Anhand der Messung der durchgeführten Fließgeschwindigkeiten und entsprechend der gemessenen Wassertiefen und der jeweiligen Profilgeometrien wurde der Abfluss in den einzelnen Messstellen berechnet. Ein Problem bei der Erfassung des Abflusses ergab sich durch die oft nur sehr geringen vorhandenen Fließgeschwindigkeiten. Aus diesem Grund erfolgten die Messungen der Fließgeschwindigkeit mit einem Spezialmessflügel, mit welchem auch sehr kleine Fließgeschwindigkeiten erfassbar sind und in Sonderfällen durch Messung der Fließgeschwindigkeiten an der Gewässeroberfläche mit Hilfe von Schwimmkörpern.





Abbildung 131: Geometrie und Foto der Messstelle am Nordgraben (NG11)

#### 2.5.2.4 ERFASSUNG DES ABWASSERENTSORGUNGSSYSTEMS

Auf Basis der vom Ziviltechnikerbüro Bichler & Kolbe ZT GmbH zur Verfügung gestellten Planunterlagen über das Kanalsystem von Podersdorf wurde durch Begehungen und Vorortmessungen versucht, einen vollständigen Überblick über das vorhandene Abwassersystem von Podersdorf zu gewinnen. Während der letzten Jahrzehnte wurde das Kanalsystem laufend erweitert und angepasst, was durch Ortserweiterungen und die sehr flachen Geländebeziehungen notwendig war. Auf Basis der vorhandenen Daten, Pläne und den zusätzlichen Erhebungen, wie Begehungen und Messungen von Abflüssen, kann die Situation der Kanalisation und dessen unterschiedliche Nutzung (Abwasser-, Mischwasser- oder Regenwasserkanal) aus heutiger Sicht, wie in Abbildung 132 dargestellt, zusammengefasst werden. Kurz vor Projektbeginn wurde im Jahr 2014 das System um ein Rückhaltebecken am Beginn des Julagrabens erweitert und in das Abwassersystem integriert.

## ARBEITSPAKETE

In Abbildung 133 ist diese Anlage planlich dargestellt. Dieser Plan wurde ebenfalls vom Ziviltechnikerbüro Bichler & Kolbe ZT GmbH zur Verfügung gestellt.



Abbildung 132: Lageplan des Kanal- und Entwässerungssystems Podersdorf soweit aus den vorhandenen Planunterlagen und zusätzlichen Begehungen erfassbar



## ARBEITSPAKETE

Einen weiteren Anhaltspunkt für die Frachtberechnungen an den ausgewählten Messstellen im Abwassersystem geben die Messungen des Zuflusses zur Kläranlage. Diese werden im Rahmen der obligatorischen Kläranlagenüberwachung seitens der Gemeinde durchgeführt und aufgezeichnet.

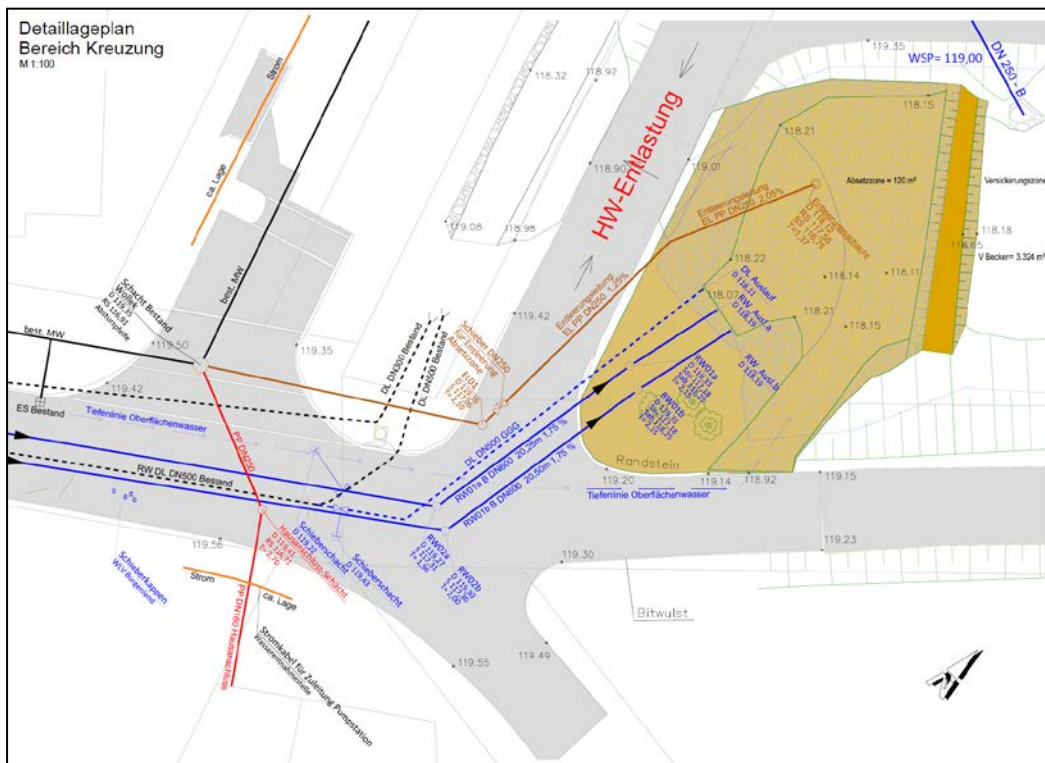


Abbildung 133: Detail Julagraben: Lageplan des Hochwasserschutz am oberen Ende des Julagrabens.  
Quelle: Ziviltechnikerbüro Bichler & Kolbe ZT GmbH

### 2.5.3 ERGEBNISSE

Die Frachtberechnungen erfolgten in enger Abstimmung mit der Abteilung Wasserhygiene (ARBEITSPAKETE 1, 4 und 6).

Für die drei untersuchten Bereiche werden in den folgenden Abschnitten zuerst jeweils Boxplots der ausgewählten Parameter in Abbildungen dargestellt und anschließend die zugehörigen Daten mit allen Frachten dieser Parameter zu allen Messterminen in Tabellenform zusammengefasst.

Für die Auswertungen wurden folgende Parameter herangezogen:

#### Chemische Parameter

- TOC
- Kalium

#### Mikrobiologische Parameter

- *Escherichia coli*
- Intestinale Enterokokken (Enterokokken)
- Sporen von *Clostridium perfringens*
- Somatische Coliphagen

### 2.5.3.1 UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF

Die Auswahl der Stellen für die Frachtberechnungen erfolgte in Podersdorf nach dem Gesichtspunkt der Verfolgbarkeit des Abwasserpfades. Im Detail sind das für den nördlichen Ortsbereich der „Julagraben“ bis vor die Abwasserreinigungsanlage, die Abwasserreinigungsanlage selbst, zur Einschätzung über deren Wirksamkeit, und der „Nordgraben“ unterhalb der Einleitung aus der Abwasserreinigungsanlage. Für den südlichen Ortsteil wurden zwei Stellen im „Südgraben“ ausgewählt (Abbildung 128). Die Ergebnisse sind in Abbildung 134 bis Abbildung 142 und in Tabelle 53 bis Tabelle 69 ersichtlich. Es wurden 25 Untersuchungsserien durchgeführt.



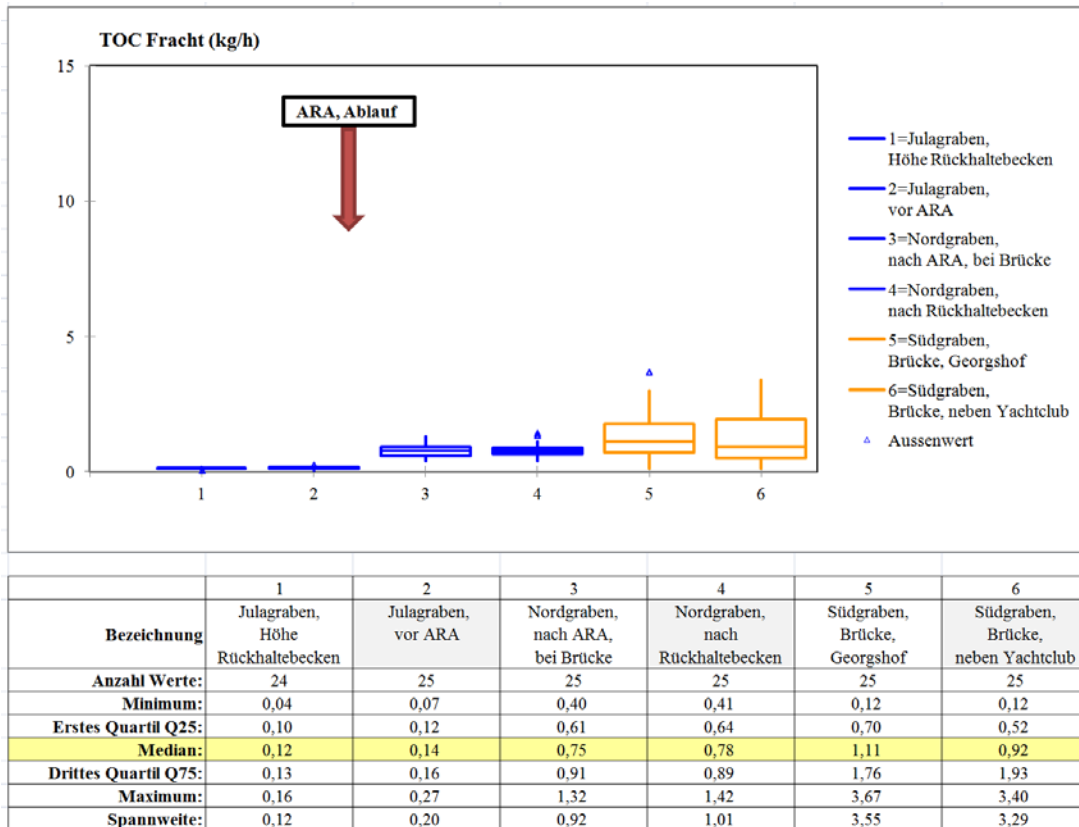


Abbildung 134: Boxplot-Darstellung der Frachten von TOC im Untersuchungsbereich PODERSDORF

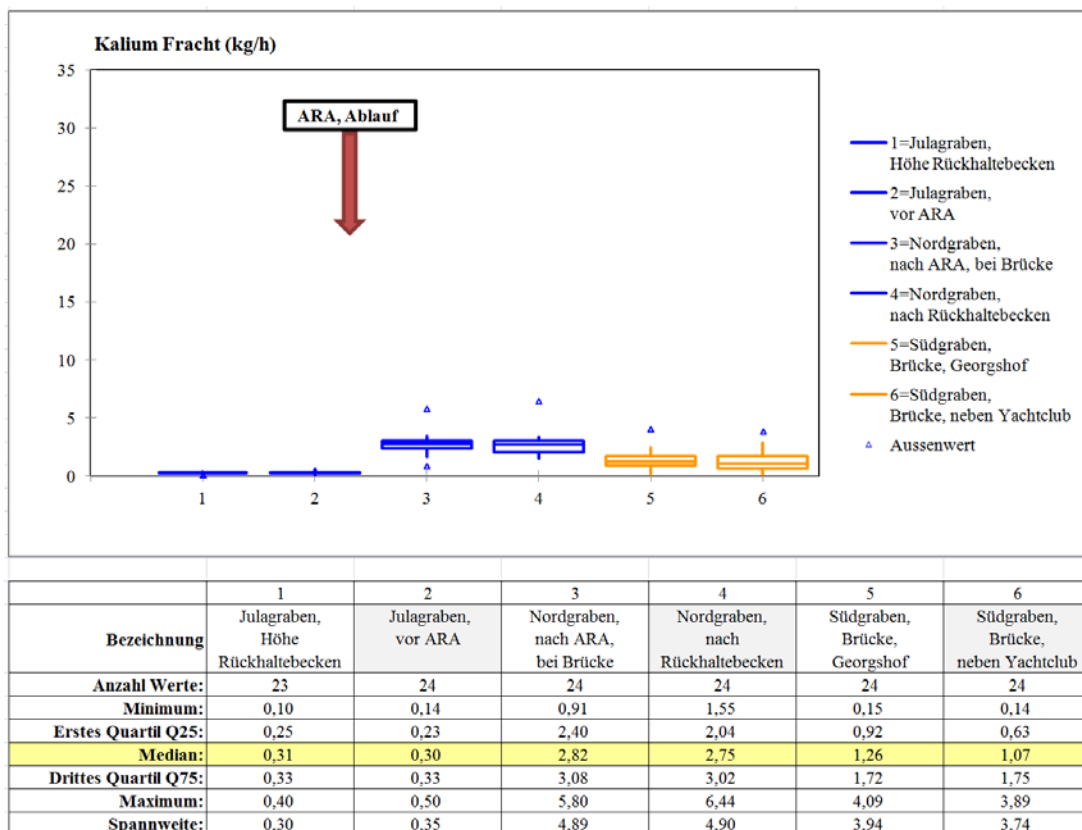


Abbildung 135: Boxplot-Darstellung der Frachten an Kalium im Untersuchungsbereich PODERSDORF

TABELLE 55: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON TOC IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – SÜDGRABEN SOWIE ANTEIL (%) NORDGRABEN UND SÜDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Südgraben, Brücke, Georgshof  (SG18)			Südgraben, Brücke, neben Yachtclub  (SG19)			Fracht TOC	
		[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	Anteil NORD [%]	Anteil SÜD [%]
<b>Extremes Starkregenereignis</b>									
<b>31.07.2014</b>	158	14,6	79,97	4,203		70,25			
<b>06.08.2014</b>	0	17,5	36,46	2,30	18	32,60	2,11	38,8	61,2
<b>04.02.2015</b>	41	8,0	61,28	1,76	8,3	64,66	1,93	30,3	69,7
<b>09.03.2015</b>	21	6,2	67,53	1,51	6,4	61,50	1,42	35,9	64,1
<b>14.12.2015</b>	6	4,1	42,71	0,63	4,2	47,50	0,72	36,3	63,7
<b>28.08.2014</b>	92	7,0	145,62	3,67	7,3	127,05	3,34	19,2	80,8
<b>02.10.2014</b>	172	10,4	69,97	2,62	11,0	61,60	2,44	36,8	63,2
<b>20.10.2014</b>	16	9,4	67,04	2,27	9,7	59,06	2,06	33,8	66,2
<b>12.11.2014</b>	42	9,3	73,55	2,46	9,4	64,69	2,19	26,2	73,8
<b>11.12.2014</b>	46	11,6	71,44	2,98	11,9	79,48	3,40	24,7	75,3
<b>08.04.2015</b>	13	5,5	73,39	1,45	5,6	68,12	1,37	38,5	61,5
<b>20.04.2015</b>	8	5,5	71,44	1,41	5,7	63,77	1,31	40,5	59,5
<b>04.05.2015</b>	19	5,4	62,73	1,22	5,5	69,37	1,37	43,0	57,0
<b>18.05.2015</b>	25	4,7	50,42	0,85	4,8	45,97	0,79	43,1	56,9
<b>01.06.2015</b>	61	5,8	57,92	1,21	6,2	64,12	1,43	37,7	62,3
<b>15.06.2015</b>	6	4,7	65,57	1,11	5,1	28,20	0,52	66,7	33,3
<b>29.06.2015</b>	12	4,3	45,52	0,70	4,6	55,78	0,92	40,4	59,6
<b>13.07.2015</b>	18	4,4	45,52	0,72	4,6	16,33	0,27	68,7	31,3
<b>27.07.2015</b>	1	4,3	33,10	0,51	4,4	33,04	0,52	59,6	40,4
<b>10.08.2015</b>	24	4,1	42,71	0,63	4,3	35,83	0,55	54,0	46,0
<b>24.08.2015</b>	45	4,6	49,72	0,82	4,6	53,52	0,89	42,7	57,3
<b>07.09.2015</b>	9	4,0	8,06	0,12	4,1	8,02	0,12	84,4	15,6
<b>21.09.2015</b>	17	3,9	13,54	0,19	4,2	12,77	0,19	73,5	26,5
<b>05.10.2015</b>	26	4,0	23,14	0,33	4,1	21,08	0,31	62,3	37,7
<b>19.10.2015</b>	56	5,6	53,67	1,08	5,7	23,45	0,48	60,1	39,9
<b>16.11.2015</b>	38	5,7	40,17	0,82	5,8	32,55	0,68	49,75	50,25
<b>Mittelwert</b>		<b>6,40</b>	<b>54,89</b>	<b>1,34</b>	<b>6,62</b>	<b>49,20</b>	<b>1,25</b>	<b>45,87</b>	<b>54,13</b>
STABW		3,17	26,37	0,92	3,26	25,92	0,93	16,34	16,34
<b>Median</b>		<b>5,50</b>	<b>53,67</b>	<b>1,11</b>	<b>5,60</b>	<b>53,52</b>	<b>0,92</b>	<b>40,48</b>	<b>59,52</b>
<b>Min</b>		<b>3,90</b>	<b>8,06</b>	<b>0,12</b>	<b>4,10</b>	<b>8,02</b>	<b>0,12</b>	<b>19,24</b>	<b>15,63</b>
<b>Max</b>		<b>17,50</b>	<b>145,62</b>	<b>3,67</b>	<b>18,00</b>	<b>127,05</b>	<b>3,40</b>	<b>84,37</b>	<b>80,76</b>
<b>Max/Min</b>		<b>4,49</b>	<b>18,08</b>	<b>31,63</b>	<b>4,39</b>	<b>15,84</b>	<b>28,75</b>	<b>4,39</b>	<b>5,17</b>
<b>Anzahl Werte</b>		<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>25</b>

TABELLE 56: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON KALIUM IM  
UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – JULAGRABEN UND NORDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken (JG15)			Julagraben, vor ARA (JG17)			Nordgraben, nach ARA, bei Brücke (NG11)			Nordgraben, nach Rückhaltebecken (NG12)		
		[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]
<b>Extremes Starkregeneignis</b>													
31.07.2014	158		5,58			23,92			98,89			101,84	
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>													
06.08.2014	0		13,78			17,44			81,12			82,61	
04.02.2015	41	3,9	19,33		4,0	22,02	0,32	12,0	66,78	2,88	12,0	66,78	2,88
09.03.2015	21	3,9	18,55	0,27	3,9	18,34	0,26	12,0	63,10	2,73	13,0	63,10	2,95
14.12.2015	6	5,0	13,70	0,26	5,0	16,13	0,29	15,0	30,68	1,66	14,0	30,68	1,55
28.08.2014	92	3,8		0,25	4,1	33,69	0,50	16,0	55,83	3,22	17,0	55,23	3,38
02.10.2014	172	3,9	7,47	0,10	4,1	22,43	0,33	18,0	89,49	5,80	20,0	89,49	6,44
20.10.2014	16	3,9	8,02	0,11	4,1	21,99	0,32	12,0	75,16	3,25	12,0	75,16	3,25
12.11.2014	42	4,0	6,79	0,10	4,1	22,96	0,34	13,0	59,88	2,80	13,0	59,88	2,80
11.12.2014	46	4,0	21,48	0,31	4,1	22,02	0,33	11,0	75,59	2,99	11,0	75,59	2,99
08.04.2015	13	5,0	18,55	0,33	5,3	19,83	0,38	14,0	62,96	3,17	14,0	62,96	3,17
20.04.2015	8	5,0	18,21	0,33	5,0	19,83	0,36	13,0	61,81	2,89	13,0	61,81	2,89
04.05.2015	19	5,0	19,07	0,34	5,0	18,84	0,34	13,0	68,50	3,21	13,0	68,50	3,21
18.05.2015	25	5,0	18,30	0,33	5,0	19,82	0,36	5,9	42,83	0,91	13,0	42,83	2,00
01.06.2015	61	5,0	9,50	0,17	5,0	8,96	0,16	14,0	53,42	2,69	14,0	53,42	2,69
15.06.2015	6	5,0	13,80	0,25	5,6	7,11	0,14	13,0	52,47	2,46	13,0	52,47	2,46
29.06.2015	12	5,0	18,40	0,33	4,1	21,71	0,32	15,0	37,73	2,04	15,0	37,73	2,04
13.07.2015	18	5,0	16,50	0,30	5,0	9,44	0,17	17,0	36,59	2,24	15,0	36,59	1,98
27.07.2015	1	5,0	17,20	0,31	5,0	12,43	0,22	20,0	41,20	2,97	18,0	41,20	2,67
10.08.2015	24	5,0	20,10	0,36	4,3	13,45	0,21	21,0	40,25	3,04	18,0	40,25	2,61
24.08.2015	45	5,0	17,80	0,32	5,0	13,29	0,24	18,0	43,64	2,83	17,0	43,64	2,67
07.09.2015	9	5,0	17,20	0,31	5,0	13,21	0,24	20,0	34,82	2,51	16,0	34,82	2,01
21.09.2015	17	5,0	18,10	0,33	5,0	14,03	0,25	26,0	37,15	3,48	22,0	37,15	2,94
05.10.2015	26	5,0	18,30	0,33	5,0	12,45	0,22	23,0	29,81	2,47	29,0	29,81	3,11
19.10.2015	56	5,0	22,20	0,40	5,0	15,44	0,28	12,0	51,53	2,23	11,0	51,53	2,04
16.11.2015	38	5,0	14,50	0,26	5,0	17,66	0,32	13,0	46,73	2,19	12,0	46,73	2,02
<b>Mittelwert</b>		<b>4,7</b>	<b>16,12</b>	<b>0,28</b>	<b>4,7</b>	<b>17,38</b>	<b>0,29</b>	<b>15,3</b>	<b>53,56</b>	<b>2,78</b>	<b>15,2</b>	<b>53,60</b>	<b>2,78</b>
STABW		0,5	4,33	0,08	0,5	5,71	0,08	4,4	16,50	0,86	4,1	16,60	0,93
<b>Median</b>		<b>5,0</b>	<b>17,95</b>	<b>0,31</b>	<b>5,0</b>	<b>17,66</b>	<b>0,30</b>	<b>14,0</b>	<b>52,47</b>	<b>2,82</b>	<b>14,0</b>	<b>52,47</b>	<b>2,75</b>
<b>Min</b>		<b>0,5</b>	<b>4,33</b>	<b>0,08</b>	<b>0,5</b>	<b>5,71</b>	<b>0,08</b>	<b>4,4</b>	<b>16,50</b>	<b>0,86</b>	<b>4,1</b>	<b>16,60</b>	<b>0,93</b>
<b>Max</b>		<b>5,0</b>	<b>22,20</b>	<b>0,40</b>	<b>5,6</b>	<b>33,69</b>	<b>0,50</b>	<b>26,0</b>	<b>89,49</b>	<b>5,80</b>	<b>29,0</b>	<b>89,49</b>	<b>6,44</b>
<b>Max/Min</b>		<b>9,9</b>	<b>5,13</b>	<b>4,82</b>	<b>11,2</b>	<b>5,91</b>	<b>6,23</b>	<b>5,9</b>	<b>5,42</b>	<b>6,73</b>	<b>7,1</b>	<b>5,39</b>	<b>6,95</b>
<b>Anzahl Werte</b>		<b>24</b>	<b>24</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>24</b>

TABELLE 57: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON KALIUM IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – ARA

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA, Ablauf (nach UV)		
		ARA, Zulauf [m³/Tag]	[mg/l]	Fracht [kg/h]
<b>Extremes Starkregenereignis</b>				
31.07.2014	158	4.518		
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>				
06.08.2014	0	3.541		
04.02.2015	41	2.767		
09.03.2015	21	2.604	17,0	1,84
14.12.2015	6	1.163	20,0	0,97
28.08.2014	92	2.152	23,0	2,06
02.10.2014	172	3.777	25,0	3,93
20.10.2014	16	3.140	16,0	2,09
12.11.2014	42	2.461	18,0	1,85
11.12.2014	46	3.159	15,0	1,97
08.04.2015	13	2.598	18,0	1,95
20.04.2015	8	2.546	16,0	1,70
04.05.2015	19	2.844	15,0	1,78
18.05.2015	25	1.703	17,0	1,21
01.06.2015	61	2.173	17,0	1,54
15.06.2015	6	2.131	16,0	1,42
29.06.2015	12	1.476	20,0	1,23
13.07.2015	18	1.425	21,0	1,25
27.07.2015	1	1.630		
10.08.2015	24	1.588	25,0	1,65
24.08.2015	45	1.739	22,0	1,59
07.09.2015	9	1.347	25,0	1,40
21.09.2015	17	1.450	32,0	1,93
05.10.2015	26	1.124	36,0	1,69
19.10.2015	56	2.090	14,0	1,22
16.11.2015	38	1.876	15,0	1,17
<b>Mittelwert</b>		<b>2.180</b>	<b>20,1</b>	<b>1,70</b>
STABW		743	5,7	0,59
<b>Median</b>		<b>2.131</b>	<b>18,0</b>	<b>1,67</b>
<b>Min</b>		<b>1.123,9</b>	<b>14,0</b>	<b>0,97</b>
<b>Max</b>		<b>3.776,5</b>	<b>36,0</b>	<b>3,93</b>
<b>Max/Min</b>		<b>3,36</b>	<b>2,6</b>	<b>4,06</b>
<b>Anzahl Werte</b>		<b>25</b>	<b>22</b>	<b>22</b>

TABELLE 58: FRACHTEN VON KALIUM IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – SÜDGRABEN SOWIE ANTEIL (%) NORDGRABEN UND SÜDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Südgraben, Brücke, Georgshof (SG18)			Südgraben, Brücke, neben Yachtclub (SG19)			Fracht Kalium	
		[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	Anteil NORD [%]	Anteil SÜD [%]
<b>Extremes Starkregenereignis</b>									
<b>31.07.2014</b>	158		79,97			70,25			
<b>06.08.2014</b>	0		36,46			32,60			
<b>04.02.2015</b>	41	8,1	61,28	1,787	8,6	64,66	2,00	59,0	41,0
<b>09.03.2015</b>	21	7,0	67,53	1,702	7,5	61,50	1,66	64,0	36,0
<b>14.12.2015</b>	6	6,0	42,71	0,923	6,0	47,50	1,03	60,1	39,9
<b>28.08.2014</b>	92	7,8	145,62	4,089	8,5	127,05	3,89	46,5	53,5
<b>02.10.2014</b>	172	9,3	69,97	2,343	10,0	61,60	2,22	74,4	25,6
<b>20.10.2014</b>	16	8,6	67,04	2,076	9,5	59,06	2,02	61,7	38,3
<b>12.11.2014</b>	42	8,6	73,55	2,277	9,2	64,69	2,14	56,7	43,3
<b>11.12.2014</b>	46	9,6	71,44	2,469	10,0	79,48	2,86	51,1	48,9
<b>08.04.2015</b>	13	6,2	73,39	1,638	6,3	68,12	1,54	67,3	32,7
<b>20.04.2015</b>	8	6,6	71,44	1,697	6,7	63,77	1,54	65,3	34,7
<b>04.05.2015</b>	19	6,5	62,73	1,468	6,3	69,37	1,57	67,1	32,9
<b>18.05.2015</b>	25	5,7	50,42	1,035	5,6	45,97	0,93	68,4	31,6
<b>01.06.2015</b>	61	6,4	57,92	1,334	6,6	64,12	1,52	63,9	36,1
<b>15.06.2015</b>	6	5,6	65,57	1,322	5,7	28,20	0,58	80,9	19,1
<b>29.06.2015</b>	12	5,8	45,52	0,950	5,5	55,78	1,10	64,9	35,1
<b>13.07.2015</b>	18	5,6	45,52	0,918	5,8	16,33	0,34	85,3	14,7
<b>27.07.2015</b>	1	5,0	33,10	0,596	5,4	33,04	0,64	80,6	19,4
<b>10.08.2015</b>	24	5,0	42,71	0,769	5,0	35,83	0,64	80,2	19,8
<b>24.08.2015</b>	45	5,2	49,72	0,931	5,1	53,52	0,98	73,1	26,9
<b>07.09.2015</b>	9	5,0	8,06	0,145	5,0	8,02	0,14	93,3	6,7
<b>21.09.2015</b>	17	5,7	13,54	0,278	5,7	12,77	0,26	91,8	8,2
<b>05.10.2015</b>	26	5,6	23,14	0,467	5,7	21,08	0,43	87,8	12,2
<b>19.10.2015</b>	56	6,2	53,67	1,198	6,3	23,45	0,53	79,3	20,7
<b>16.11.2015</b>	38	6,5	40,17	0,940	6,7	32,55	0,79	72,0	28,0
<b>Mittelwert</b>		<b>6,6</b>	<b>54,89</b>	<b>1,39</b>	<b>6,8</b>	<b>49,20</b>	<b>1,31</b>	<b>70,6</b>	<b>29,4</b>
STABW		1,4	26,37	0,86	1,6	25,92	0,90	12,4	12,4
<b>Median</b>		<b>6,2</b>	<b>53,67</b>	<b>1,26</b>	<b>6,3</b>	<b>53,52</b>	<b>1,07</b>	<b>67,8</b>	<b>32,2</b>
<b>Min</b>		<b>1,4</b>	<b>8,06</b>	<b>0,15</b>	<b>1,6</b>	<b>8,02</b>	<b>0,14</b>	<b>12,4</b>	<b>6,7</b>
<b>Max</b>		<b>9,6</b>	<b>145,62</b>	<b>4,09</b>	<b>10,0</b>	<b>127,05</b>	<b>3,89</b>	<b>93,3</b>	<b>53,5</b>
<b>Max/Min</b>		<b>7,0</b>	<b>18,08</b>	<b>28,20</b>	<b>6,2</b>	<b>15,84</b>	<b>26,92</b>	<b>7,5</b>	<b>8,0</b>
<b>Anzahl Werte</b>		<b>24</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>24</b>

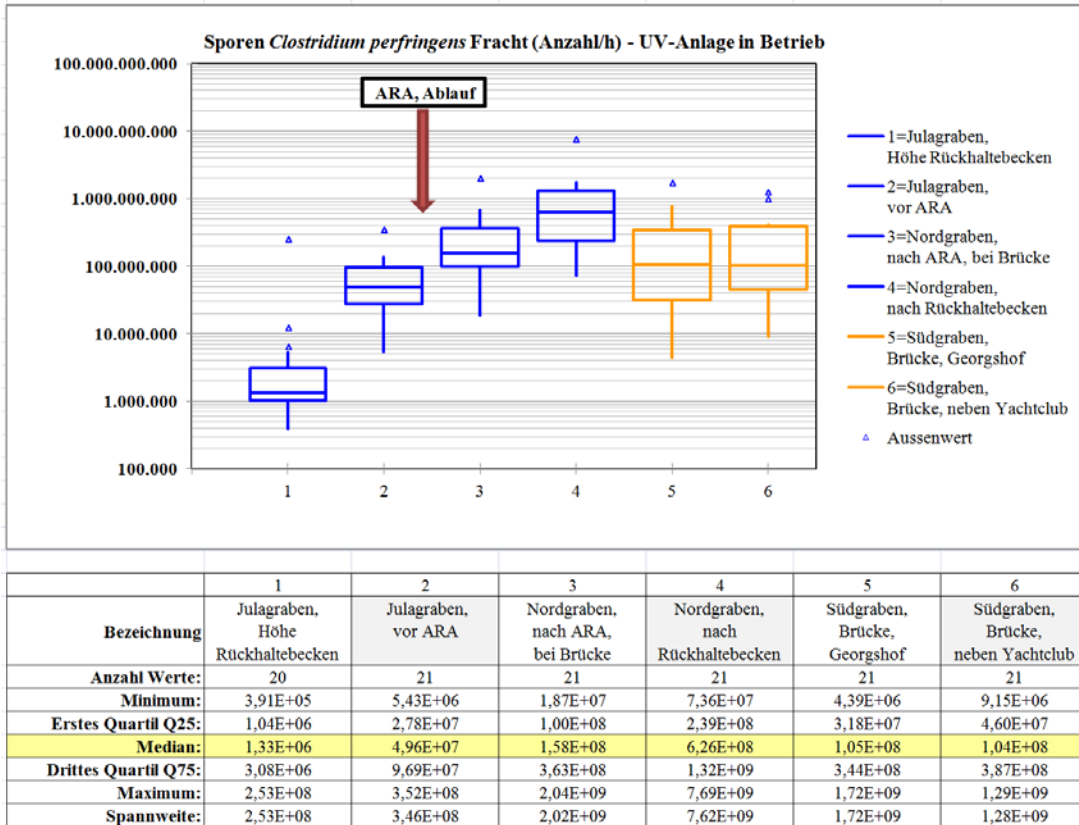


Abbildung 136: Boxplot-Darstellung der Frachten von Sporen von Clostridium perfringens im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage in Betrieb

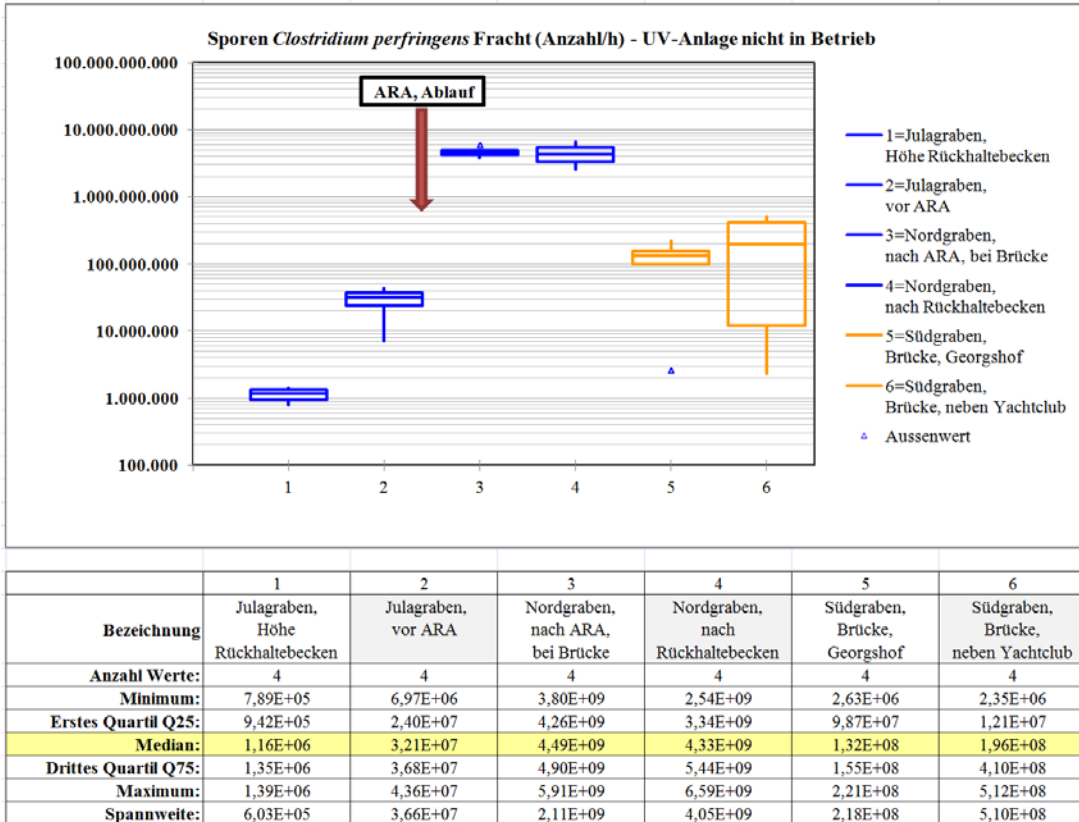


Abbildung 137: Boxplot-Darstellung der Frachten von Sporen von Clostridium perfringens im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage nicht in Betrieb



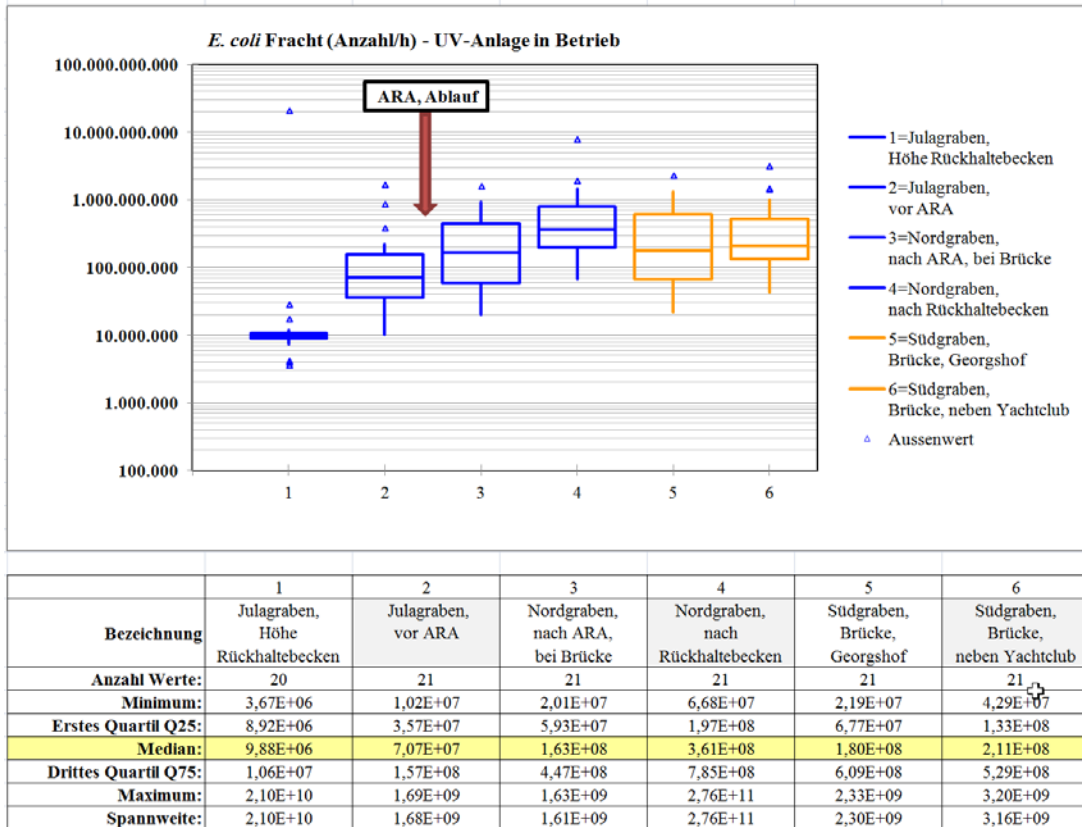


Abbildung 138: Boxplot-Darstellung der Frachten von E. coli im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage in Betrieb

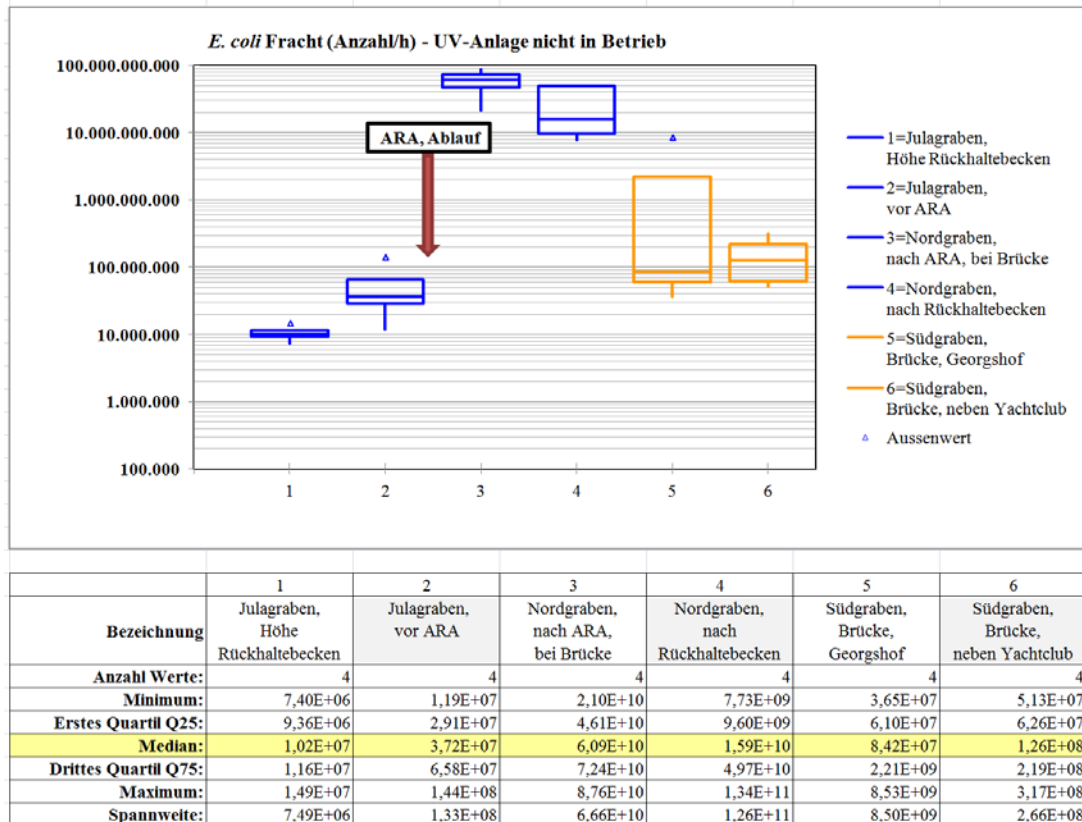
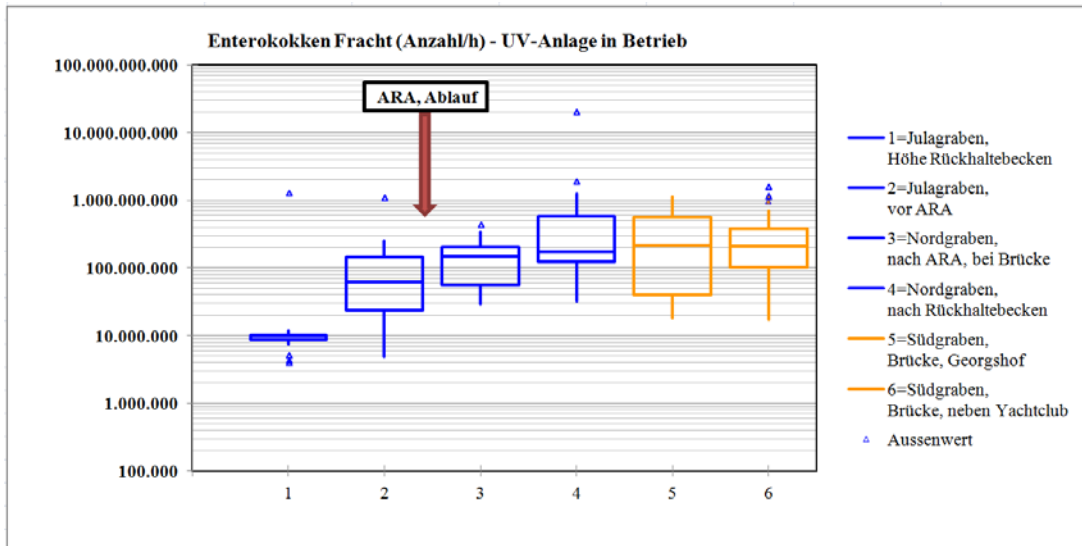
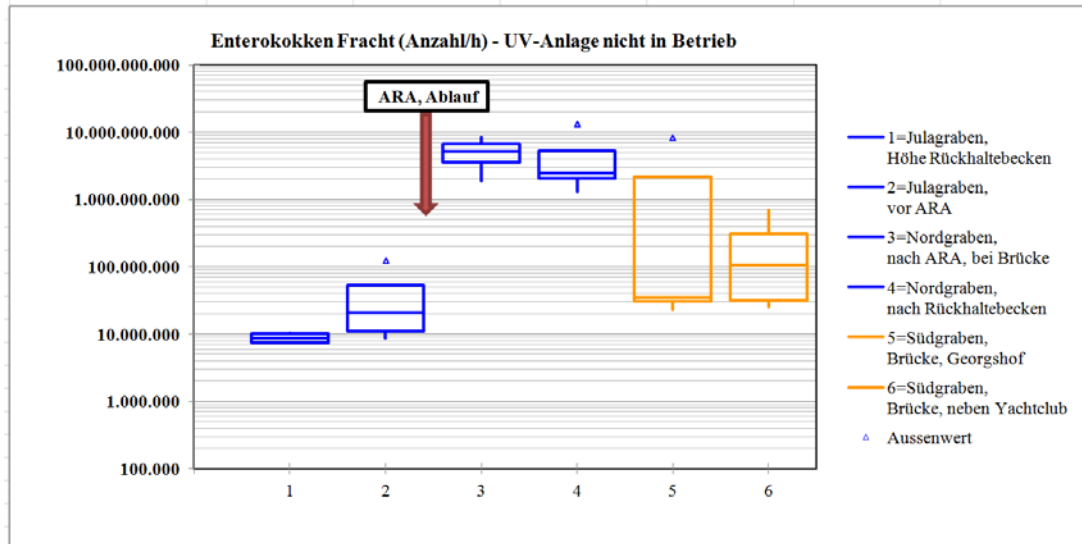


Abbildung 139: Boxplot-Darstellung der Frachten von E. coli im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage nicht in Betrieb



	1	2	3	4	5	6
<b>Bezeichnung</b>	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken	Julagraben, vor ARA	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Südgraben, Brücke, Georgshof	Südgraben, Brücke, neben Yachtclub
<b>Anzahl Werte:</b>	20	21	21	21	21	21
<b>Minimum:</b>	4,03E+06	4,84E+06	2,88E+07	3,22E+07	1,79E+07	1,73E+07
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	8,64E+06	2,38E+07	5,67E+07	1,22E+08	3,96E+07	1,04E+08
<b>Median:</b>	9,80E+06	6,26E+07	1,49E+08	1,74E+08	2,12E+08	2,06E+08
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	1,01E+07	1,43E+08	2,05E+08	5,77E+08	5,60E+08	3,83E+08
<b>Maximum:</b>	1,30E+09	1,09E+09	4,35E+08	2,01E+10	1,13E+09	1,60E+09
<b>Spannweite:</b>	1,30E+09	1,09E+09	4,07E+08	2,00E+10	1,12E+09	1,58E+09

Abbildung 140: Boxplot-Darstellung der Frachten von Enterokokken im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage in Betrieb



	1	2	3	4	5	6
<b>Bezeichnung</b>	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken	Julagraben, vor ARA	Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Südgraben, Brücke, Georgshof	Südgraben, Brücke, neben Yachtclub
<b>Anzahl Werte:</b>	4	4	4	4	4	4
<b>Minimum:</b>	7,40E+06	8,71E+06	1,88E+09	1,33E+09	2,31E+07	2,57E+07
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	7,43E+06	1,11E+07	3,54E+09	2,04E+09	3,06E+07	3,13E+07
<b>Median:</b>	8,73E+06	2,08E+07	5,11E+09	2,46E+09	3,48E+07	1,04E+08
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	1,01E+07	5,37E+07	6,70E+09	5,33E+09	2,16E+09	3,07E+08
<b>Maximum:</b>	1,04E+07	1,26E+08	8,41E+09	1,34E+10	8,53E+09	7,04E+08
<b>Spannweite:</b>	3,04E+06	1,17E+08	6,54E+09	1,21E+10	8,51E+09	6,79E+08

Abbildung 141: Boxplot-Darstellung der Frachten von Enterokokken im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage nicht in Betrieb

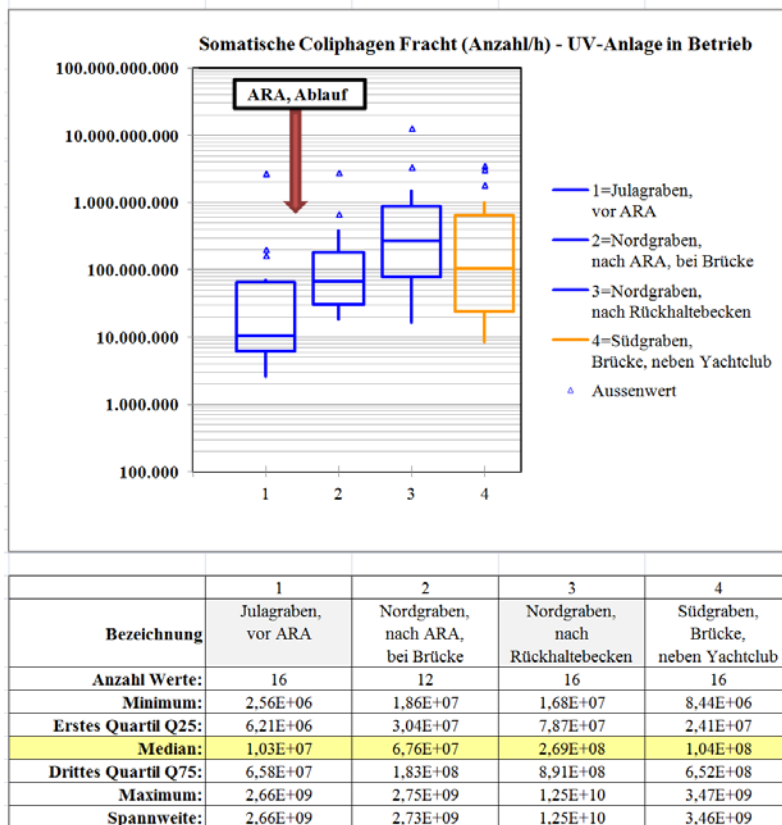


Abbildung 142: Boxplot-Darstellung der Frachten von somatischen Coliphagen im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage in Betrieb

Für den Parameter somatische Coliphagen wurde nur eine Untersuchungsserie bei nicht eingeschalteter UV-Anlage durchgeführt. An diesem Probenahmetag (14.12.2015) lag die Fracht an somatischen Coliphagen (Anzahl/h) im Wasser des Julagrabens vor ARA mit  $5,81 \cdot 10^6$  im Bereich der übrigen 16 Untersuchungsergebnisse. Im Nordgraben, nach ARA war ein Anstieg der Fracht um den Faktor 1.000 feststellbar ( $6,63 \cdot 10^9$ ), dieselbe Größenordnung lag im Nordgraben, nach Rückhaltebecken vor. Die Werte sind Tabelle 66 zu entnehmen.

TABELLE 59: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON SPOREN *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – JULAGRABEN UND NORDGRABEN

Datum	Nieder-schlag-summe [mm]	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken (JG15)			Julagraben, vor ARA (JG17)			Nordgraben, nach ARA, bei Brücke (NG11)		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
Sporen von <i>Clostridium perfringens</i>										
<b>Extremes Starkregeneignis</b>										
31.07.2014	158	1.500	5,58	3,02E+08	1.000	23,92	8,61E+08	1.000	98,89	3,56E+09
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>										
06.08.2014	0	2	13,78	9,92E+05	55	17,44	3,45E+07	1.300	81,12	3,80E+09
04.02.2015	41	2	19,33	1,39E+06	55	22,02	4,36E+07	1.900	66,78	4,57E+09
09.03.2015	21	2	18,55	1,34E+06	45	18,34	2,97E+07	2.600	63,10	5,91E+09
14.12.2015	6	2	13,70	7,89E+05	12	16,13	6,97E+06	4.000	30,68	4,42E+09
Mittelwert	2	16	1,13E+06	42	18	2,87E+07	2,450	60	4,67E+09	
STABW	0	3	2,86E+05	20	3	1,56E+07	1,162	21	8,88E+08	
Median	2	16	1,16E+06	50	18	3,21E+07	2,250	65	4,49E+09	
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>										
28.08.2014	92	2			85	33,69	1,03E+08	90	55,83	1,81E+08
02.10.2014	172	2	7,47	4,30E+05	120	22,43	9,69E+07	210	89,49	6,77E+08
20.10.2014	16	4	8,02	1,01E+06	75	21,99	5,94E+07	85	75,16	2,30E+08
12.11.2014	42	2	6,79	3,91E+05	60	22,96	4,96E+07	110	59,88	2,37E+08
11.12.2014	46	2	21,48	1,55E+06	45	22,02	3,57E+07	750	75,59	2,04E+09
08.04.2015	13	2	18,55	1,34E+06	45	19,83	3,21E+07	160	62,96	3,63E+08
20.04.2015	8	8	18,21	5,24E+06	8	19,83	5,71E+06	170	61,81	3,78E+08
04.05.2015	19	3	19,07	2,06E+06	8	18,84	5,43E+06	210	68,50	5,18E+08
18.05.2015	25	2	18,30	1,32E+06	80	19,82	5,71E+07	65	42,83	1,00E+08
01.06.2015	61	2	9,50	6,84E+05	110	8,96	3,55E+07	80	53,42	1,54E+08
15.06.2015	6	2	13,80	9,94E+05	270	7,11	6,91E+07	75	52,47	1,42E+08
29.06.2015	12	2	18,40	1,32E+06	450	21,71	3,52E+08	50	37,73	6,79E+07
13.07.2015	18	21	16,50	1,25E+07	21	9,44	7,14E+06	120	36,59	1,58E+08
27.07.2015	1	4	17,20	2,17E+06	160	12,43	7,16E+07	450	41,20	6,67E+08
10.08.2015	24	350	20,10	2,53E+08	260	13,45	1,26E+08	85	40,25	1,23E+08
24.08.2015	45	8	17,80	5,13E+06	90	13,29	4,31E+07	40	43,64	6,28E+07
07.09.2015	9	2	17,20	1,24E+06	290	13,21	1,38E+08	60	34,82	7,52E+07
21.09.2015	17	10	18,10	6,52E+06	11	14,03	5,55E+06	14	37,15	1,87E+07
05.10.2015	26	2	18,30	1,32E+06	26	12,45	1,17E+07	30	29,81	3,22E+07
19.10.2015	56	3	22,20	2,40E+06	50	15,44	2,78E+07	70	51,53	1,30E+08
16.11.2015	38	2	14,50	1,04E+06	550	17,66	3,50E+08	110	46,73	1,85E+08
Mittelwert	21	16,07	1,51E+07	134	17,17	8,01E+07	144	52,26	3,11E+08	
STABW	76	4,61	5,61E+07	149	6,15	9,79E+07	167	15,73	4,40E+08	
Median	2	17,95	1,33E+06	80	17,66	4,96E+07	85	51,53	1,58E+08	
ohne 10.08.2015										
Mittelwert	4	15,86	2,56E+06	128	17,36	7,78E+07	147	52,86	3,21E+08	
STABW	5	4,63	2,95E+06	150	6,25	9,99E+07	171	15,89	4,50E+08	
Median	2	17,80	1,32E+06	78	18,25	4,63E+07	88	52,00	1,69E+08	

TABELLE 60: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – ARA

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA, Zulauf			ARA, Ablauf (vor UV)		ARA, Ablauf (nach UV)	
		[Anzahl /100 ml]	[m³/Tag]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	Fracht [Anzahl/h]
Sporen von <i>Clostridium perfringens</i>								
<b>Extremes Starkregeneignis</b>								
31.07.2014	158		4.518		1.900	3,58E+09	1.900	3,58E+09
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>								
06.08.2014	0	30.000	3.541	4,43E+10	4.000	5,90E+09	4.000	5,90E+09
04.02.2015	41	11.000	2.767	1,27E+10	6.000	6,92E+09	6.000	6,92E+09
09.03.2015	21	65.000	2.604	7,05E+10	5.000	5,42E+09	5.000	5,42E+09
14.12.2015	6	90.000	1.163	4,36E+10	7.000	3,39E+09	7.000	3,39E+09
Mittelwert	45	49.000	2.519	4,28E+10	5.500	5,41E+09	5.500	5,41E+09
STABW	65	35.318	992	2,37E+10	1.291	1,48E+09	1.291	1,48E+09
Median	21	47.500	2.686	4,39E+10	5.500	5,66E+09	5.500	5,66E+09
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>								
28.08.2014	92	40.000	2.152	3,59E+10	750	6,72E+08	60	5,38E+07
02.10.2014	172	50.000	3.777	7,87E+10	2.700	4,25E+09	170	2,68E+08
20.10.2014	16	12.000	3.140	1,57E+10	2.000	2,62E+09	60	7,85E+07
12.11.2014	42	5.500	2.461	5,64E+09	3.500	3,59E+09	450	4,61E+08
11.12.2014	46	13.000	3.159	1,71E+10	240	3,16E+08	450	5,92E+08
08.04.2015	13	50.000	2.598	5,41E+10	4.000	4,33E+09	100	1,08E+08
20.04.2015	8	50.000	2.546	5,31E+10	2.300	2,44E+09	150	1,59E+08
04.05.2015	19	55.000	2.844	6,52E+10	2.800	3,32E+09	90	1,07E+08
18.05.2015	25	100.000	1.703	7,10E+10	5.000	3,55E+09	30	2,13E+07
01.06.2015	61	60.000	2.173	5,43E+10	4.000	3,62E+09	50	4,53E+07
15.06.2015	6	50.000	2.131	4,44E+10	1.500	1,33E+09	85	7,55E+07
29.06.2015	12	13.000	1.476	8,00E+09	3.500	2,15E+09	40	2,46E+07
13.07.2015	18	95.000	1.425	5,64E+10	2.100	1,25E+09	17	1,01E+07
27.07.2015	1	75.000	1.630	5,09E+10	4.500	3,06E+09	900	6,11E+08
10.08.2015	24	90.000	1.588	5,95E+10	2.600	1,72E+09	40	2,65E+07
24.08.2015	45	65.000	1.739	4,71E+10	850	6,16E+08	4	2,54E+06
07.09.2015	9	40.000	1.347	2,24E+10	850	4,77E+08	18	1,01E+07
21.09.2015	17	40.000	1.450	2,42E+10	750	4,53E+08	28	1,69E+07
05.10.2015	26	75.000	1.124	3,51E+10	3.500	1,64E+09	100	4,68E+07
19.10.2015	56	12.000	2.090	1,04E+10	3.000	2,61E+09	40	3,48E+07
16.11.2015	38	40.000	1.876	3,13E+10	3.500	2,74E+09	250	1,95E+08
Mittelwert	36	49.071	2.116	4,00E+10	2.569	2,23E+09	149	1,40E+08
STABW	38	28.030	698	4,57E+10	1.363	1,30E+09	214	1,88E+08
Median	24	50.000	2.090	4,44E+10	2.700	2,44E+09	60	5,38E+07

TABELLE 61: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON SPOREN *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – SÜDGRABEN SOWIE ANTEIL (%) NORDGRABEN UND SÜDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Südgraben, Brücke, Georgshof (SG18)			Südgraben, Brücke, neben Yachtclub (SG19)			Fracht Sporen von <i>Clostridium perfringens</i>	
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	Anteil NORD (%)	Anteil SÜD (%)
<b>Extremes Starkregeneignis</b>									
31.07.2014	158	200	79,97	5,76E+08	250	70,25	6,32E+08	96,7	3,3
06.08.2014	0	2	36,46	2,63E+06	2	32,60	2,35E+06	100,0	0,0
04.02.2015	41	100	61,28	2,21E+08	220	64,66	5,12E+08	87,6	12,4
09.03.2015	21	55	67,53	1,34E+08	170	61,50	3,76E+08	94,6	5,4
14.12.2015	6	85	42,71	1,31E+08	9	47,50	1,54E+07	99,4	0,6
<b>Mittelwert</b>		<b>61</b>	<b>52</b>	<b>1,22E+08</b>	<b>100</b>	<b>52</b>	<b>2,27E+08</b>	<b>95,4</b>	<b>4,6</b>
STABW		43	15	8,98E+07	111	15	2,57E+08	5,7	5,7
<b>Median</b>		<b>70</b>	<b>52</b>	<b>1,32E+08</b>	<b>90</b>	<b>55</b>	<b>1,96E+08</b>	<b>97,0</b>	<b>3,0</b>
28.08.2014	92	20	145,62	1,05E+08	2	127,05	9,15E+06	96,3	3,7
02.10.2014	172	30	69,97	7,56E+07	35	61,60	7,76E+07	92,1	7,9
20.10.2014	16	11	67,04	2,65E+07	70	59,06	1,49E+08	45,0	55,0
12.11.2014	42	130	73,55	3,44E+08	15	64,69	3,49E+07	84,0	16,0
11.12.2014	46	300	71,44	7,72E+08	450	79,48	1,29E+09	32,7	67,3
08.04.2015	13	2	73,39	5,28E+06	45	68,12	1,10E+08	67,3	32,7
20.04.2015	8	25	71,44	6,43E+07	180	63,77	4,13E+08	54,2	45,8
04.05.2015	19	190	62,73	4,29E+08	400	69,37	9,99E+08	49,7	50,3
18.05.2015	25	950	50,42	1,72E+09	200	45,97	3,31E+08	82,3	17,7
01.06.2015	61	350	57,92	7,30E+08	45	64,12	1,04E+08	98,7	1,3
15.06.2015	6	110	65,57	2,60E+08	150	28,20	1,52E+08	89,7	10,3
29.06.2015	12	130	45,52	2,13E+08	35	55,78	7,03E+07	95,5	4,5
13.07.2015	18	60	45,52	9,83E+07	100	16,33	5,88E+07	94,0	6,0
27.07.2015	1	140	33,10	1,67E+08	350	33,04	4,16E+08	69,8	30,2
10.08.2015	24	230	42,71	3,54E+08	300	35,83	3,87E+08	56,7	43,3
24.08.2015	45	65	49,72	1,16E+08	210	53,52	4,05E+08	78,7	21,3
07.09.2015	9	21	8,06	6,09E+06	80	8,02	2,31E+07	98,7	1,3
21.09.2015	17	9	13,54	4,39E+06	100	12,77	4,60E+07	61,5	38,5
05.10.2015	26	40	23,14	3,33E+07	13	21,08	9,86E+06	89,7	10,3
19.10.2015	56	5	53,67	8,69E+06	40	23,45	3,38E+07	92,0	8,0
16.11.2015	38	22	40,17	3,18E+07	75	32,55	8,79E+07	84,7	15,3
<b>Mittelwert</b>	<b>36</b>	<b>135</b>	<b>55,44</b>	<b>2,65E+08</b>	<b>138</b>	<b>48,75</b>	<b>2,48E+08</b>	<b>76,8</b>	<b>23,2</b>
STABW	38	212	28,28	4,03E+08	134	27,79	3,34E+08	19,9	19,9
<b>Median</b>	<b>24</b>	<b>60</b>	<b>53,67</b>	<b>1,05E+08</b>	<b>80</b>	<b>53,52</b>	<b>1,04E+08</b>	<b>84,0</b>	<b>16,0</b>



TABELLE 62: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON *E. COLI* IM  
UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – JULAGRABEN UND NORDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken (JG15)			Julagraben, vor ARA (JG17)			Nordgraben, nach ARA, bei Brücke (NG11)		
		[Anzahl/100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl/100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl/100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
<i>Escherichia coli</i>										
<b>Extremes Starkregeneignis</b>										
31.07.2014	158	65.000	5,58	1,31E+10	180	23,92	1,55E+08	25.000	98,89	8,90E+10
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>										
06.08.2014	0	30	13,78	1,49E+07	230	17,44	1,44E+08	30.000	81,12	8,76E+10
04.02.2015	41	15	19,33	1,04E+07	15	22,02	1,19E+07	28.000	66,78	6,73E+10
09.03.2015	21	15	18,55	1,00E+07	60	18,34	3,96E+07	24.000	63,10	5,45E+10
14.12.2015	6	15	13,70	7,40E+06	60	16,13	3,48E+07	19.000	30,68	2,10E+10
<b>Mittelwert</b>		<b>19</b>	<b>16,34</b>	<b>1,07E+07</b>	<b>91</b>	<b>18,48</b>	<b>5,77E+07</b>	<b>25.250</b>	<b>60,42</b>	<b>5,76E+10</b>
STABW		8	3,02	3,11E+06	95	2,53	5,91E+07	4.856	21,30	2,80E+10
<b>Median</b>		<b>15</b>	<b>16,17</b>	<b>1,02E+07</b>	<b>60</b>	<b>17,89</b>	<b>3,72E+07</b>	<b>26.000</b>	<b>64,94</b>	<b>6,09E+10</b>
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>										
28.08.2014	92	130			180	33,69	2,18E+08	60	55,83	1,21E+08
02.10.2014	172	15	7,47	4,03E+06	60	22,43	4,84E+07	290	89,49	9,34E+08
20.10.2014	16	15	8,02	4,33E+06	15	21,99	1,19E+07	60	75,16	1,62E+08
12.11.2014	42	15	6,79	3,67E+06	15	22,96	1,24E+07	15	59,88	3,23E+07
11.12.2014	46	15	21,48	1,16E+07	45	22,02	3,57E+07	600	75,59	1,63E+09
08.04.2015	13	15	18,55	1,00E+07	15	19,83	1,07E+07	15	62,96	3,40E+07
20.04.2015	8	15	18,21	9,83E+06	60	19,83	4,28E+07	30	61,81	6,68E+07
04.05.2015	19	15	19,07	1,03E+07	60	18,84	4,07E+07	15	68,50	3,70E+07
18.05.2015	25	15	18,30	9,88E+06	220	19,82	1,57E+08	290	42,83	4,47E+08
01.06.2015	61	30	9,50	1,03E+07	60	8,96	1,94E+07	130	53,42	2,50E+08
15.06.2015	6	15	13,80	7,45E+06	140	7,11	3,58E+07	15	52,47	2,83E+07
29.06.2015	12	15	18,40	9,94E+06	500	21,71	3,91E+08	140	37,73	1,90E+08
13.07.2015	18	30	16,50	1,78E+07	30	9,44	1,02E+07	45	36,59	5,93E+07
27.07.2015	1	15	17,20	9,29E+06	270	12,43	1,21E+08	500	41,20	7,42E+08
10.08.2015	24	29.000	20,10	2,10E+10	3.500	13,45	1,69E+09	550	40,25	7,97E+08
24.08.2015	45	15	17,80	9,61E+06	270	13,29	1,29E+08	450	43,64	7,07E+08
07.09.2015	9	15	17,20	9,29E+06	290	13,21	1,38E+08	130	34,82	1,63E+08
21.09.2015	17	45	18,10	2,93E+07	140	14,03	7,07E+07	15	37,15	2,01E+07
05.10.2015	26	15	18,30	9,88E+06	400	12,45	1,79E+08	80	29,81	8,58E+07
19.10.2015	56	15	22,20	1,20E+07	250	15,44	1,39E+08	110	51,53	2,04E+08
16.11.2015	38	15	14,50	7,83E+06	1.400	17,66	8,90E+08	130	46,73	2,19E+08
<b>Mittelwert</b>		<b>1.404</b>	<b>16,07</b>	<b>1,06E+09</b>	<b>377</b>	<b>17,17</b>	<b>2,09E+08</b>	<b>175</b>	<b>52,26</b>	<b>3,30E+08</b>
STABW		6.323	4,61	4,69E+09	777	6,15	3,93E+08	193	15,73	4,13E+08
<b>Median</b>		<b>15</b>	<b>17,95</b>	<b>9,88E+06</b>	<b>140</b>	<b>17,66</b>	<b>7,07E+07</b>	<b>110</b>	<b>51,53</b>	<b>1,63E+08</b>
ohne 10.08.2015										
<b>Mittelwert</b>		<b>24</b>	<b>15,86</b>	<b>1,03E+07</b>	<b>221</b>	<b>17,36</b>	<b>1,35E+08</b>	<b>156</b>	<b>52,86</b>	<b>3,07E+08</b>
STABW		26	4,63	5,58E+06	310	6,25	2,01E+08	177	15,89	4,09E+08
<b>Median</b>		<b>15</b>	<b>17,80</b>	<b>9,88E+06</b>	<b>140</b>	<b>18,25</b>	<b>5,96E+07</b>	<b>95</b>	<b>52,00</b>	<b>1,63E+08</b>

TABELLE 63: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON *E. COLI* IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – ARA

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA, Zulauf			ARA, Ablauf (vor UV)		ARA, Ablauf (nach UV)	
		[Anzahl/100 ml]	[m³/Tag]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl/100 ml]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl/100 ml]	Fracht [Anzahl/h]
<i>Escherichia coli</i>								
<b>Extremes Starkregenereignis</b>								
31.07.2014	158		4.518		35.000	6,59E+10	35.000	6,59E+10
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>								
06.08.2014	0	20.000.000	3.541	2,95E+13	700.000	1,03E+12	11.000	1,62E+10
04.02.2015	41	1.000.000	2.767	1,15E+12	21.000	2,42E+10	21.000	2,42E+10
09.03.2015	21	2.000.000	2.604	2,17E+12	23.000	2,50E+10	23.000	2,50E+10
14.12.2015	6	5.500.000	1.163	2,66E+12	21.000	1,02E+10	21.000	1,02E+10
Mittelwert		<b>7.125.000</b>	<b>2.519</b>	<b>8,87E+12</b>	<b>191.250</b>	<b>2,73E+11</b>	<b>19.000</b>	<b>1,89E+10</b>
STABW		8.797.490	992	1,38E+13	339.168	5,07E+11	5.416	7,03E+09
Median		<b>3.750.000</b>	<b>2.686</b>	<b>2,42E+12</b>	<b>22.000</b>	<b>2,46E+10</b>	<b>21.000</b>	<b>2,02E+10</b>
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>								
28.08.2014	92	5.500.000	2.152	4,93E+12	28.000	2,51E+10	15	1,34E+07
02.10.2014	172	6.500.000	3.777	1,02E+13	90.000	1,42E+11	15	2,36E+07
20.10.2014	16	1.600.000	3.140	2,09E+12	15.000	1,96E+10	15	1,96E+07
12.11.2014	42	650.000	2.461	6,66E+11	5.500	5,64E+09	15	1,54E+07
11.12.2014	46	250.000	3.159	3,29E+11	30.000	3,95E+10	15	1,97E+07
08.04.2015	13	1.200.000	2.598	1,30E+12	80.000	8,66E+10	15	1,62E+07
20.04.2015	8	5.500.000	2.546	5,84E+12	40.000	4,24E+10	15	1,59E+07
04.05.2015	19	4.500.000	2.844	5,33E+12	65.000	7,70E+10	15	1,78E+07
18.05.2015	25	9.000.000	1.703	6,39E+12	55.000	3,90E+10	15	1,06E+07
01.06.2015	61	3.500.000	2.173	3,17E+12	75.000	6,79E+10	15	1,36E+07
15.06.2015	6	14.000.000	2.131	1,24E+13	95.000	8,44E+10	15	1,33E+07
29.06.2015	12	9.000.000	1.476	5,54E+12	16.000	9,84E+09	15	9,23E+06
13.07.2015	18	10.000.000	1.425	5,94E+12	85.000	5,05E+10	15	8,91E+06
27.07.2015	1	19.000.000	1.630	1,29E+13	17.000	1,15E+10	1.200	8,15E+08
10.08.2015	24	20.000.000	1.588	1,32E+13	4.000	2,65E+09	15	9,92E+06
24.08.2015	45	9.000.000	1.739	6,52E+12	40.000	2,90E+10	15	1,09E+07
07.09.2015	9	12.000.000	1.347	6,73E+12	35.000	1,96E+10	15	8,42E+06
21.09.2015	17	18.000.000	1.450	1,09E+13	45.000	2,72E+10	15	9,06E+06
05.10.2015	26	18.000.000	1.124	8,43E+12	21.000	9,83E+09	15	7,02E+06
19.10.2015	56	16.000.000	2.090	1,39E+13	55.000	4,79E+10	15	1,31E+07
16.11.2015	38	4.000.000	1.876	3,13E+12	11.000	8,60E+09	15	1,17E+07
Mittelwert		<b>8.914.286</b>	<b>2.116</b>	<b>6,66E+12</b>	<b>43.214</b>	<b>4,03E+10</b>	<b>71</b>	<b>5,16E+07</b>
STABW		6.461.349	698	6,16E+12	29.108	3,49E+10	259	1,75E+08
Median		<b>9.000.000</b>	<b>2.090</b>	<b>5,94E+12</b>	<b>40.000</b>	<b>2,90E+10</b>	<b>15</b>	<b>1,33E+07</b>

TABELLE 64: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON *E. COLI* IM  
 UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – SÜDGRABEN SOWIE ANTEIL (%) NORDGRABEN  
 UND SÜDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Südgraben, Brücke, Georgshof  (SG18)			Südgraben, Brücke, neben Yachtclub  (SG19)			Fracht <i>Escherichia coli</i>	
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	Anteil NORD (%)	Anteil SÜD (%)
<b>Extremes Starkregenereignis</b>									
31.07.2014	158	60.000	79,97	1,73E+11	250	70,25	6,32E+08	100,0	0,0
06.08.2014	0	6.500	36,46	8,53E+09	270	32,60	3,17E+08	99,8	0,2
04.02.2015	41	45	61,28	9,93E+07	80	64,66	1,86E+08	99,1	0,9
09.03.2015	21	15	67,53	3,65E+07	30	61,50	6,64E+07	99,4	0,6
14.12.2015	6	45	42,71	6,92E+07	30	47,50	5,13E+07	99,3	0,7
<b>Mittelwert</b>		<b>1.651</b>	<b>52,00</b>	<b>2,18E+09</b>	<b>103</b>	<b>51,57</b>	<b>1,55E+08</b>	<b>99,4</b>	<b>0,6</b>
STABW		3.233	14,78	4,23E+09	114	14,68	1,24E+08	0,3	0,3
<b>Median</b>		<b>45</b>	<b>52,00</b>	<b>8,42E+07</b>	<b>55</b>	<b>54,50</b>	<b>1,26E+08</b>	<b>99,3</b>	<b>0,7</b>
28.08.2014	92	160	145,62	8,39E+08	700	127,05	3,20E+09	27,1	72,9
02.10.2014	172	200	69,97	5,04E+08	60	61,60	1,33E+08	98,4	1,6
20.10.2014	16	500	67,04	1,21E+09	95	59,06	2,02E+08	44,6	55,4
12.11.2014	42	230	73,55	6,09E+08	95	64,69	2,21E+08	36,9	63,1
11.12.2014	46	80	71,44	2,06E+08	15	79,48	4,29E+07	93,6	6,4
08.04.2015	13	15	73,39	3,96E+07	80	68,12	1,96E+08	25,7	74,3
20.04.2015	8	60	71,44	1,54E+08	30	63,77	6,89E+07	49,2	50,8
04.05.2015	19	30	62,73	6,77E+07	30	69,37	7,49E+07	72,5	27,5
18.05.2015	25	300	50,42	5,45E+08	160	45,97	2,65E+08	39,0	61,0
01.06.2015	61	45	57,92	9,38E+07	95	64,12	2,19E+08	75,4	24,6
15.06.2015	6	550	65,57	1,30E+09	1.000	28,20	1,02E+09	25,1	74,9
29.06.2015	12	110	45,52	1,80E+08	750	55,78	1,51E+09	15,3	84,7
13.07.2015	18	250	45,52	4,10E+08	900	16,33	5,29E+08	38,4	61,6
27.07.2015	1	95	33,10	1,13E+08	450	33,04	5,35E+08	78,3	21,7
10.08.2015	24	750	42,71	1,15E+09	400	35,83	5,16E+08	73,7	26,3
24.08.2015	45	1.300	49,72	2,33E+09	750	53,52	1,45E+09	35,2	64,8
07.09.2015	9	110	8,06	3,19E+07	200	8,02	5,78E+07	100,0	0,0
21.09.2015	17	45	13,54	2,19E+07	230	12,77	1,06E+08	77,3	22,7
05.10.2015	26	60	23,14	5,00E+07	180	21,08	1,37E+08	73,3	26,7
19.10.2015	56	45	53,67	8,69E+07	250	23,45	2,11E+08	75,5	24,5
16.11.2015	38	30	40,17	4,34E+07	170	32,55	1,99E+08	60,3	39,7
<b>Mittelwert</b>		<b>236</b>	<b>55,44</b>	<b>4,75E+08</b>	<b>316</b>	<b>48,75</b>	<b>5,18E+08</b>	<b>57,9</b>	<b>42,1</b>
STABW		313	28,28	5,95E+08	314	27,79	7,49E+08	26,1	26,1
<b>Median</b>		<b>110</b>	<b>53,67</b>	<b>1,80E+08</b>	<b>180</b>	<b>53,52</b>	<b>2,11E+08</b>	<b>60,3</b>	<b>39,7</b>

TABELLE 65: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON ENTEROKOKKEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – JULAGRABEN UND NORDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Julagraben, Höhe Rückhaltebecken (JG15)			Julagraben, vor ARA (JG17)			Nordgraben, nach ARA, bei Brücke (NG11)		
		[Anzahl/100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl/100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl/100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
<b>Extremes Starkregeneignis</b>										
31.07.2014	158	60.000	5,58	1,21E+10	600	23,92	5,17E+08	10.000	98,89	3,56E+10
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>										
06.08.2014	0	15	13,78	7,44E+06	200	17,44	1,26E+08	2.100	81,12	6,13E+09
04.02.2015	41	15	19,33	1,04E+07	15	22,02	1,19E+07	3.500	66,78	8,41E+09
09.03.2015	21	15	18,55	1,00E+07	45	18,34	2,97E+07	1.800	63,10	4,09E+09
14.12.2015	6	15	13,70	7,40E+06	15	16,13	8,71E+06	1.700	30,68	1,88E+09
<b>Mittelwert</b>	<b>15</b>	<b>16,34</b>	<b>8,82E+06</b>	<b>69</b>	<b>18,48</b>	<b>4,40E+07</b>	<b>2,275</b>	<b>60,42</b>	<b>5,13E+09</b>	
STABW	0	3,02	1,63E+06	89	2,53	5,52E+07	834	21,30	2,80E+09	
<b>Median</b>	<b>15</b>	<b>16,17</b>	<b>8,73E+06</b>	<b>30</b>	<b>17,89</b>	<b>2,08E+07</b>	<b>1,950</b>	<b>64,94</b>	<b>5,11E+09</b>	
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>										
28.08.2014	92	15			180	33,69	2,18E+08	45	55,83	9,05E+07
02.10.2014	172	15	7,47	4,03E+06	45	22,43	3,63E+07	60	89,49	1,93E+08
20.10.2014	16	15	8,02	4,33E+06	15	21,99	1,19E+07	30	75,16	8,12E+07
12.11.2014	42	45	6,79	1,10E+07	15	22,96	1,24E+07	95	59,88	2,05E+08
11.12.2014	46	15	21,48	1,16E+07	30	22,02	2,38E+07	160	75,59	4,35E+08
08.04.2015	13	15	18,55	1,00E+07	15	19,83	1,07E+07	75	62,96	1,70E+08
20.04.2015	8	15	18,21	9,83E+06	45	19,83	3,21E+07	15	61,81	3,34E+07
04.05.2015	19	15	19,07	1,03E+07	45	18,84	3,05E+07	15	68,50	3,70E+07
18.05.2015	25	15	18,30	9,88E+06	350	19,82	2,50E+08	220	42,83	3,39E+08
01.06.2015	61	15	9,50	5,13E+06	15	8,96	4,84E+06	15	53,42	2,88E+07
15.06.2015	6	15	13,80	7,45E+06	450	7,11	1,15E+08	30	52,47	5,67E+07
29.06.2015	12	15	18,40	9,94E+06	1.400	21,71	1,09E+09	230	37,73	3,12E+08
13.07.2015	18	15	16,50	8,91E+06	15	9,44	5,10E+06	80	36,59	1,05E+08
27.07.2015	1	15	17,20	9,29E+06	140	12,43	6,26E+07	200	41,20	2,97E+08
10.08.2015	24	1.800	20,10	1,30E+09	500	13,45	2,42E+08	230	40,25	3,33E+08
24.08.2015	45	15	17,80	9,61E+06	350	13,29	1,67E+08	95	43,64	1,49E+08
07.09.2015	9	15	17,20	9,29E+06	300	13,21	1,43E+08	140	34,82	1,75E+08
21.09.2015	17	15	18,10	9,78E+06	250	14,03	1,26E+08	80	37,15	1,07E+08
05.10.2015	26	15	18,30	9,88E+06	75	12,45	3,36E+07	30	29,81	3,22E+07
19.10.2015	56	15	22,20	1,20E+07	160	15,44	8,89E+07	30	51,53	5,57E+07
16.11.2015	38	15	14,50	7,83E+06	190	17,66	1,21E+08	110	46,73	1,85E+08
<b>Mittelwert</b>	<b>101</b>	<b>16,07</b>	<b>7,36E+07</b>	<b>218</b>	<b>17,17</b>	<b>1,35E+08</b>	<b>95</b>	<b>52,26</b>	<b>1,63E+08</b>	
STABW	389	4,61	2,89E+08	311	6,15	2,34E+08	74	15,73	1,20E+08	
<b>Median</b>	<b>15</b>	<b>17,95</b>	<b>9,80E+06</b>	<b>140</b>	<b>17,66</b>	<b>6,26E+07</b>	<b>80</b>	<b>51,53</b>	<b>1,49E+08</b>	
ohne 10.08.2015										
<b>Mittelwert</b>	<b>17</b>	<b>15,86</b>	<b>8,95E+06</b>	<b>204</b>	<b>17,36</b>	<b>1,29E+08</b>	<b>88</b>	<b>52,86</b>	<b>1,54E+08</b>	
STABW	7	4,63	2,26E+06	312	6,25	2,39E+08	69	15,89	1,16E+08	
<b>Median</b>	<b>15</b>	<b>17,80</b>	<b>9,78E+06</b>	<b>108</b>	<b>18,25</b>	<b>4,95E+07</b>	<b>78</b>	<b>52,00</b>	<b>1,28E+08</b>	

TABELLE 66: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON ENTEROKOKKEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – ARA

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA, Zulauf			ARA, Ablauf (vor UV)		ARA, Ablauf (nach UV)	
		[Anzahl /100 ml]	[m³/Tag]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	Fracht [Anzahl/h]
<b>Extremes Starkregenereignis</b>								
31.07.2014	158		4.518		1.600	3,01E+09	1.600	3,01E+09
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>								
06.08.2014	0	1.500.000	3.541	2,21E+12	40.000	5,90E+10	40.000	5,90E+10
04.02.2015	41	120.000	2.767	1,38E+11	3.000	3,46E+09	3.000	3,46E+09
09.03.2015	21	270.000	2.604	2,93E+11	4.000	4,34E+09	4.000	4,34E+09
14.12.2015	6	400.000	1.163	1,94E+11	4.000	1,94E+09	4.000	1,94E+09
<b>Mittelwert</b>		<b>572.500</b>	<b>2.919</b>	<b>7,10E+11</b>	<b>10.520</b>	<b>1,44E+10</b>	<b>10.520</b>	<b>1,44E+10</b>
STABW		628.828	1.240	1,00E+12	16.509	2,50E+10	16.509	2,50E+10
<b>Median</b>		<b>335.000</b>	<b>2.767</b>	<b>2,43E+11</b>	<b>4.000</b>	<b>3,46E+09</b>	<b>4.000</b>	<b>3,46E+09</b>
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>								
28.08.2014	92	550.000	2.152	4,93E+11	3.500	3,14E+09	15	1,34E+07
02.10.2014	172	270.000	3.777	4,25E+11	9.000	1,42E+10	15	2,36E+07
20.10.2014	16	120.000	3.140	1,57E+11	7.000	9,16E+09	15	1,96E+07
12.11.2014	42	500.000	2.461	5,13E+11	3.000	3,08E+09	45	4,61E+07
11.12.2014	46	50.000	3.159	6,58E+10	4.500	5,92E+09	15	1,97E+07
08.04.2015	13	80.000	2.598	8,66E+10	7.500	8,12E+09	30	3,25E+07
20.04.2015	8	850.000	2.546	9,02E+11	5.500	5,84E+09	15	1,59E+07
04.05.2015	19	500.000	2.844	5,92E+11	5.000	5,92E+09	15	1,78E+07
18.05.2015	25	400.000	1.703	2,84E+11	3.500	2,48E+09	15	1,06E+07
01.06.2015	61	850.000	2.173	7,70E+11	6.500	5,89E+09	15	1,36E+07
15.06.2015	6	600.000	2.131	5,33E+11	2.800	2,49E+09	15	1,33E+07
29.06.2015	12	240.000	1.476	1,48E+11	2.400	1,48E+09	15	9,23E+06
13.07.2015	18	650.000	1.425	3,86E+11	3.500	2,08E+09	15	8,91E+06
27.07.2015	1	900.000	1.630	6,11E+11	3.500	2,38E+09	180	1,22E+08
10.08.2015	24	950.000	1.588	6,29E+11	650	4,30E+08	15	9,92E+06
24.08.2015	45	350.000	1.739	2,54E+11	2.200	1,59E+09	15	1,09E+07
07.09.2015	9	1.200.000	1.347	6,73E+11	3.000	1,68E+09	15	8,42E+06
21.09.2015	17	800.000	1.450	4,83E+11	1.200	7,25E+08	15	9,06E+06
05.10.2015	26	600.000	1.124	2,81E+11	2.500	1,17E+09	15	7,02E+06
19.10.2015	56	250.000	2.090	2,18E+11	3.500	3,05E+09	15	1,31E+07
16.11.2015	38	350.000	1.876	2,74E+11	1.900	1,49E+09	15	1,17E+07
<b>Mittelwert</b>		<b>526.667</b>	<b>2.116</b>	<b>4,18E+11</b>	<b>3.912</b>	<b>3,92E+09</b>	<b>25</b>	<b>2,08E+07</b>
STABW		314.553	698	4,54E+11	2.145	3,39E+09	36	2,50E+07
<b>Median</b>		<b>500.000</b>	<b>2.090</b>	<b>4,25E+11</b>	<b>3.500</b>	<b>2,49E+09</b>	<b>15</b>	<b>1,33E+07</b>

TABELLE 67: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON ENTEROKOKKEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – SÜDGRABEN SOWIE ANTEIL (%) NORDGRABEN UND SÜDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Südgraben, Brücke, Georgshof (SG18)			Südgraben, Brücke, neben Yachtclub (SG19)			Fracht Intestinale Enterokokken	
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	Anteil NORD (%)	Anteil SÜD (%)
<b>Extremes Starkregenereignis</b>									
31.07.2014	158	50.000	79,97	1,44E+11	1.300	70,25	3,29E+09	98,0	2,0
06.08.2014	0	6.500	36,46	8,53E+09	600	32,60	7,04E+08	95,0	5,0
04.02.2015	41	15	61,28	3,31E+07	75	64,66	1,75E+08	93,8	6,2
09.03.2015	21	15	67,53	3,65E+07	15	61,50	3,32E+07	98,6	1,4
14.12.2015	6	15	42,71	2,31E+07	15	47,50	2,57E+07	98,1	1,9
<b>Mittelwert</b>		<b>1.636</b>	<b>52,00</b>	<b>2,16E+09</b>	<b>176</b>	<b>51,57</b>	<b>2,34E+08</b>	<b>96,4</b>	<b>3,6</b>
STABW		3.243	14,78	4,25E+09	284	14,68	3,21E+08	2,3	2,3
<b>Median</b>		<b>15</b>	<b>52,00</b>	<b>3,48E+07</b>	<b>45</b>	<b>54,50</b>	<b>1,04E+08</b>	<b>96,6</b>	<b>3,4</b>
28.08.2014	92	140	145,62	7,34E+08	350	127,05	1,60E+09	13,9	86,1
02.10.2014	172	450	69,97	1,13E+09	110	61,60	2,44E+08	88,8	11,2
20.10.2014	16	450	67,04	1,09E+09	180	59,06	3,83E+08	9,6	90,4
12.11.2014	42	80	73,55	2,12E+08	15	64,69	3,49E+07	78,7	21,3
11.12.2014	46	140	71,44	3,60E+08	60	79,48	1,72E+08	41,6	58,4
08.04.2015	13	15	73,39	3,96E+07	75	68,12	1,84E+08	15,6	84,4
20.04.2015	8	15	71,44	3,86E+07	15	63,77	3,44E+07	49,2	50,8
04.05.2015	19	15	62,73	3,39E+07	110	69,37	2,75E+08	11,9	88,1
18.05.2015	25	140	50,42	2,54E+08	700	45,97	1,16E+09	51,6	48,4
01.06.2015	61	15	57,92	3,13E+07	45	64,12	1,04E+08	84,7	15,3
15.06.2015	6	270	65,57	6,37E+08	950	28,20	9,64E+08	20,3	79,7
29.06.2015	12	30	45,52	4,92E+07	350	56	7,03E+08	21,3	78,7
13.07.2015	18	160	45,52	2,62E+08	350	16,33	2,06E+08	47,3	52,7
27.07.2015	1	15	33,10	1,79E+07	180	33,04	2,14E+08	43,2	56,8
10.08.2015	24	220	42,71	3,38E+08	250	35,83	3,22E+08	64,3	35,7
24.08.2015	45	500	49,72	8,95E+08	270	53,52	5,20E+08	62,4	37,6
07.09.2015	9	95	8,06	2,76E+07	60	8,02	1,73E+07	99,9	0,1
21.09.2015	17	210	13,54	1,02E+08	230	12,77	1,06E+08	62,2	37,8
05.10.2015	26	60	23,14	5,00E+07	130	21,08	9,86E+07	24,6	75,4
19.10.2015	56	290	53,67	5,60E+08	95	23,45	8,02E+07	64,9	35,1
16.11.2015	38	110	40,17	1,59E+08	140	32,55	1,64E+08	49,3	50,7
<b>Mittelwert</b>		<b>163</b>	<b>55,44</b>	<b>3,34E+08</b>	<b>222</b>	<b>48,75</b>	<b>3,61E+08</b>	<b>47,9</b>	<b>52,1</b>
STABW		152	28,28	3,64E+08	230	27,79	4,16E+08	27,1	27,1
<b>Median</b>		<b>140</b>	<b>53,67</b>	<b>2,12E+08</b>	<b>140</b>	<b>53,52</b>	<b>2,06E+08</b>	<b>49,2</b>	<b>50,8</b>



ARBEITSPAKETE

TABELLE 68: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON SOMATISCHEN COLIPHAGEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – JULAGRABEN UND NORDGRABEN

Datum	Nieder-schlag-summe [mm]	Julagraben, vor ARA (JG17)			Nordgraben, nach ARA, bei Brücke (NG1)			Nordgraben, nach Rückhaltebecken (NG12)		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>										
14.12.2015	6	10	16,13	5,81E+06	6.000	30,68	6,63E+09	3.000	30,68	3,31E+09
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>										
08.04.2015	13	10	19,83	7,14E+06		62,96	0,00E+00	20	62,96	4,53E+07
20.04.2015	8	10	19,83	7,14E+06		61,81	0,00E+00	120	61,81	2,67E+08
04.05.2015	19	10	18,84	6,78E+06		68,50	0,00E+00	110	68,50	2,71E+08
18.05.2015	25	90	19,82	6,42E+07		42,83	0,00E+00	70	42,83	1,08E+08
01.06.2015	61	10	8,96	3,23E+06	30	53,42	5,77E+07	400	53,42	7,69E+08
15.06.2015	6	10	7,11	2,56E+06	10	52,47	1,89E+07	110	52,47	2,08E+08
29.06.2015	12	210	21,71	1,64E+08	50	37,73	6,79E+07	260	37,73	3,53E+08
13.07.2015	18	10	9,44	3,40E+06	90	36,59	1,19E+08	300	36,59	3,95E+08
27.07.2015	1	450	12,43	2,01E+08	450	41,20	6,67E+08	1.000	41,20	1,48E+09
10.08.2015	24	5.500	13,45	2,66E+09	1.900	40,25	2,75E+09	2.300	40,25	3,33E+09
24.08.2015	45	80	13,29	3,83E+07	240	43,64	3,77E+08	800	43,64	1,26E+09
07.09.2015	9	20	13,21	9,51E+06	20	34,82	2,51E+07	10.000	34,82	1,25E+10
21.09.2015	17	140	14,03	7,07E+07	70	37,15	9,36E+07	60	37,15	8,02E+07
05.10.2015	26	10	12,45	4,48E+06	30	29,81	3,22E+07	20	29,81	2,15E+07
19.10.2015	56	20	15,44	1,11E+07	10	51,53	1,86E+07	40	51,53	7,42E+07
16.11.2015	38	20	17,66	1,27E+07	40	46,73	6,73E+07	10	46,73	1,68E+07
<b>Mittelwert</b>		<b>413</b>	<b>14,84</b>	<b>2,04E+08</b>	<b>245</b>	<b>46,34</b>	<b>2,69E+08</b>	<b>976</b>	<b>46,34</b>	<b>1,33E+09</b>
STABW		1.362	4,39	6,58E+08	537	11,15	6,86E+08	2.477	11,15	3,11E+09
<b>Median</b>		<b>20</b>	<b>13,74</b>	<b>1,03E+07</b>	<b>45</b>	<b>43,23</b>	<b>4,49E+07</b>	<b>115</b>	<b>43,23</b>	<b>2,69E+08</b>
ohne 10.08.2015										
<b>Mittelwert</b>		<b>73</b>	<b>14,94</b>	<b>4,05E+07</b>	<b>95</b>	<b>46,75</b>	<b>1,03E+08</b>	<b>888</b>	<b>46,75</b>	<b>1,19E+09</b>
STABW		120	4,53	6,22E+07	135	11,42	1,82E+08	2.538	11,42	3,17E+09

TABELLE 69: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON SOMATISCHEN COLIPHAGEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – ARA

Datum	Nieder-schlag-summe [mm]	ARA, Zulauf			ARA, Ablauf (vor UV)		ARA, Ablauf (nach UV)	
		[Anzahl /100 ml]	[m³/Tag]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	Fracht [Anzahl/h]
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>								
14.12.2015	6	700.000	1.163	3,39E+11	8.000	3,88E+09	8.000	3,88E+09
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>								
08.04.2015	13	130.000	2.598	1,41E+11	4.000	4,33E+09	100	1,08E+08
20.04.2015	8	500.000	2.546	5,31E+11	4.000	4,24E+09	10	1,06E+07
04.05.2015	19	1.800.000	2.844	2,13E+12	8.000	9,48E+09	700	8,29E+08
18.05.2015	25	1.100.000	1.703	7,80E+11	1.400	9,93E+08	10	7,10E+06
01.06.2015	61	700.000	2.173	6,34E+11	9.000	8,15E+09	10	9,06E+06
15.06.2015	6	1.100.000	2.131	9,77E+11	6.000	5,33E+09	10	8,88E+06
29.06.2015	12	1.300.000	1.476	8,00E+11	8.000	4,92E+09	10	6,15E+06
13.07.2015	18	3.000.000	1.425	1,78E+12	25.000	1,48E+10	10	5,94E+06
27.07.2015	1	3.000.000	1.630	2,04E+12	55.000	3,74E+10	1.000	6,79E+08
10.08.2015	24	7.500.000	1.588	4,96E+12	1.700	1,12E+09	10	6,62E+06
24.08.2015	45	10.000.000	1.739	7,24E+12	19.000	1,38E+10	10	7,24E+06
07.09.2015	9	7.000.000	1.347	3,93E+12	35.000	1,96E+10	10	5,61E+06
21.09.2015	17	8.500.000	1.450	5,14E+12	19.000	1,15E+10	10	6,04E+06
05.10.2015	26	8.500.000	1.124	3,98E+12	45.000	2,11E+10	10	4,68E+06
19.10.2015	56	2.400.000	2.090	2,09E+12	15.000	1,31E+10	10	8,71E+06
16.11.2015	38	450.000	1.876	3,52E+11	7.500	5,86E+09	10	7,82E+06
<b>Mittelwert</b>		<b>3.561.250</b>	<b>1.859</b>	<b>2,34E+12</b>	<b>16.413</b>	<b>1,10E+10</b>	<b>121</b>	<b>1,07E+08</b>
STABW		3.453.495	496	2,04E+12	16.073	9,28E+09	291	2,55E+08
<b>Median</b>		<b>2.100.000</b>	<b>1.721</b>	<b>1,91E+12</b>	<b>8.500</b>	<b>8,81E+09</b>	<b>10</b>	<b>7,53E+06</b>

TABELLE 70: KONZENTRATIONEN UND FRACHTEN VON SOMATISCHEN COLIPHAGEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF – SÜDGRABEN SOWIE ANTEIL (%) NORD- UND SÜDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Südgraben, Brücke, neben Yachtclub (SG19)			Fracht Somatische Coliphagen	
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	Anteil NORD (%)	Anteil SÜD (%)
14.12.2015	6	10	47,50	1,71E+07	99,5	0,5
08.04.2015	13	10	68,12	2,45E+07	64,9	35,1
20.04.2015	8	10	63,77	2,30E+07	92,1	7,9
04.05.2015	19	10	69,37	2,50E+07	91,6	8,4
18.05.2015	25	1.100	45,97	1,82E+09	5,6	94,4
01.06.2015	61	70	64,12	1,62E+08	82,6	17,4
15.06.2015	6	3.000	28,20	3,05E+09	6,4	93,6
29.06.2015	12	500	55,78	1,00E+09	26,0	74,0
13.07.2015	18	650	16,33	3,82E+08	50,8	49,2
27.07.2015	1	450	33,04	5,35E+08	73,5	26,5
10.08.2015	24	240	35,83	3,10E+08	91,5	8,5
24.08.2015	45	1.800	53,52	3,47E+09	26,6	73,4
07.09.2015	9	50	8,02	1,44E+07	99,9	0,1
21.09.2015	17	50	12,77	2,30E+07	77,7	22,3
05.10.2015	26	50	21,08	3,79E+07	36,1	63,9
19.10.2015	56	10	23,45	8,44E+06	89,8	10,2
16.11.2015	38	40	32,55	4,69E+07	26,4	73,6
<b>Mittelwert</b>		<b>503</b>	<b>39,50</b>	<b>6,83E+08</b>	<b>58,8</b>	<b>41,2</b>
STABW		831	20,78	1,12E+09	33,1	33,1
<b>Median</b>		<b>60</b>	<b>34,44</b>	<b>1,04E+08</b>	<b>69,2</b>	<b>30,8</b>

TABELLE 71: FRACHTEN DER UNTERSUCHTEN MIKROORGANISMEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH PODERSDORF. ZUSAMMENSTELLUNG ANTEIL (%) NORDGRABEN ZU SÜDGRABEN

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Fracht <i>Escherichia coli</i>		Fracht Intestinale Enterokokken		Fracht Sporen von <i>Clostridium perfringens</i>		Fracht Somatische Coliphagen	
		Anteil NORD (%)	Anteil SÜD (%)	Anteil NORD (%)	Anteil SÜD (%)	Anteil NORD (%)	Anteil SÜD (%)	Anteil NORD (%)	Anteil SÜD (%)
31.07.2014	158	100,0	0,0	98,0	2,0	96,7	3,3		
<b>UV-Anlage außer Betrieb</b>									
06.08.2014	0	99,8	0,2	95,0	5,0	100,0	0,0		
04.02.2015	41	99,1	0,9	93,8	6,2	87,6	12,4		
09.03.2015	21	99,4	0,6	98,6	1,4	94,6	5,4		
14.12.2015	6	99,3	0,7	98,1	1,9	99,4	0,6	99,5	0,5
<b>Mittelwert</b>		<b>99,4</b>	<b>0,6</b>	<b>96,4</b>	<b>3,6</b>	<b>95,4</b>	<b>4,6</b>	<b>99,5</b>	<b>0,5</b>
STABW		0,3	0,3	2,3	2,3	5,7	5,7		
<b>Median</b>		<b>99,3</b>	<b>0,7</b>	<b>96,6</b>	<b>3,4</b>	<b>97,0</b>	<b>3,0</b>	<b>99,5</b>	<b>0,5</b>
<b>UV-Anlage in Betrieb</b>									
28.08.2014	92	27,1	72,9	13,9	86,1	96,3	3,7		
02.10.2014	172	98,4	1,6	88,8	11,2	92,1	7,9		
20.10.2014	16	44,6	55,4	9,6	90,4	45,0	55,0		
12.11.2014	42	36,9	63,1	78,7	21,3	84,0	16,0		
11.12.2014	46	93,6	6,4	41,6	58,4	32,7	67,3		
08.04.2015	13	25,7	74,3	15,6	84,4	67,3	32,7	64,9	35,1
20.04.2015	8	49,2	50,8	49,2	50,8	54,2	45,8	92,1	7,9
04.05.2015	19	72,5	27,5	11,9	88,1	49,7	50,3	91,6	8,4
18.05.2015	25	39,0	61,0	51,6	48,4	82,3	17,7	5,6	94,4
01.06.2015	61	75,4	24,6	84,7	15,3	98,7	1,3	82,6	17,4
15.06.2015	6	25,1	74,9	20,3	79,7	89,7	10,3	6,4	93,6
29.06.2015	12	15,3	84,7	21,3	78,7	95,5	4,5	26,0	74,0
13.07.2015	18	38,4	61,6	47,3	52,7	94,0	6,0	50,8	49,2
27.07.2015	1	78,3	21,7	43,2	56,8	69,8	30,2	73,5	26,5
10.08.2015	24	73,7	26,3	64,3	35,7	56,7	43,3	91,5	8,5
24.08.2015	45	35,2	64,8	62,4	37,6	78,7	21,3	26,6	73,4
07.09.2015	9	100,0	0,0	99,9	0,1	98,7	1,3	99,9	0,1
21.09.2015	17	77,3	22,7	62,2	37,8	61,5	38,5	77,7	22,3
05.10.2015	26	73,3	26,7	24,6	75,4	89,7	10,3	36,1	63,9
19.10.2015	56	75,5	24,5	64,9	35,1	92,0	8,0	89,8	10,2
16.11.2015	38	60,3	39,7	49,3	50,7	84,7	15,3	26,4	73,6
<b>Mittelwert</b>		<b>57,9</b>	<b>42,1</b>	<b>47,9</b>	<b>52,1</b>	<b>76,8</b>	<b>23,2</b>	<b>58,8</b>	<b>41,2</b>
STABW		26,1	26,1	27,1	27,1	19,9	19,9	33,1	33,1
<b>Median</b>		<b>60,3</b>	<b>39,7</b>	<b>49,2</b>	<b>50,8</b>	<b>84,0</b>	<b>16,0</b>	<b>69,2</b>	<b>30,8</b>

### 2.5.3.2 UNTERSUCHUNGSBEREICH GOLSER KANAL

Die Auswahl der Stellen für die Frachtberechnungen erfolgte am GOLSER-KANAL ebenfalls entlang des Abwasserpfades beginnend mit einer Messstelle im GOLSER-KANAL oberhalb der Abwasserreinigungsanlage Gols-Mönchhof, dem Ablauf der Kläranlage (Belastungsinput), einer Messstelle im GOLSER-KANAL ca. 6,5 km kanalabwärts (Venturikanal) und im GOLSER-KANAL nach ca. 7,8 km kurz vor der Einmündung in die Schönungsteiche bei der Brücke Radweg ( Abbildung 129).

Die Ergebnisse sind in Abbildung 143 bis Abbildung 148 und in Tabelle 71 bis Tabelle 74 dargestellt. Es wurden 13 Untersuchungsserien durchgeführt.

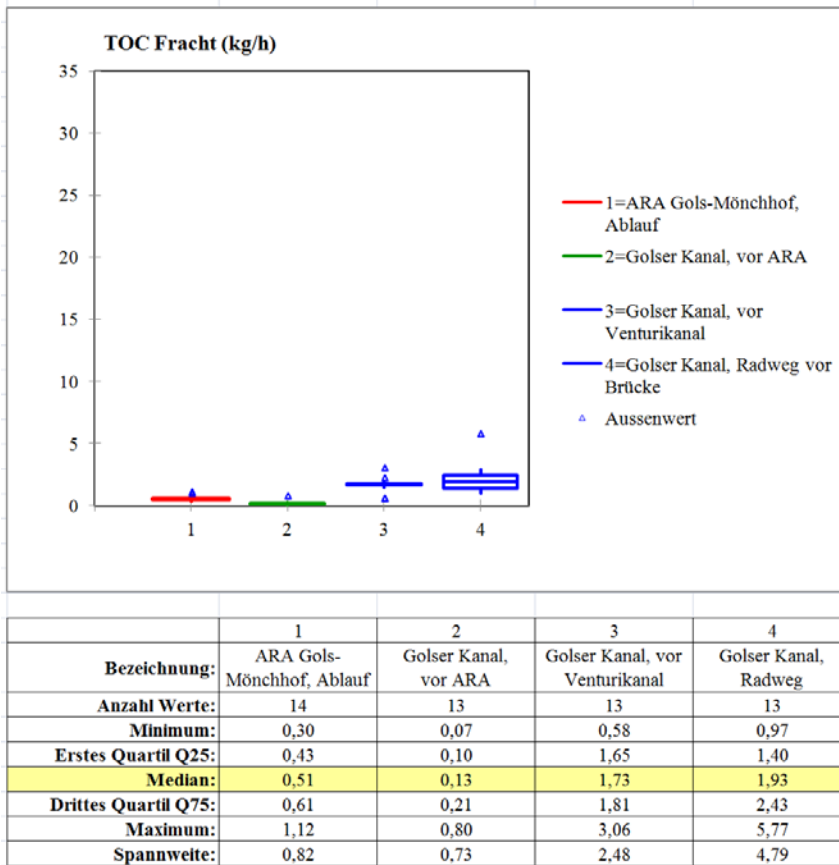


Abbildung 143: Boxplot TOC im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL

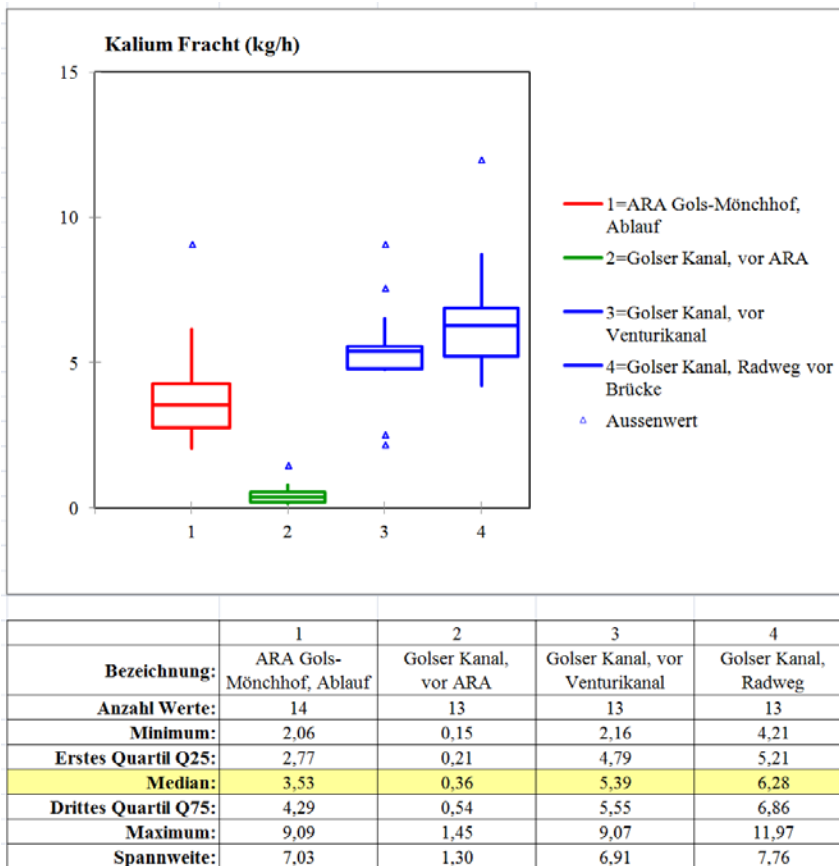


Abbildung 144: Boxplot Kalium im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL

TABELLE 72: MESSERGEBNISSE VON TOC IM UNTERSUCHUNGSBEREICH GOLSER KANAL

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Golser Kanal vor Brücke vor ARA			ARA Gols-Mönchhof, Ablauf			Golser Kanal vor Venturikanal			Golser Kanal Radweg vor Brücke		
		[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]
22.02.2016	77				2,0	65,74	0,47						
09.03.2016	13	2,9	19,82	0,21	3,7	40,53	0,54	2,1	230,00	1,74	2,2	362,13	2,87
21.03.2016	4	2,6	7,78	0,07	3,4	41,34	0,51	2,2	220,00	1,74	2,2	243,33	1,93
04.04.2016	5	2,8	10,80	0,11	3,8	38,06	0,52	2,2	210,00	1,66	2,3	209,58	1,74
18.04.2016	9	3,2	7,91	0,09	3,9	21,17	0,30	2,8	190,00	1,92	2,8	286,60	2,89
02.05.2016	17	3,9	9,30	0,13	3,5	77,75	0,98	3,0	210,00	2,27	2,6	226,39	2,12
23.05.2016	41	3,5	7,90	0,10	3,7	42,87	0,57	2,7	170,00	1,65	2,7	205,34	2,00
06.06.2016	38	4,1	18,34	0,27	3,1	77,49	0,86	3,7	230,00	3,06	4,0	400,55	5,77
18.07.2016	131	3,1	10,30	0,11	2,6	44,26	0,41	2,6	180,00	1,68	2,7	185,67	1,80
08.08.2016	43	3,8	5,00	0,07	4,8	35,68	0,62	3,2	150,00	1,73	3,4	198,63	2,43
05.09.2016	43	7,2	30,95	0,80	3,7	84,14	1,12	2,9	140,00	1,46	3,0	130,03	1,40
03.10.2016	18	3,6	19,05	0,25	3,6	36,00	0,47	2,4	210,00	1,81	2,5	108,27	0,97
14.11.2016	94	2,8	13,07	0,13	3,2	36,30	0,42	2,2	80,00	0,63	2,2	155,95	1,24
13.12.2016	10	2,1	18,68	0,14	3,5	30,44	0,38	2,3	70,00	0,58	2,3	152,65	1,26
Mittelwert		3,5	13,76	0,19	3,5	47,98	0,58	2,6	176,15	1,69	2,7	220,39	2,19
STABW		1,2	7,23	0,19	0,6	19,76	0,24	0,5	53,16	0,63	0,5	86,12	1,23
Median		3,2	10,80	0,13	3,6	40,94	0,51	2,6	190,00	1,73	2,6	205,34	1,93
Min		2,1	5,0	0,1	2,0	21,2	0,3	2,1	70,0	0,6	2,2	108,3	1,0
Max		7,2	31,0	0,8	4,8	84,1	1,1	3,7	230,0	3,1	4,0	400,6	5,8
Verhältnis Min/Max		0,3	0,2	0,1	0,4	0,3	0,3	0,6	0,3	0,2	0,6	0,3	0,2
Anzahl		13	13	13	14	14	14	13	13	13	13	13	13

TABELLE 73: MESSERGEBNISSE VON KALIUM IM UNTERSUCHUNGSBEREICH GOLSER KANAL

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Golser Kanal vor Brücke vor ARA			ARA Gols-Mönchhof, Ablauf			Golser Kanal vor Venturikanal			Golser Kanal Radweg vor Brücke		
		[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]
22.02.2016	77				10	65,74	2,37						
09.03.2016	13	7,5	19,82	0,54	23	40,53	3,36	6,7	230,00	5,55	6,7	362,13	8,73
21.03.2016	4	7,1	7,78	0,20	27	41,34	4,02	6,9	220,00	5,46	7,3	243,33	6,39
04.04.2016	5	6,3	10,80	0,24	27	38,06	3,70	6,3	210,00	4,76	6,9	209,58	5,21
18.04.2016	9	5,9	7,91	0,17	27	21,17	2,06	7,0	190,00	4,79	7,5	286,60	7,74
02.05.2016	17	6,5	9,30	0,22	22	77,75	6,16	10	210,00	7,56	7,7	226,39	6,28
23.05.2016	41	7,4	7,90	0,21	28	42,87	4,32	8,8	170,00	5,39	9,1	205,34	6,73
06.06.2016	38	12	18,34	0,79	15	77,49	4,18	7,9	230,00	6,54	8,3	400,55	11,97
18.07.2016	131	9,7	10,30	0,36	17	44,26	2,71	7,9	180,00	5,12	8,1	185,67	5,41
08.08.2016	43	8,3	5,00	0,15	23	35,68	2,95	9,3	150,00	5,02	9,6	198,63	6,86
05.09.2016	43	13	30,95	1,45	30	84,14	9,09	11	140,00	5,54	11	130,03	5,15
03.10.2016	18	9,6	19,05	0,66	34	36,00	4,41	12	210,00	9,07	12	108,27	4,68
14.11.2016	94	8,2	13,07	0,39	19	36,30	2,48	7,5	80,00	2,16	7,5	155,95	4,21
13.12.2016	10	6,4	18,68	0,43	29	30,44	3,18	10	70,00	2,52	11	152,65	6,04
Mittelwert		8,3	13,76	0,45	23,6	47,98	3,93	8,6	176,15	5,35	8,7	220,39	6,57
STABW		2,2	7,23	0,36	6,6	19,76	1,83	1,8	53,16	1,81	1,7	86,12	2,04
Median		7,5	10,80	0,36	25,0	40,94	3,53	7,9	190,00	5,39	8,1	205,34	6,28
Min		5,9	5,0	0,1	10,0	21,2	2,1	6,3	70,0	2,2	6,7	108,3	4,2
Max		13,0	31,0	1,4	34,0	84,1	9,1	12,0	230,0	9,1	12,0	400,6	12,0
Verhältnis Min/Max		0,5	0,2	0,1	0,3	0,3	0,2	0,5	0,3	0,2	0,6	0,3	0,4
Anzahl		13	13	13	14	14	14	13	13	13	13	13	13

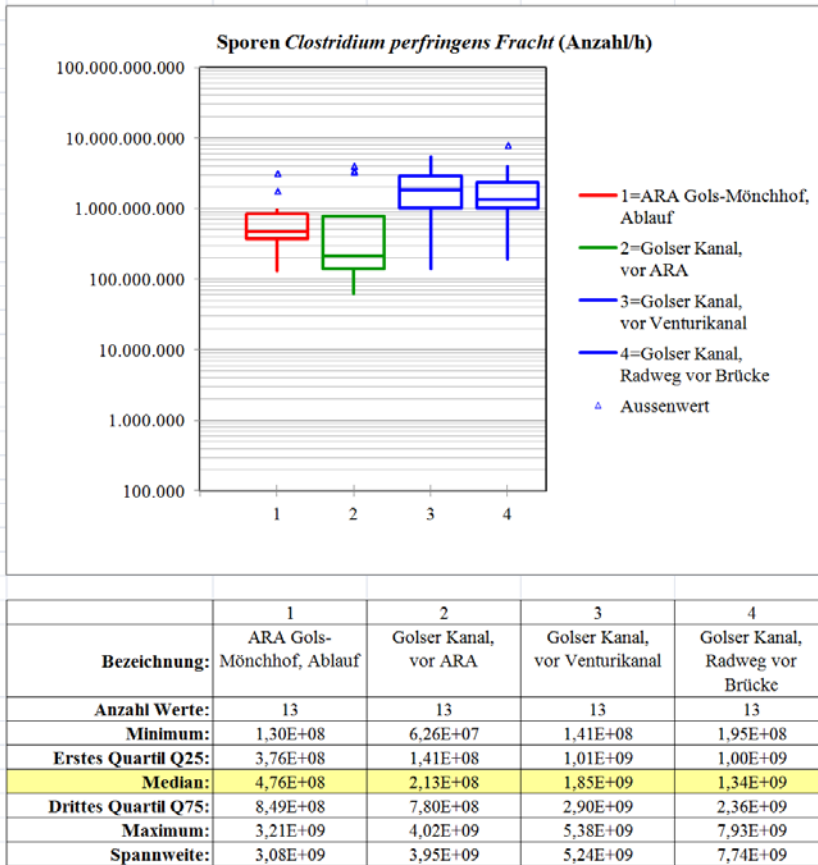


Abbildung 145: Boxplot Sporen *Clostridium perfringens* im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL

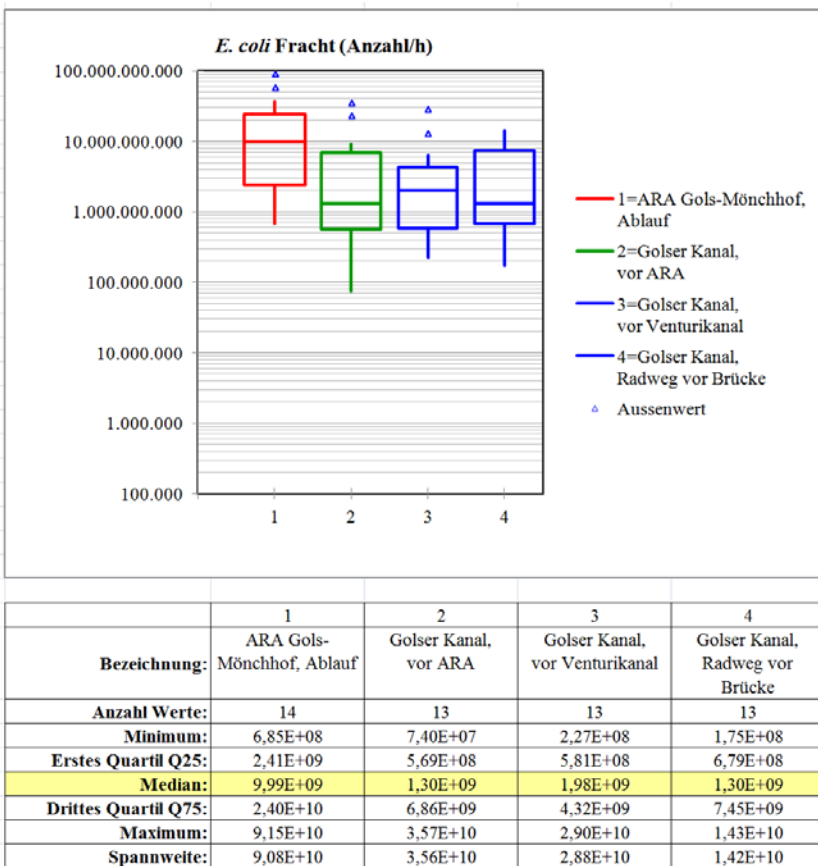


Abbildung 146: Boxplot *Escherichia coli* im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL



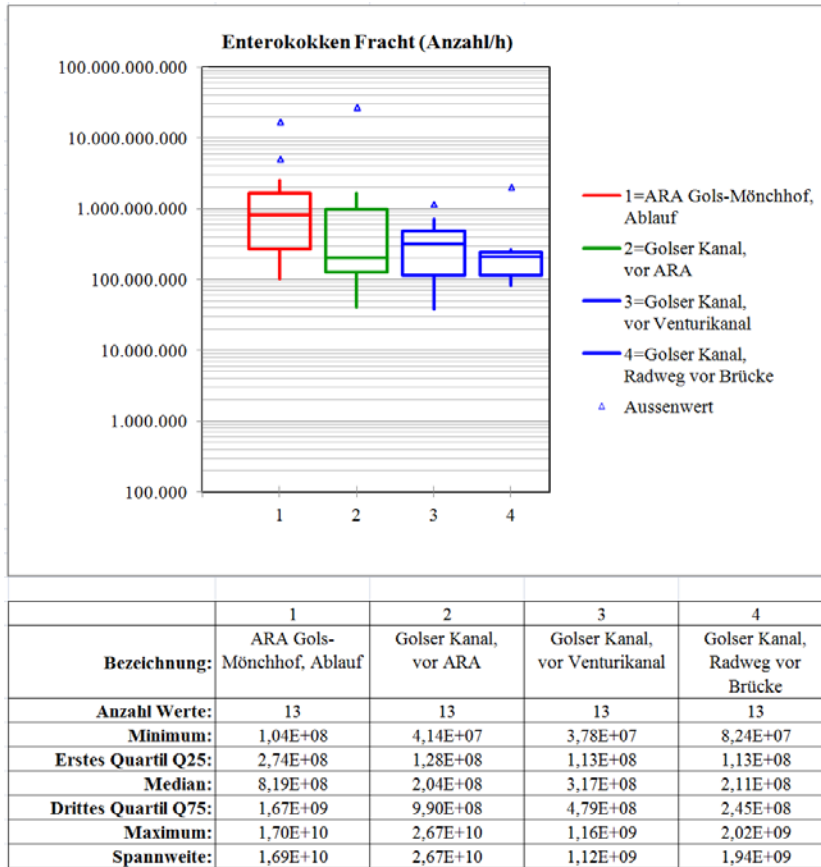


Abbildung 147: Boxplot Intestinale Enterokokken im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL

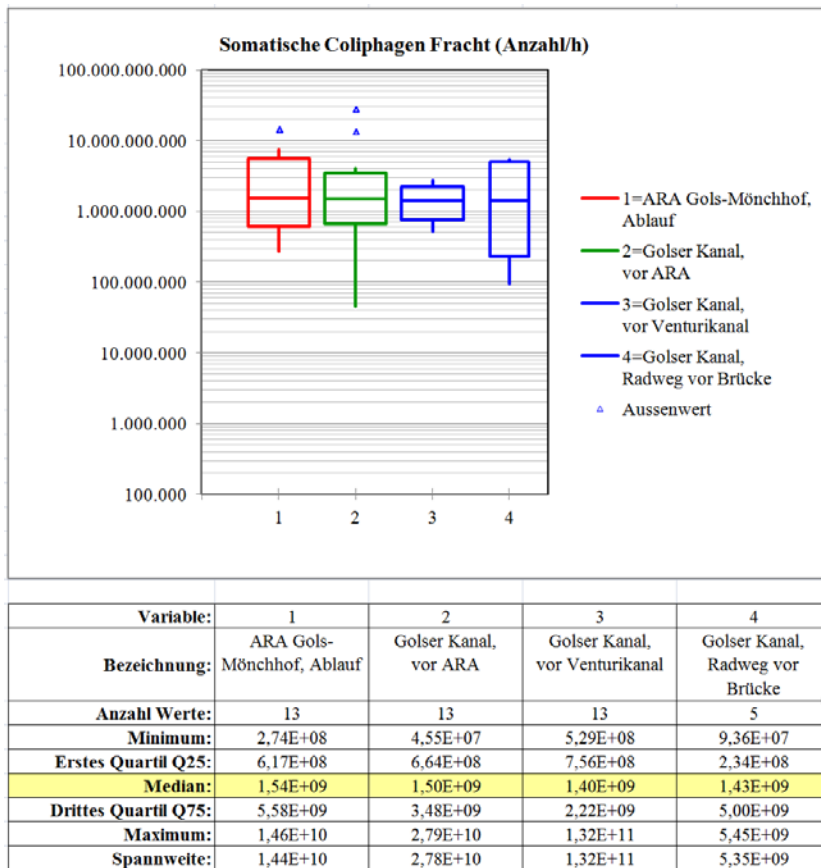


Abbildung 148: Boxplot Somatische Coliphagen im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL

TABELLE 74: MESSERGEBNISSE VON SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* IM UNTERSUCHUNGSBEREICH GOLSER KANAL

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA Gols-Mönchhof, Ablauf			Golser Kanal vor Brücke vor ARA			Golser Kanal vor Venturikanal			Golser Kanal Radweg vor Brücke		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
Sporen von <i>Clostridium perfringens</i>													
22.02.2016	77	240	65,74			0,00E+00			0,00E+00			0,00E+00	
09.03.2016	13	250	40,53	3,65E+08	280	19,82	2,00E+08	650	230,00	5,38E+09	200	362,13	2,61E+09
21.03.2016	4	130	41,34	1,93E+08	450	7,78	1,26E+08	350	220,00	2,77E+09	450	243,33	3,94E+09
04.04.2016	5	700	38,06	9,59E+08	700	10,80	2,72E+08	500	210,00	3,78E+09	200	209,58	1,51E+09
18.04.2016	9	170	21,17	1,30E+08	220	7,91	6,26E+07	270	190,00	1,85E+09	130	286,60	1,34E+09
02.05.2016	17	170	77,75	4,76E+08	12.000	9,30	4,02E+09	260	210,00	1,97E+09	290	226,39	2,36E+09
23.05.2016	41	280	42,87	4,32E+08	750	7,90	2,13E+08	280	170,00	1,71E+09	180	205,34	1,33E+09
06.06.2016	38	270	77,49	7,53E+08	1.000	18,34	6,60E+08	350	230,00	2,90E+09	550	400,55	7,93E+09
18.07.2016	131	500	44,26	7,97E+08	450	10,30	1,67E+08	140	180,00	9,07E+08	150	185,67	1,00E+09
08.08.2016	43	2.500	35,68	3,21E+09	650	5,00	1,17E+08	140	150,00	7,56E+08	250	198,63	1,79E+09
05.09.2016	43	600	84,14	1,82E+09	700	30,95	7,80E+08	28	140,00	1,41E+08	140	130,03	6,55E+08
03.10.2016	18	290	36,00	3,76E+08	5.000	19,05	3,43E+09	140	210,00	1,06E+09	50	108,27	1,95E+08
14.11.2016	94	650	36,30	8,49E+08	300	13,07	1,41E+08	350	80,00	1,01E+09	230	155,95	1,29E+09
13.12.2016	10	350	30,44	3,84E+08	5.000	18,68	3,36E+09	1.300	70,00	3,28E+09	130	152,65	7,14E+08
Mittelwert	507	47,98	8,26E+08	2.115	13,76	9,68E+08	366	176,15	1,96E+09	227	220,39	1,91E+09	
STABW	19,76	8,40E+08	3,408	7,23	1,45E+09	325	53,16	1,51E+09	137	86,12	2,01E+09		
Median	285	40,94	4,76E+08	700	10,80	2,07E+08	280	190,00	1,78E+09	200	205,34	1,34E+09	

TABELLE 21: MESSERGEBNISSE VON *ESCHERICHIA COLI* IM UNTERSUCHUNGSBEREICH GOLSER KANAL

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA Gols-Mönchhof, Ablauf			Golser Kanal vor Brücke vor ARA			Golser Kanal vor Venturikanal			Golser Kanal Radweg vor Brücke		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
<i>E. coli</i>													
22.02.2016	77	25.000	65,74	5,92E+10			0,00E+00			0,00E+00			0,00E+00
09.03.2016	13	25.000	40,53	3,65E+10	50.000	19,82	3,57E+10	1.600	230,00	1,32E+10	1.100	362,13	1,43E+10
21.03.2016	4	3.000	41,34	4,47E+09	2.700	7,78	7,56E+08	800	220,00	6,34E+09	850	243,33	7,45E+09
04.04.2016	5	500	38,06	6,85E+08	450	10,80	1,75E+08	550	210,00	4,16E+09	450	209,58	3,40E+09
18.04.2016	9	4.000	21,17	3,05E+09	260	7,91	7,40E+07	290	190,00	1,98E+09	350	286,60	3,61E+09
02.05.2016	17	700	77,75	1,96E+09	1.700	9,30	5,69E+08	350	210,00	2,65E+09	160	226,39	1,30E+09
23.05.2016	41	3.000	42,87	4,63E+09	2.400	7,90	6,83E+08	95	170,00	5,81E+08	130	205,34	9,61E+08
06.06.2016	38	5.500	77,49	1,53E+10	14.000	18,34	9,24E+09	3.500	230,00	2,90E+10	900	400,55	1,30E+10
18.07.2016	131	16.000	44,26	2,55E+10	3.500	10,30	1,30E+09	80	180,00	5,18E+08	80	185,67	5,35E+08
08.08.2016	43	14.000	35,68	1,80E+10	1.400	5,00	2,52E+08	140	150,00	7,56E+08	95	198,63	6,79E+08
05.09.2016	43	6.500	84,14	1,97E+10	21.000	30,95	2,34E+10	45	140,00	2,27E+08	140	130,03	6,55E+08
03.10.2016	18	1.700	36,00	2,20E+09	10.000	19,05	6,86E+09	180	210,00	1,36E+09	45	108,27	1,75E+08
14.11.2016	94	70.000	36,30	9,15E+10	3.500	13,07	1,65E+09	1.500	80,00	4,32E+09	1.900	155,95	1,07E+10
13.12.2016	10	750	30,44	8,22E+08	4.500	18,68	3,03E+09	130	70,00	3,28E+08	130	152,65	7,14E+08
Mittelwert	12.546	47,98	2,02E+10	8.878	13,76	5,98E+09	712	176,15	4,67E+09	487	220,39	4,10E+09	
STABW	18,624	19,76	2,65E+10	13.770	7,23	1,06E+10	987	53,16	7,84E+09	555	86,12	5,09E+09	
Median	4.750	40,94	9,99E+09	3.500	10,80	1,03E+09	290	190,00	1,67E+09	160	205,34	1,13E+09	

TABELLE 75: MESSERGEBNISSE VON INTESTINALEN ENTEROKOKKEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH GOLSER KANAL

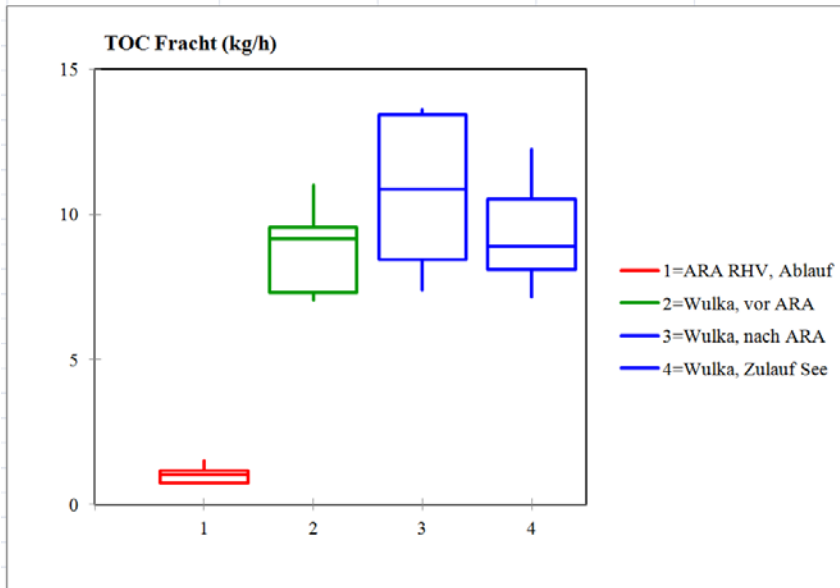
Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA Gols-Mönchhof, Ablauf			Golser Kanal vor Brücke vor ARA			Golser Kanal vor Venturikanal			Golser Kanal Radweg vor Brücke		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
22.02.2016	77	3.500	65,74			0,00E+00			0,00E+00			0,00E+00	
09.03.2016	13	3.500	40,53	5,11E+09	2.300	19,82	1,64E+09	60	230,00	4,97E+08	15	362,13	1,96E+08
21.03.2016	4	550	41,34	8,19E+08	400	7,78	1,12E+08	60	220,00	4,75E+08	30	243,33	2,63E+08
04.04.2016	5	80	38,06	1,10E+08	400	10,80	1,56E+08	15	210,00	1,13E+08	15	209,58	1,13E+08
18.04.2016	9	350	21,17	2,67E+08	400	7,91	1,14E+08	30	190,00	2,05E+08	15	286,60	1,55E+08
02.05.2016	17	260	77,75	7,28E+08	550	9,30	1,84E+08	95	210,00	7,18E+08	30	226,39	2,45E+08
23.05.2016	41	600	42,87	9,26E+08	450	7,90	1,28E+08	75	170,00	4,59E+08	30	205,34	2,22E+08
06.06.2016	38	900	77,49	2,51E+09	1.500	18,34	9,90E+08	140	230,00	1,16E+09	140	400,55	2,02E+09
18.07.2016	131	700	44,26	1,12E+09	550	10,30	2,04E+08	15	180,00	9,72E+07	15	185,67	1,00E+08
08.08.2016	43	350	35,68	4,50E+08	230	5,00	4,14E+07	30	150,00	1,62E+08	15	198,63	1,07E+08
05.09.2016	43	550	84,14	1,67E+09	24.000	30,95	2,67E+10	95	140,00	4,79E+08	45	130,03	2,11E+08
03.10.2016	18	80	36,00	1,04E+08	600	19,05	4,11E+08	15	210,00	1,13E+08	60	108,27	2,34E+08
14.11.2016	94	13.000	36,30	1,70E+10	1.300	13,07	6,12E+08	110	80,00	3,17E+08	45	155,95	2,53E+08
13.12.2016	10	250	30,44	2,74E+08	1.800	18,68	1,21E+09	15	70,00	3,78E+07	15	152,65	8,24E+07
Mittelwert		1.762	47,98	2,39E+09	2.652	13,76	2,32E+09	58	176,15	3,45E+08	36	220,39	3,00E+08
STABW		3.427	19,76	4,59E+09	6.447	7,23	7,05E+09	42	53,16	3,17E+08	35	86,12	5,01E+08
Median		550	40,94	8,19E+08	550	10,80	1,94E+08	60	190,00	2,61E+08	30	205,34	2,03E+08

TABELLE 76: MESSERGEBNISSE VON SOMATISCHEN COLIPHAGEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH GOLSER KANAL

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA Gols-Mönchhof, Ablauf			Golser Kanal vor Brücke vor ARA			Golser Kanal vor Venturikanal			Golser Kanal Radweg vor Brücke		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
22.02.2016	77		65,74			0,00E+00			0,00E+00			0,00E+00	
09.03.2016	13	1.000	40,53	1,46E+09	290	19,82	2,07E+08	240	230,00	1,99E+09		362,13	0,00E+00
21.03.2016	4	300	41,34	4,47E+08	2.370	7,78	6,64E+08	70	220,00	5,54E+08		243,33	0,00E+00
04.04.2016	5	200	38,06	2,74E+08	2.580	10,80	1,00E+09	110	210,00	8,32E+08		209,58	0,00E+00
18.04.2016	9	540	21,17	4,12E+08	3.340	7,91	9,51E+08	140	190,00	9,58E+08		286,60	0,00E+00
02.05.2016	17	1.520	77,75	4,25E+09	10.380	9,30	3,48E+09	270	210,00	2,04E+09		226,39	0,00E+00
23.05.2016	41	400	42,87	6,17E+08	160	7,90	4,55E+07	90	170,00	5,51E+08		205,34	0,00E+00
06.06.2016	38	1.070	77,49	2,98E+09	20.550	18,34	1,36E+10	15.950	230,00	1,32E+11		400,55	0,00E+00
18.07.2016	131	3.500	44,26	5,58E+09	4.040	10,30	1,50E+09	420	180,00	2,72E+09		185,67	0,00E+00
08.08.2016	43	11.400	35,68	1,46E+10	16.250	5,00	2,93E+09	260	150,00	1,40E+09	200	198,63	1,43E+09
05.09.2016	43	2.430	84,14	7,36E+09	25.000	30,95	2,79E+10	150	140,00	7,56E+08	20	130,03	9,36E+07
03.10.2016	18	1.190	36,00	1,54E+09	5.925	19,05	4,06E+09	70	210,00	5,29E+08	60	108,27	2,34E+08
14.11.2016	94	5.700	36,30	7,45E+09	740	13,07	3,48E+08	850	80,00	2,45E+09	970	155,95	5,45E+09
13.12.2016	10	900	30,44	9,86E+08	3.830	18,68	2,58E+09	880	70,00	2,22E+09	910	152,65	5,00E+09
Mittelwert		2.319	47,98	3,69E+09	7.343	13,76	4,23E+09	1.500	176,15	1,06E+10	432	220,39	8,72E+08
STABW		3.135	19,76	4,20E+09	8.208	7,23	7,64E+09	4.350	53,16	3,50E+10	469	86,12	1,88E+09
Median		1.070	40,94	1,54E+09	3.830	10,80	1,25E+09	240	190,00	1,18E+09	200	205,34	0,00E+00

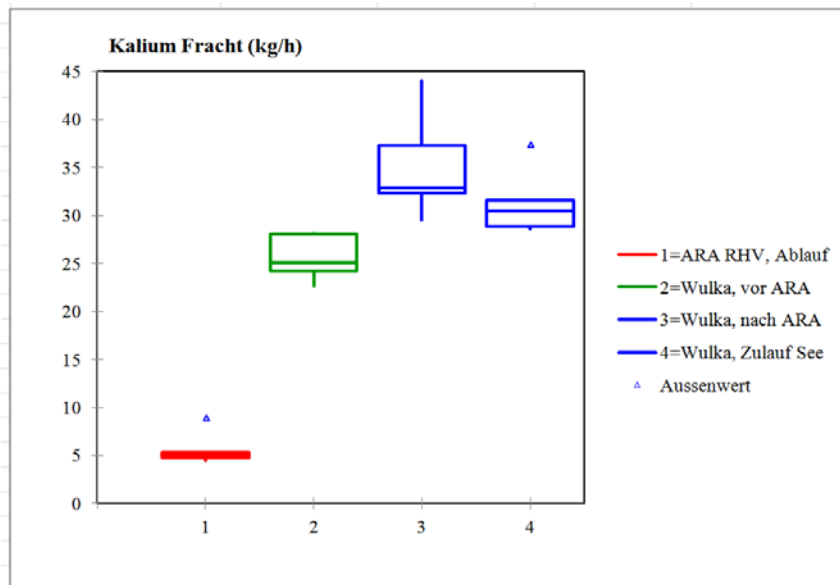
## 2.5.3.3 UNTERSUCHUNGSBEREICH WULKA-UNTERLAUF

An der Wulka wurden 5 Untersuchungsserien durchgeführt. Die Auswahl der Messstellen für die Frachtberechnungen konzentrierte sich dabei auf den Unterlauf der Wulka nach unter Berücksichtigung der Abwasserreinigungsanlage des Reinhaltungsverband Region Neusiedler See-Westufer. Als Messstellen für die Frachtberechnungen wurden eine Messstelle oberhalb der Einleitung der Abwasserreinigungsanlage, eine Messstelle unterhalb der ARA (Brücke der B51 über die Wulka) und im Bereich der Golfanlage „Donnerskirchen“ vor dem Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel gewählt (Abbildung 130).



	1	2	3	4
<b>Bezeichnung:</b>	ARA RHV, Ablauf	Wulka, vor ARA	Wulka, nach ARA	Wulka, Zulauf See
<b>Anzahl Werte:</b>	5	5	5	5
<b>Minimum:</b>	0,73	7,06	7,38	7,15
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	0,74	7,31	8,45	8,11
<b>Median:</b>	1,01	9,17	10,88	8,90
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	1,16	9,55	13,44	10,52
<b>Maximum:</b>	1,51	11,02	13,61	12,24
<b>Spannweite:</b>	0,78	3,96	6,24	5,09

Abbildung 149: Boxplot TOC im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF



	1	2	3	4
<b>Bezeichnung:</b>	ARA RHV, Ablauf	Wulka, vor ARA	Wulka, nach ARA	Wulka, Zulauf See
<b>Anzahl Werte:</b>	5	5	5	5
<b>Minimum:</b>	4,47	22,67	29,50	28,60
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	4,77	24,19	32,34	28,79
<b>Median:</b>	5,02	25,06	32,85	30,46
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	5,30	28,08	37,32	31,53
<b>Maximum:</b>	8,98	28,15	44,04	37,40
<b>Spannweite:</b>	4,51	5,48	14,54	8,80

Abbildung 150: Boxplot Kalium im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF

TABELLE 77: DER MESSERGEBNISSE VON TOC IM UNTERSUCHUNGSBEREICH WULKA-UNTERLAUF

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Wulka vor ARA			ARA Ablauf			Wulka nach ARA			Wulka, Zulauf See		
		[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]
<b>16.08.2016</b>	77	3,5	580,0	7,31	3,6	56,5	0,73	3,6	651,7	8,45	3,6	625,7	8,11
<b>14.09.2016</b>	13	3,5	560,0	7,06	3,7	55,8	0,74	3,5	585,4	7,38	3,5	567,4	7,15
<b>06.10.2016</b>	4	3,8	670,0	9,17	3,7	113,4	1,51	3,7	816,6	10,88	3,8	769,2	10,52
<b>21.11.2016</b>	5	3,6	850,0	11,02	4,4	64,0	1,01	3,6	1036,7	13,44	3,6	944,4	12,24
<b>13.12.2016</b>	9	3,4	780,0	9,55	6,3	50,9	1,16	3,4	1112,2	13,61	3,4	727,1	8,90
<b>Mittelwert</b>		<b>3,6</b>	<b>688,0</b>	<b>8,82</b>	<b>4,3</b>	<b>68,1</b>	<b>1,03</b>	<b>3,6</b>	<b>840,5</b>	<b>10,75</b>	<b>3,6</b>	<b>726,8</b>	<b>9,38</b>
STABW		0,2	125,6	1,65	1,1	25,7	0,32	0,1	231,1	2,83	0,1	145,6	2,02
<b>Median</b>		<b>3,5</b>	<b>670,0</b>	<b>9,17</b>	<b>3,7</b>	<b>56,5</b>	<b>1,01</b>	<b>3,6</b>	<b>816,6</b>	<b>10,88</b>	<b>3,6</b>	<b>727,1</b>	<b>8,90</b>
<b>Min</b>		<b>3,4</b>	<b>560,0</b>	<b>7,06</b>	<b>3,6</b>	<b>50,9</b>	<b>0,73</b>	<b>3,4</b>	<b>585,4</b>	<b>7,38</b>	<b>3,4</b>	<b>567,4</b>	<b>7,15</b>
<b>Max</b>		<b>3,8</b>	<b>850,0</b>	<b>11,02</b>	<b>6,3</b>	<b>113,4</b>	<b>1,51</b>	<b>3,7</b>	<b>1112,2</b>	<b>13,61</b>	<b>3,8</b>	<b>944,4</b>	<b>12,24</b>
Verhältnis Min/Max		<b>0,9</b>	<b>0,7</b>	<b>0,64</b>	<b>0,6</b>	<b>0,45</b>	<b>0,48</b>	<b>0,9</b>	<b>0,53</b>	<b>0,54</b>	<b>0,9</b>	<b>0,60</b>	<b>0,58</b>
<b>Anzahl</b>		<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>

TABELLE 78: MESSERGEBNISSE VON KALIUM IM UNTERSUCHUNGSBEREICH WULKA-UNTERLAUF

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	Wulka vor ARA			ARA Ablauf			Wulka nach ARA			Wulka, Zulauf See		
		[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]	[mg/l]	[l/s]	Fracht [kg/h]
<b>16.08.2016</b>	77	12,0	580,0	25,06	22,0	56,5	4,47	14,0	651,7	32,85	14	625,7	31,53
<b>14.09.2016</b>	13	12,0	560,0	24,19	25,0	55,8	5,02	14,0	585,4	29,50	14	567,4	28,60
<b>06.10.2016</b>	4	9,4	670,0	22,67	22,0	113,4	8,98	11,0	816,6	32,34	11	769,2	30,46
<b>21.11.2016</b>	5	9,2	850,0	28,15	23,0	64,0	5,30	10,0	1036,7	37,32	11	944,4	37,40
<b>13.12.2016</b>	9	10,0	780,0	28,08	26,0	50,9	4,77	11,0	1112,2	44,04	11	727,1	28,79
<b>Mittelwert</b>		<b>10,5</b>	<b>688,0</b>	<b>25,63</b>	<b>23,6</b>	<b>68,1</b>	<b>5,71</b>	<b>12,0</b>	<b>840,5</b>	<b>35,21</b>	<b>12</b>	<b>726,8</b>	<b>31,36</b>
STABW		1,4	125,6	2,42	1,8	25,7	1,86	1,9	231,1	5,68	2	145,6	3,59
<b>Median</b>		<b>10,0</b>	<b>670,0</b>	<b>25,06</b>	<b>23,0</b>	<b>56,5</b>	<b>5,02</b>	<b>11,0</b>	<b>816,6</b>	<b>32,85</b>	<b>11</b>	<b>727,1</b>	<b>30,46</b>
<b>Min</b>		<b>9,2</b>	<b>560,0</b>	<b>22,67</b>	<b>22,0</b>	<b>50,9</b>	<b>4,47</b>	<b>10,0</b>	<b>585,4</b>	<b>29,50</b>	<b>11,0</b>	<b>567,4</b>	<b>28,60</b>
<b>Max</b>		<b>12,0</b>	<b>850,0</b>	<b>28,15</b>	<b>26,0</b>	<b>113,4</b>	<b>8,98</b>	<b>14,0</b>	<b>1112,2</b>	<b>44,04</b>	<b>14,0</b>	<b>944,4</b>	<b>37,40</b>
Verhältnis Min/Max		<b>0,8</b>	<b>0,7</b>	<b>0,81</b>	<b>0,8</b>	<b>0,4</b>	<b>0,50</b>	<b>0,7</b>	<b>0,5</b>	<b>0,67</b>	<b>0,8</b>	<b>0,6</b>	<b>0,76</b>
<b>Anzahl</b>		<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>

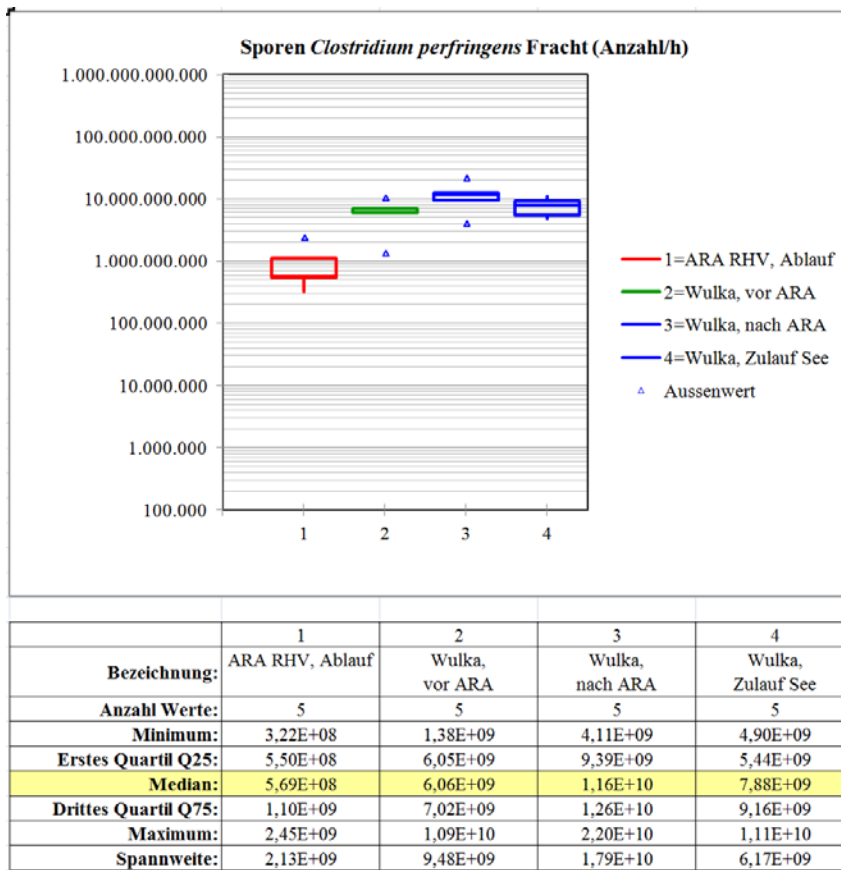


Abbildung 151: Boxplot Sporen Clostridium perfringens im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF

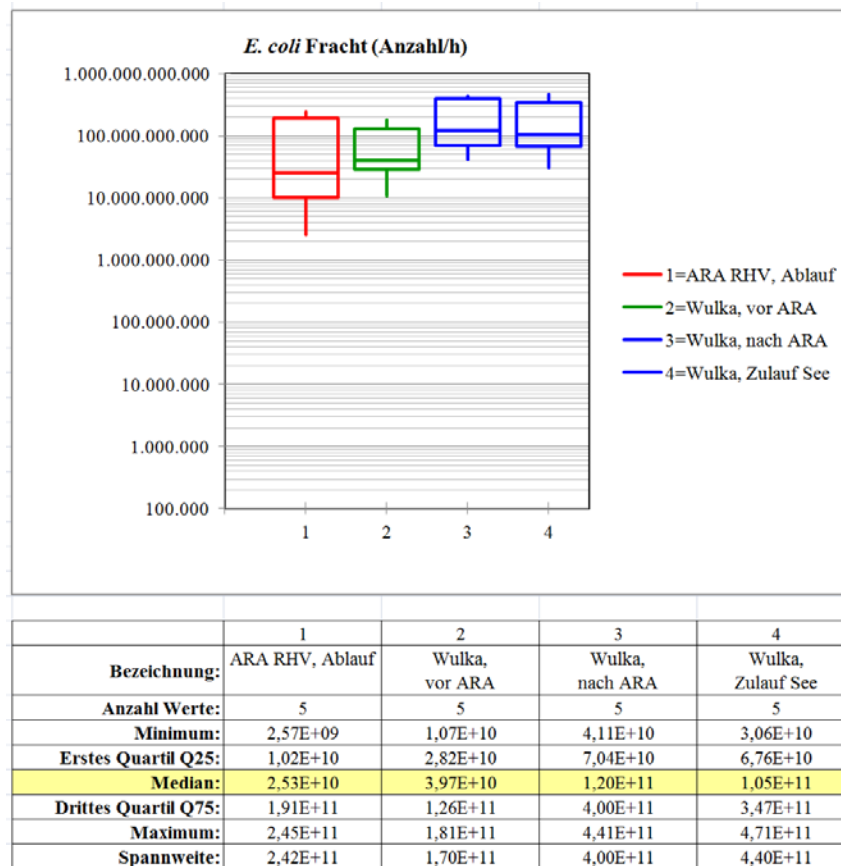


Abbildung 152: Boxplot Escherichia coli im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF



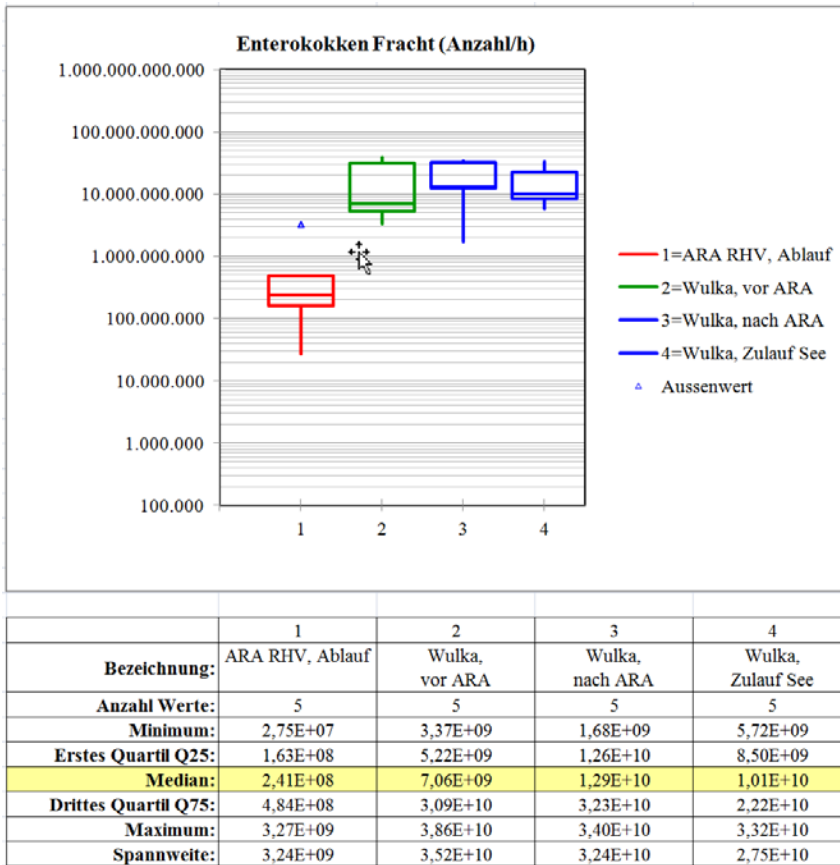


Abbildung 153: Boxplot Intestinale Enterokokken im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF

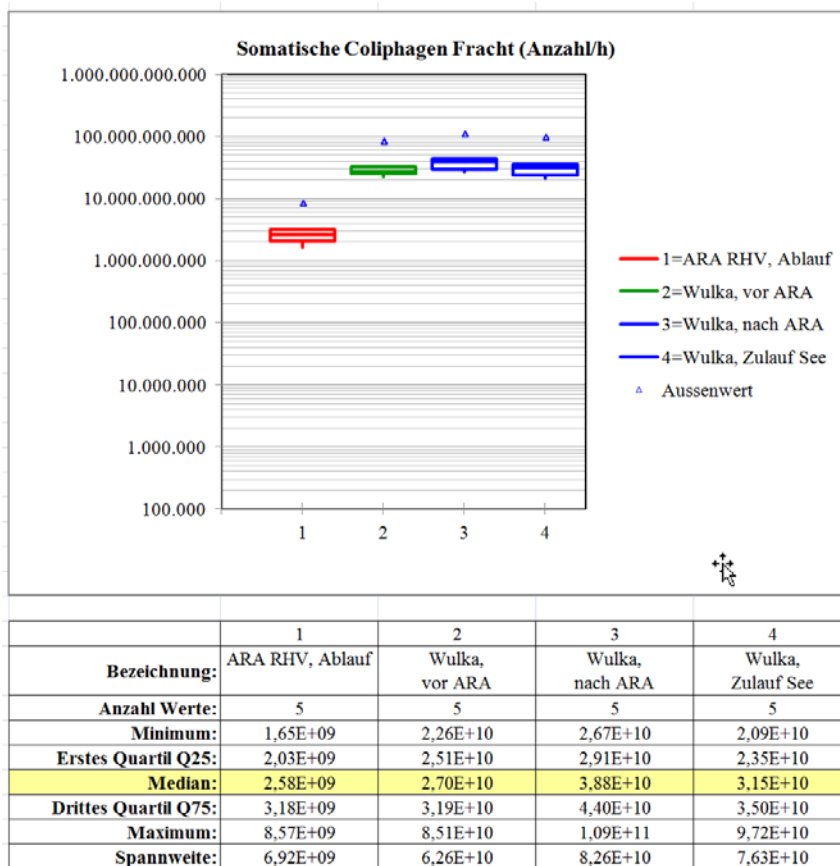


Abbildung 154: Boxplot Somatische Coliphagen im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF

TABELLE 79: MESSERGEBNISSE VON SPOREN *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* IM UNTERSUCHUNGSBEREICH WULKA-UNTERLAUF

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA RHV, Ablauf			Wulka, vor ARA			Wulka, nach ARA			Wulka, Zulauf See		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
Sporen von <i>Clostridium perfringens</i>													
16.08.2016	77	280	56,46	5,69E+08	290	580,00	6,06E+09	400	651,74	9,39E+09	350	625,67	7,88E+09
14.09.2016	13	550	55,78	1,10E+09	300	560,00	6,05E+09	600	585,37	1,26E+10	240	567,39	4,90E+09
06.10.2016	4	600	113,40	2,45E+09	450	670,00	1,09E+10	750	816,62	2,20E+10	400	769,22	1,11E+10
21.11.2016	5	140	63,96	3,22E+08	45	850,00	1,38E+09	110	1036,74	4,11E+09	160	944,41	5,44E+09
13.12.2016	9	300	50,95	5,50E+08	250	780,00	7,02E+09	290	1112,24	1,16E+10	350	727,09	9,16E+09
Mittelwert	374	68,11	9,99E+08	267	688,00	6,27E+09	430	840,54	1,20E+10	300	726,76	7,69E+09	
STABW	194	25,74	8,60E+08	145	125,58	3,38E+09	252	231,11	6,53E+09	98	145,60	2,57E+09	
Median		300	56,46	5,69E+08	290	670,00	6,06E+09	400	816,62	1,16E+10	350	727,09	7,88E+09

TABELLE 80: TABELLE DER MESSERGEBNISSE VON *ESCHERICHIA COLI* IM UNTERSUCHUNGSBEREICH WULKA-UNTERLAUF

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA RHV, Ablauf			Wulka, vor ARA			Wulka, nach ARA			Wulka, Zulauf See		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
<i>E. coli</i>													
16.08.2016	77	5.000	56,46	1,02E+10	1.900	580,00	3,97E+10	3.000	651,74	7,04E+10	3.000	625,67	6,76E+10
14.09.2016	13	95.000	55,78	1,91E+11	1.400	560,00	2,82E+10	19.000	585,37	4,00E+11	17.000	567,39	3,47E+11
06.10.2016	4	60.000	113,40	2,45E+11	7.500	670,00	1,81E+11	15.000	816,62	4,41E+11	17.000	769,22	4,71E+11
21.11.2016	5	11.000	63,96	2,53E+10	350	850,00	1,07E+10	1.100	1036,74	4,11E+10	900	944,41	3,06E+10
13.12.2016	9	1.400	50,95	2,57E+09	4.500	780,00	1,26E+11	3.000	1112,24	1,20E+11	4.000	727,09	1,05E+11
Mittelwert	34.480	68,11	9,48E+10	3.130	688,00	7,72E+10	8.220	840,54	2,15E+11	8.380	726,76	2,04E+11	
STABW	41.318	25,74	1,14E+11	2.881	125,58	7,31E+10	8.176	231,11	1,91E+11	7.948	145,60	1,94E+11	
Median		11.000	56,46	2,53E+10	1.900	670,00	3,97E+10	3.000	816,62	1,20E+11	4.000	727,09	1,05E+11

TABELLE 81: MESSERGEBNISSE VON INTESTINALEN ENTEROKOKKEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH WULKA-UNTERLAUF

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA RHV, Ablauf			Wulka, vor ARA			Wulka, nach ARA			Wulka, Zulauf See		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
Enterokokken													
16.08.2016	77	80	56,46	1,63E+08	250	580,00	5,22E+09	550	651,74	1,29E+10	450	625,67	1,01E+10
14.09.2016	13	120	55,78	2,41E+08	350	560,00	7,06E+09	600	585,37	1,26E+10	280	567,39	5,72E+09
06.10.2016	4	800	113,40	3,27E+09	1.600	670,00	3,86E+10	1.100	816,62	3,23E+10	1.200	769,22	3,32E+10
21.11.2016	5	210	63,96	4,84E+08	110	850,00	3,37E+09	45	1036,74	1,68E+09	250	944,41	8,50E+09
13.12.2016	9	15	50,95	2,75E+07	1.100	780,00	3,09E+10	850	1112,24	3,40E+10	850	727,09	2,22E+10
Mittelwert	245	68,11	8,36E+08	682	688,00	1,70E+10	629	840,54	1,87E+10	606	726,76	1,60E+10	
STABW	318	25,74	1,37E+09	641	125,58	1,65E+10	393	231,11	1,40E+10	409	145,60	1,15E+10	
Median		120	56,46	2,41E+08	350	670,00	7,06E+09	600	816,62	1,29E+10	450	727,09	1,01E+10

TABELLE 82: MESSERGEBNISSE VON SOMATISCHEN COLIPHAGEN IM UNTERSUCHUNGSBEREICH WULKA-UNTERLAUF

Datum	Nieder- schlag- summe [mm]	ARA RHV, Ablauf			Wulka, vor ARA			Wulka, nach ARA			Wulka, Zulauf See		
		[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]	[Anzahl /100 ml]	[l/s]	Fracht [Anzahl/h]
<b>16.08.2016</b>	77	1.000	56,46	2,03E+09	1.530	580,00	3,19E+10	1.140	651,74	2,67E+10	1.400	625,67	3,15E+10
<b>14.09.2016</b>	13	1.586	55,78	3,18E+09	1.120	560,00	2,26E+10	1.380	585,37	2,91E+10	1.150	567,39	2,35E+10
<b>06.10.2016</b>	4	2.100	113,40	8,57E+09	3.530	670,00	8,51E+10	3.720	816,62	1,09E+11	3.510	769,22	9,72E+10
<b>21.11.2016</b>	5	1.120	63,96	2,58E+09	820	850,00	2,51E+10	1.040	1036,74	3,88E+10	1.030	944,41	3,50E+10
<b>13.12.2016</b>	9	900	50,95	1,65E+09	960	780,00	2,70E+10	1.100	1112,24	4,40E+10	800	727,09	2,09E+10
<b>Mittelwert</b>		<b>1.341</b>	<b>68,11</b>	<b>3,60E+09</b>	<b>1.592</b>	<b>688,00</b>	<b>3,83E+10</b>	<b>1.676</b>	<b>840,54</b>	<b>4,96E+10</b>	<b>1.578</b>	<b>726,76</b>	<b>4,16E+10</b>
STABW		499	25,74	2,84E+09	1.116	125,58	2,64E+10	1.150	231,11	3,41E+10	1.101	145,60	3,16E+10
<b>Median</b>		<b>1.120</b>	<b>56,46</b>	<b>2,58E+09</b>	<b>1.120</b>	<b>670,00</b>	<b>2,70E+10</b>	<b>1.140</b>	<b>816,62</b>	<b>3,88E+10</b>	<b>1.150</b>	<b>727,09</b>	<b>3,15E+10</b>

## 2.5.4 DISKUSSION

Das Ziel dieses ARBEITSPAKETS der Pilotstudie war es, in Kombination aus den Ergebnissen der Abflussmessungen und Ergebnissen der Untersuchungen der Wasserqualität letztendlich Frachten zu ermitteln. Auch wenn diese „nur“ für den jeweiligen Messzeitpunkt berechnet werden konnten, so zeigte sich, dass die Angabe von Frachten einen verbesserten Einblick in das System erlaubt. Der Teil der hydrologischen Untersuchungen zu möglichen hydraulischen Messmethoden für den Untersuchungsraum wurde bereits in der Arbeit von Blaschke et al. (2015) aufgezeigt und die wesentlichen Elemente am Beginn dieses ARBEITSPAKETS erläutert. Es war anhand der Erhebungen vor Ort und den Auswertungen der vorhandenen Unterlagen weitgehend möglich die Ist-Situation der Abwasserentsorgung von Podersdorf zu erfassen. Durch die in weiterer Folge erweiterten Untersuchungen zum Golser-Kanal (inklusive der ARA Gols-Mönchhof) und dem Unterlauf der Wulka (ARA Schützen) konnten erste Unterschiede im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees, speziell anhand der Frachten aufgezeigt werden.

Die folgende Diskussion soll, anhand des zu Beginn des Projektes zusammengestellten Fragenkatalogs, die Resultate dieses ARBEITSPAKETS zusammenfassend darstellen und die daraus resultierenden weiteren Vorgangsweisen ableiten.

### Was sind die potenziell bedeutenden Typen fäkaler Eintragsquellen in der untersuchten Region?

Aufgrund der zu Beginn des Projektes durchgeführten Begehungen im Projektgebiet Podersdorf (Untersuchungsschwerpunkt) und in weiterer Folge des Golser Kanals und des Bereichs Wulka Unterlauf, konnten die potenziell relevanten fäkalen Eintragsquellen erhoben und folgende Fragen aus hydrologischer Sicht beantwortet werden. Über das Ziel der Pilotstudie hinausgehend können erste Schritte für eine weitere Vorgehensweise vorgeschlagen werden.

### Wie ist die derzeitige Situation der Ableitung von Ab-, Überlauf- und Regenwasser im Untersuchungsraum Podersdorf?

Am Beginn der Studie wurde die Situation der Abwasserentsorgung der Gemeinde Podersdorf weitestgehend dargestellt. Dabei spielten Begehungen und Ortsbesichtigungen eine wichtige Rolle. Es zeigte sich, auch unter Heranziehung der vorhandenen Unterlagen, dass neben der Kläranlage mit dem zugehörigen Kanalsystem eine Einbeziehung der diversen Drainagegräben für eine Gesamtsicht von besonderer Bedeutung ist.

### Welche Rolle spielen dabei die vorhandenen Oberflächengewässer (Drainagegräben)?

Die Drainagegräben Julagraben, Nordgraben (beiden am nördlichen Ortsrand gelegen) und der Südgraben (am südlichen Ortsrand gelegen) sind speziell bei stärkeren Niederschlägen aufgrund der Mischwasserentlastungen in diese Gräben für eine Gesamtbeurteilung von großer Bedeutung. Dies zeigen insbesondere auch die Ergebnisse der Frachtberechnungen.

### **Welche Rolle spielen die beiden Schönungsteiche nach der Kläranlage?**

Eine Bewertung der Wasserqualität auf Basis der eingebrachten Frachten konnte nicht durchgeführt werden. Eine Messung der Abflüsse zwischen den Teichen und letztlich in den Schilfbereich des Neusiedler Sees war nicht möglich, da keine definierten Überströmstrecken vorhanden sind und das Abfließen weitgehend diffus erfolgt.

### **Bestehen Interaktionen zwischen dem Grundwasser und den Oberflächengewässern bzw. dem Kanalsystem?**

Die hydrologischen Untersuchungen haben gezeigt, dass die erwähnten Drainagegräben mit dem Grundwasser wie erwartet in Kontakt stehen und eine entwässernde Wirkung haben. Zumindest im nordöstlichen Ortsbereich beim 2014 errichteten Hochwasserrückhaltebecken gibt es gezielt errichtete Drainageleitungen zur Grundwasserstandsabsenkung, die mit dem Kanalsystem fallweise interagieren.

Eine Betrachtung der Flurabstände weist nicht auf einen großflächigen Einfluss von Grundwasser auf das Kanalsystem (Fremdwassereinfluss) hin.

### **Können aufgrund der hydrologischen bzw. hydraulischen Verhältnisse die derzeitigen Probenstellen für ein zukünftiges Monitoringprogramm im Sinne einer Gesamtbetrachtung der Region optimiert werden?**

Ja, eine kontinuierliche Messung der Abflüsse in den erwähnten Gräben wäre an den bereits für die Frachtberechnungen ausgewählten Stellen zweckmäßig.

### **Welche zusätzlichen Messungen können zur Unterstützung der empfohlenen Methodik angeregt werden?**

Die zuvor erwähnten kontinuierlichen Aufzeichnungen der Abflüsse in den Gräben mit entsprechenden Messeinrichtungen erfordern wiederkehrende Durchflussmessungen zur Erlangung eines Pegelschlüssels. Zudem sind auch die Niederschläge zu erfassen und ein dafür geeigneter Standort festzulegen.

### **Ist die Berechnung der Frachten für ausgewählte chemische und wasserhygienisch relevante mikrobiologische Parameter eine nützliche Information?**

Wie in den Ergebnisse klar gezeigt wird, sind die Berechnungen der Frachten für eine Gesamteinschätzung und einer damit verbundenen Managementstrategie eine sehr wertvolle Unterstützung.

## **Untersuchungsbereich PODERSDORF**

Für den Bereich Podersdorf sind unterschiedliche Fließpfade zu betrachten:

### **Julagraben – ARA – Nordgraben – Schönungsteiche**

Beide ausgewählten chemischen Parameter (Kalium und TOC) sind im Julagraben unauffällig. Im Nordgraben wird der Abwassereinfluss durch die Einleitung des Ablaufes der ARA in der Erhöhung der Frachten deutlich.

Ein wesentlich anderes Bild zeigt sich bei Betrachtung der Frachten der mikrobiologischen Parameter. Dabei sind zwei Fälle zu unterscheiden:

**UV-Anlage der ARA in Betrieb:** Ausgehend von einer noch geringen mikrobiellen Fracht am Beginn des Julagraben kommt es schon im Julagraben vor der ARA zu einer Erhöhung von ca. einer log-Stufe. Dies deutet auf einen Einfluss eines Mischwassereintrags zwischen diesen beiden Messstellen hin. Hinzuweisen ist auch, dass der Julagraben unter der Kläranlage verrohrt in den Nordgraben ohne Reinigung in den Nordgraben geleitet wird. Nach Einleitung des Ablaufes der ARA in den Nordgraben steigt die Belastung trotz der effizienten Desinfektionsleistung der UV-Anlage geringfügig an. Dies ist wahrscheinlich auf den Einfluss des Julagrabens zurückzuführen. Es kommt dann an der Probenahmestelle nach Rückhaltebecken vor den Schönungsteichen nochmals zu einer Erhöhung der Frachten. Hier können die Mischwasserentlastungen aus dem Rückhaltebecken aber auch Mischwasser aus dem westlich, parallel zum Neusiedler See verlaufenden Kanalabschnitt eine Rolle spielen.

**UV-Anlage der ARA nicht in Betrieb:** Im Julagraben finden sich erwartungsgemäß dieselben Verhältnisse wie bei Betrieb der UV-Anlage der ARA. Es kommt jedoch im Anschluss zu einem extremen Anstieg der Frachten um mehr als 3 log-Stufen. Diese deutlichen Ergebnisse zeigen die wichtige Bedeutung des ordnungsgemäßen Betriebes der UV-Anlage.

### Südgraben

Der chemische Parameter TOC zeigt höhere variable Frachten. Dies kann auf einen Einfluss durch Mischwasserentlastungen bzw. durch oberflächige Abschwemmungen zurückzuführen sein. Zudem zeigen die gegenüber dem Julagraben erhöhten Kaliumwerte, dass auch ein anthropogener Einfluss anzunehmen ist. Dies bestätigen auch die Untersuchungen mittels der genetischen Fäkalmarker. Das prozentuale Frachtverhältnis zwischen Südgraben und Nordgraben betrug bei TOC 60:40.

Überraschend ist die vergleichsweise hohe Belastung des Südgrabens hinsichtlich der mikrobiologischen Frachten, die vorwiegend durch die höheren Abflüsse verursacht werden. Wie sich durch den direkten Vergleich zwischen Nord- und Südgraben gezeigt hat, ist bei einem ordnungsgemäßen Betrieb der UV-Anlage der ARA das prozentuale Frachtverhältnis zwischen Nordgraben und Südgraben z.B. bei *E. coli* 60:40. Ist die UV-Anlage der ARA nicht in Betrieb, betrug der Anteil der mikrobiologischen Fracht im Nordgraben 99%.

### Untersuchungsbereich GOLSER-KANAL

Die Frachten an TOC und Kalium zeigen die Erhöhung durch die Einleitung des Ablaufes der ARA und eine weitere Zunahme entlang des sehr langen Verlaufs (ca. 8 km) bis zu den Schönungsteichen. Mögliche Ursache könnte eine oberflächige Abschwemmung aus dem an den Golser Kanal grenzenden Gebiet sein.

Die Frachten der mikrobiologischen Parameter zeigen, dass der Golser Kanal schon vor der ARA als belastet einzuordnen ist. Dies ist insbesondere beim viralen Fäkalindikator, somatische Coliphagen, zu sehen. Bei diesem ist die Fracht in den Proben des Golser Kanals vor ARA gleich hoch wie jene aus dem Ablauf der ARA. Dies ist ein Hinweis auf Mischwasserüberläufe oder Hausfehlanschlüssen. Ein hoher Anstieg der Fracht durch den Ablauf der ARA zeigte sich bei den Sporen von *C. perfringens*. Entlang der Fließstrecke waren nur geringe Änderungen der Frachten an Fäkalindikatororganismen (Mediane) festzustellen. Die

Fracht an somatischen Coliphagen blieb bis zum Beobachtungspunkt Radweg vor Brücke gleich, die Frachten der drei anderen Parameter nahmen lediglich um ca. 30% ab.

### Untersuchungsbereich WULKA

Trotz des geringen Untersuchungsumfanges von fünf Messterminen zeigt sich sowohl für die chemischen wie auch für die mikrobiologischen Parameter ein klares Bild. Die Wulka ist bereits aus dem Oberlauf mit hohen Frachten belastet, die durch den Ablauf der Abwasserreinigungsanlage des Reinhaltverbandes Region Neusiedler See – Westufer mäßig erhöht wird.

#### 2.5.5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aus der Pilotstudie können folgende Schlüsse gezogen und bereits einige Vorschläge zu notwendigen Maßnahmen abgeleitet werden.

- Eine kontinuierliche Messung der Wasserstände in Verbindung mit den entsprechenden Abflussmessungen (Pegelschlüssel) an den bereits in der Pilotstudie ausgewählten Messstellen sollte umgesetzt werden.
- Die Einleitung von Mischwässern in den Julagraben, Nordgraben und Südgraben in Podersdorf führten zu deutlichen Erhöhungen der Frachten an Fäkalindikatororganismen. Genaue Aufzeichnungen der zeitlich eingebrachten Mengen und eine Reduktion der Frachten durch Verringerung der Einträge sind notwendig.
- In Podersdorf ist eine Verbesserung der Qualität der Einleitung in den Neusiedler See alleine durch die Abwasserreinigung und -desinfektion nicht erreichbar. Hier sind Maßnahmen im Abwassermanagement erforderlich (Verringerung der Mengen der Mischwasserentlastungen, Vergrößerung der Speicherkapazitäten).
- Wenn die Mischwasserentlastung aus dem Bereich Hofäcker weiterhin in den Julagraben erfolgt, muss dieser in das Abwasserreinigungssystem eingebunden werden.
- Hochwasserrückhaltebecken am Beginn des Julagrabens in Podersdorf: Der Überlauf in den Julagraben aus dem nicht befestigten Teils des Rückhaltebeckens („Wiesenbecken“) sollte höher gelegt werden, um den Eintrag in den Julagraben im Fall von Mischwasserentlastungen zu verringern.
- Die Herkunft der fäkalen Einträge durch das Abwassersystem in den Bereich Golser Kanal vor der ARA Gols-Mönchhof ist derzeit noch unklar. Die Abklärung und nachfolgend die Verringerung dieser Einträge hätte einen sehr positiven Effekt auf die Wasserqualität im Golser Kanal.

#### 2.5.6 LITERATUR

Blaschke A.P., M. Exner-Kittridge (2015): „Nachhaltiges Gesamtkonzept zum Management des mikrobiologisch-hygienischen Zustandes des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der Siedlungswasserwirtschaft der Umlandgemeinden - Pilotstudie, Hydrologie“; Endbericht. Auftraggeber AGN – Arbeitsgemeinschaft Natürliche Ressourcen; Amt der Bgld. Landesregierung



## 2.6 ARBEITSPAKET 6 - MONITORING – FÄKALE EMISSION

### 2.6.1 FRAGESTELLUNG

**IN ERWEITERUNG DER UNTERSUCHUNGEN** im Rahmen der Pilotstudie wurde das Probenahmeprogramm über den Abwasserpfad Podersdorf hinaus ausgeweitet, um auch andere potenzielle Quellen von fäkalen Mikroorganismen im Hinblick auf die Badegewässerqualität und hinsichtlich eines mikrobiologisch-hygienischen Gesamtkonzeptes für den Neusiedler See zu untersuchen. Ein besonderer Schwerpunkt wurde hierbei auf die quantitative Erhebung der fäkalen Einträge durch Abwasserreinigungsanlagen gelegt.

**Folgender Fragenkatalog wurde im ARBEITSPAKET 6 ausgearbeitet:**

- In welchen Konzentrationen treten die in der Badegewässerverordnung verankerten mikrobiologischen Parameter *E. coli* und Enterokokken an den im Beprobungsplan festgelegten Probenahmestellen (Beobachtungspunkte) auf?
- Welchen Einfluss haben Starkregenereignisse auf die Konzentration der Fäkalbakterien?
- Bietet der zusätzlich eingesetzte Fäkalparameter, Sporen von *Clostridium perfringens*, einen Informationsgewinn im Hinblick auf die wasserhygienische Beurteilung der Beobachtungspunkte?
- Haben sich weitere Untersuchungsparameter als zweckmäßig erwiesen?

### 2.6.2 MATERIAL UND METHODEN

In einem ersten Schritt wurden zwei Untersuchungsserien der Abwasser-Zuläufe und Abläufe durchgeführt und die auftretenden Konzentrationen der ausgewählten fäkalen Mikroorganismen und deren Reduktion durch die Abwasserreinigung zu untersuchen. In weiterer Folge konzentrierte sich die Arbeit auf zwei Untersuchungsgebiete, einerseits den Golser Kanal und andererseits die Wulka im Bereich des Reinhaltungsverbandes Schützen (Neusiedler See-Westufer).

#### 2.6.2.1 PROBENAHMESTELLEN

Folgenden Probenahmestellen (Beobachtungspunkte) waren in den Jahren 2015 und 2016 in die Untersuchung miteinbezogen.

#### **Kommunale Abwasserreinigungsanlagen (ARA)**

Es wurden zwei orientierende Untersuchungsserien der Zuläufe und Abläufe folgender ARA durchgeführt (Bezeichnungen und Kläranlagenkennzeichen gemäß BMLFUW, 2016).

- ARA Gols (Gols-Mönchhof) (Zulauf, Ablauf) (ATTP\_1-00000016)
- ARA Jois (Zulauf, Ablauf) (ATTP\_1-00000027)
- ARA Eisenstadt (Eisbachtal) (Zulauf, Ablauf) (ATTP\_1-00000010)
- ARA Schützen (Neusiedler See-Westufer) (Zulauf, Ablauf) (ATTP\_1-00000145)
- ARA Wulkapodersdorf (Wulkatal) (Zulauf, Ablauf) (ATTP\_1-00000074)

Im weiteren Projektverlauf wurde der Schwerpunkt der Untersuchung auf zwei Bereiche gelegt:

- ARA Gols (Gols-Mönchhof) und den Golser Kanal
- ARA Schützen (Neusiedler See-Westufer) und die Wulka

### **Golser Kanal**

Die ARA Gols (Gols-Mönchhof) (EW 40.000) leitet über den Wasserkörper AT1002050000 Golser Kanal in den See ein. Der Einleitungspunkt befindet sich ca. 8,8km auf kürzestem Wasserweg vom See entfernt. Die weitere Entfernung zum hier beschriebenen Badegewässer beträgt ca. 2,3 km (BMG und Amt der BGLR, 2015).

Die Untersuchung fand zwischen Februar 2016 und Dezember 2016 statt und umfasste folgende Probenahmestellen:

- Golser Kanal vor Brücke vor ARA
- ARA Gols (Gols-Mönchhof), Zulauf Gols
- ARA Gols (Gols-Mönchhof), Zulauf Mönchhof
- ARA Gols (Gols-Mönchhof), Ablauf
- Golser Kanal nach ARA
- Zulauf Graben vor Brücke (Höhe Akazienweg)
- Golser Kanal nach Bahnbrücke
- Golser Kanal vor Venturikanal
- Golser Kanal Radweg vor Brücke
- Schönungsteich links
- Schönungsteich rechts

Die Entnahmestellen sind der Plandarstellung in Abbildung 129 (ARBEITPAKET 5) zu entnehmen.

### **Wulka**

Die ARA Schützen (Neusiedler See-Westufer) (EW 66.500) leitet über den Wasserkörper AT1001940001 Wulka UL indirekt in den See ein. Die Wulka dient auch den Kläranlagen des WV Wulkatal (110 000 EW) und des AWV Eisenstadt-Eisbachtal (42 000 EW) als Vorfluter. Der Einleitungspunkt befindet sich ca. 7,4 km Flusslänge vom See entfernt. Die weitere Entfernung zum hier beschriebenen Badegewässer beträgt ca. 7,7 km auf kürzestem Wasserweg. Die Entnahmestellen sind in der Plandarstellungen in Abbildung 130 (ARBEITPAKET 5) dargestellt.

Die Untersuchung fanden von Juni 2016 und Dezember 2016 statt und umfasste folgende Probenahmestellen:

- Wulka, vor ARA
- Wulka, nach ARA
- Wulka, Ablauf in den See (vor dem Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel)

#### 2.6.2.2 Mikrobiologische, physikalische und chemische Wasseruntersuchungen

Die folgenden Parameter wurden für die Untersuchung eingesetzt.

#### **Mikrobiologische Parameter:**

- *E. coli*
- Enterokokken (intestinale Enterokokken)
- Sporen von *Clostridium perfringens*
- Somatische Coliphagen

### **Physikalische und chemische Parameter:**

- Temperatur
- Leitfähigkeit bei 20°C
- Trübung
- UV-Transmission (254 nm)
- pH-Wert
- TOC (Gesamt organischer Kohlenstoff)
- Chlorid, Sulfat, Fluorid, Nitrat
- Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium
- Gesamthärte

Die für die Untersuchungen verwendeten Methoden und Messgeräte sind in ARBEITSPAKET 1 Kapitel 2.1.2.3 beschrieben. Von den Wasserproben wurde eine DNA-Probenbank für molekularbiologische Untersuchungen angelegt.

### **Datenanalyse**

Für die Darstellung der Ergebnisse mittels deskriptiver Statistik wurde die Methode der Box Plots verwendet. Hierbei werden der Median der Datenreihe (= 50%-Perzentil), das 25% und 75% Perzentil und die Ausreißer (= Aussenwerte), die mehr als 1,5-fach außerhalb des unteren bzw. oberen Quartils liegen, wiedergegeben.

## 2.6.3 ERGEBNISSE

### 2.6.3.1 MIKROBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

#### 2.6.3.1.1 ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA)

Die beiden orientierenden Probenahmeserien der Abwasserreinigungsanlagen (ARA) wurden am 09.02.2015 und am 28.04.2015 durchgeführt. Die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchung der Zuläufe und der Abläufe sind in Tabelle 81 dargestellt. Die im Zuge der Abwasserreinigung erzielten log Reduktionen an fäkalen Mikroorganismen - dargestellt als Mittelwerte der Ergebnisse der beiden Untersuchungsserien - sind Tabelle 82 und Abbildung 155 zu entnehmen. Erwartungsgemäß waren in den Zuläufen der ARA die Konzentrationen an *E. coli* am höchsten, gefolgt von Enterokokken und somatischen Coliphagen. Sporen von *Clostridium perfringens* traten in der niedrigsten Konzentration auf, diese betrug lediglich ca. 1% von jener von *E. coli*. Dieser erste, orientierende Überblick über die fünf ARA zeigte Reduktionen von *E. coli*, Enterokokken und somatischen Coliphagen im Bereich von log 2,4 bis 2,6. Sporen von *C. perfringens* wiesen die geringste Reduktion auf (log 1,8). Auffällig war, dass sowohl zwischen den beiden Untersuchungen der einzelnen ARA als auch zwischen den verschiedenen ARA die Reduktionen um bis zu einer log-Stufe variierten.

TABELLE 83: ERGEBNISSE DER MIKROBIOLOGISCHEN UNTERSUCHUNGEN DER ZULÄUFE UND ABLÄUFE DER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA) BEI DEN BEIDEN UNTERSUCHUNGSSERIEN (09.02.2015 UND 28.04.2015)

Probenahme: 09.02.2015		<i>E. coli</i> / 100 ml	Enterokokken / 100 ml	Sporen <i>C. perfringens</i> / 100 ml	Somatische Coliphagen / 100 ml
ARA Gols (Gols-Mönchhof)	Zulauf	1.600.000	280.000	16.000	750.000
	Ablauf	35.000	4.000	600	2.600
ARA Jois	Zulauf	1.700.000	1.100.000	90.000	840.000
	Ablauf	40.000	2.900	2.000	2.700
ARA Eisenstadt (Eisbachtal)	Zulauf	3.500.000	950.000	40.000	570.000
	Ablauf	40.000	16.000	1.300	7.100
ARA Schützen (NSW)	Zulauf	3.500.000	400.000	100.000	570.000
	Ablauf	12.000	3.000	550	300
ARA Wulkaprodersdorf	Zulauf	5.500.000	800.000	70.000	470.000
	Ablauf	2.300	800	300	600
Probenahme: 28.04.2015		<i>E. coli</i> / 100 ml	Enterokokken / 100 ml	Sporen <i>C. perfringens</i> / 100 ml	Somatische Coliphagen / 100 ml
ARA Gols (Gols-Mönchhof)	Zulauf	8.500.000	1.400.000	60.000	2.050.000
	Ablauf	6.500	3.000	750	2.200
ARA Jois	Zulauf	3.500.000	1.100.000	16.000	55.000
	Ablauf	19.000	2.400	1.100	900
ARA Eisenstadt (Eisbachtal)	Zulauf	7.500.000	8.000	70.000	650.000
	Ablauf	4.000	350	1.000	400
ARA Schützen (NSW)	Zulauf	5.500.000	3.000.000	95.000	1.030.000
	Ablauf	20.000	2.800	1.200	4.000
ARA Wulkaprodersdorf	Zulauf	4.000.000	450.000	60.000	620.000
	Ablauf	7.000	1.000	700	2.700
Mittelwerte beider Serien	Zulauf	4.480.000	948.800	61.700	760.500
	Ablauf	18.580	3.625	950	2.350
Geometrisches Mittel beider Serien	Zulauf	3.939.162	523.886	52.345	582.565
	Ablauf	12.673	2.237	842	1.543

TABELLE 84: REDUKTIONEN DER MIKROORGANISMEN DURCH DIE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA) DARGESTELLT ALS MITTELWERTE DER ERGEBNISSE DER BEIDEN UNTERSUCHUNGSSERIEN (09.02.2015 UND 28.04.2015)

Abwasserreinigungsanlagen (ARA)	log Reduktion (Mittelwert $\pm$ Standardabweichung)							
	<i>E. coli</i>		Enterokokken		Somatische Coliphagen		Sporen <i>C. perfringens</i>	
ARA Gols (Gols-Mönchhof)	2,39	$\pm 1,03$	2,26	$\pm 0,58$	2,71	$\pm 0,36$	1,66	$\pm 0,34$
ARA Jois	1,95	$\pm 0,45$	2,62	$\pm 0,06$	2,14	$\pm 0,50$	1,41	$\pm 0,35$
ARA Eisenstadt (Eisbachtal)	2,61	$\pm 0,94$	1,57	$\pm 0,29$	2,56	$\pm 0,92$	1,67	$\pm 0,25$
ARA Schützen (NSW)	2,45	$\pm 0,02$	2,58	$\pm 0,64$	2,84	$\pm 0,61$	2,08	$\pm 0,26$
ARA Wulkaprodersdorf	3,07	$\pm 0,44$	2,83	$\pm 0,25$	2,63	$\pm 0,38$	2,15	$\pm 0,31$
<b>Mittelwert</b>	<b>2,49</b>	<b><math>\pm 0,40</math></b>	<b>2,37</b>	<b><math>\pm 0,49</math></b>	<b>2,58</b>	<b><math>\pm 0,27</math></b>	<b>1,79</b>	<b><math>\pm 0,31</math></b>

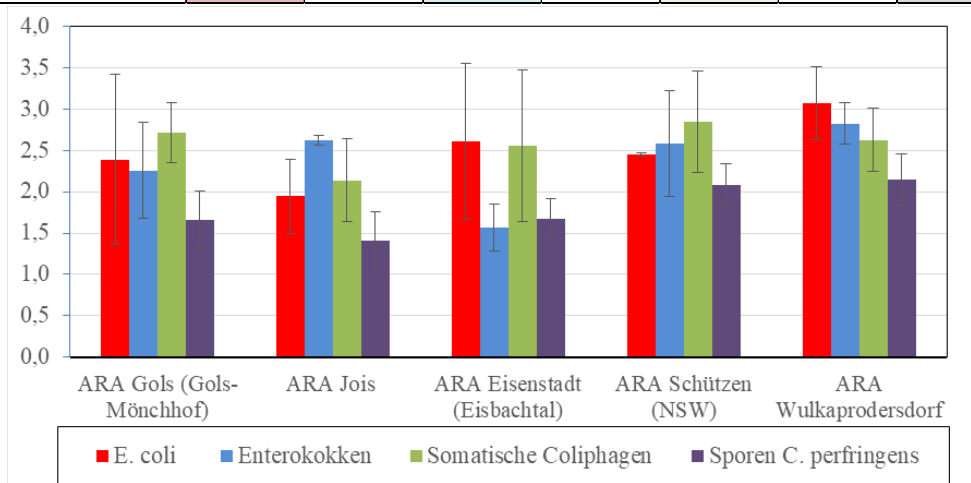


Abbildung 155: Reduktionen der Mikroorganismen durch die Abwasserreinigungsanlagen (ARA) dargestellt als Mittelwerte und Standardabweichungen der Ergebnisse der beiden Untersuchungsreihen

#### 2.6.3.1.2 ABWASSERREINIGUNGSANLAGE (ARA) GOLS (GOLS/MÖNCHHOF)

Bei beiden Zuläufen Gols und Mönchhof war *E. coli* in der höchsten Konzentration vorhanden, gefolgt von somatischen Coliphagen und Enterokokken. Sporen von *Clostridium perfringens* machten wie bei den anderen ARA nur etwa 1 % der Konzentration von *E. coli* aus. Unterschiedlich bei den beiden Zuläufen, bezogen auf den Median, war die niedrigere Konzentration an Enterokokken im Zulauf Mönchhof. Im zeitlichen Verlauf der 14 Untersuchungsreihen variierten die Konzentrationen der einzelnen Mikroorganismen in den Zuläufen um mehr als eine log-Stufe. Die Ergebnisse sind in Abbildung 156 und in Tabelle 83 dargestellt. Der Ablauf der ARA wies große Unterschiede zwischen den Minimum- und Maximumkonzentrationen der Mikroorganismen auf. So lag z.B. die Konzentration an Enterokokken im Ablauf der ARA im Untersuchungszeitraum zwischen 80 und 13.000 Enterokokken pro 100 ml. Aufgrund ihrer höheren Beständigkeit stieg nach der Abwasserreinigung erwartungsgemäß der prozentuelle Anteil an Sporen von *C. perfringens* bezogen auf die Konzentration an *E. coli* von 1% auf 6%. Der relative Anteil der übrigen fäkalen Mikroorganismen änderte sich durch die Abwasserreinigung nicht (Tabelle 83).

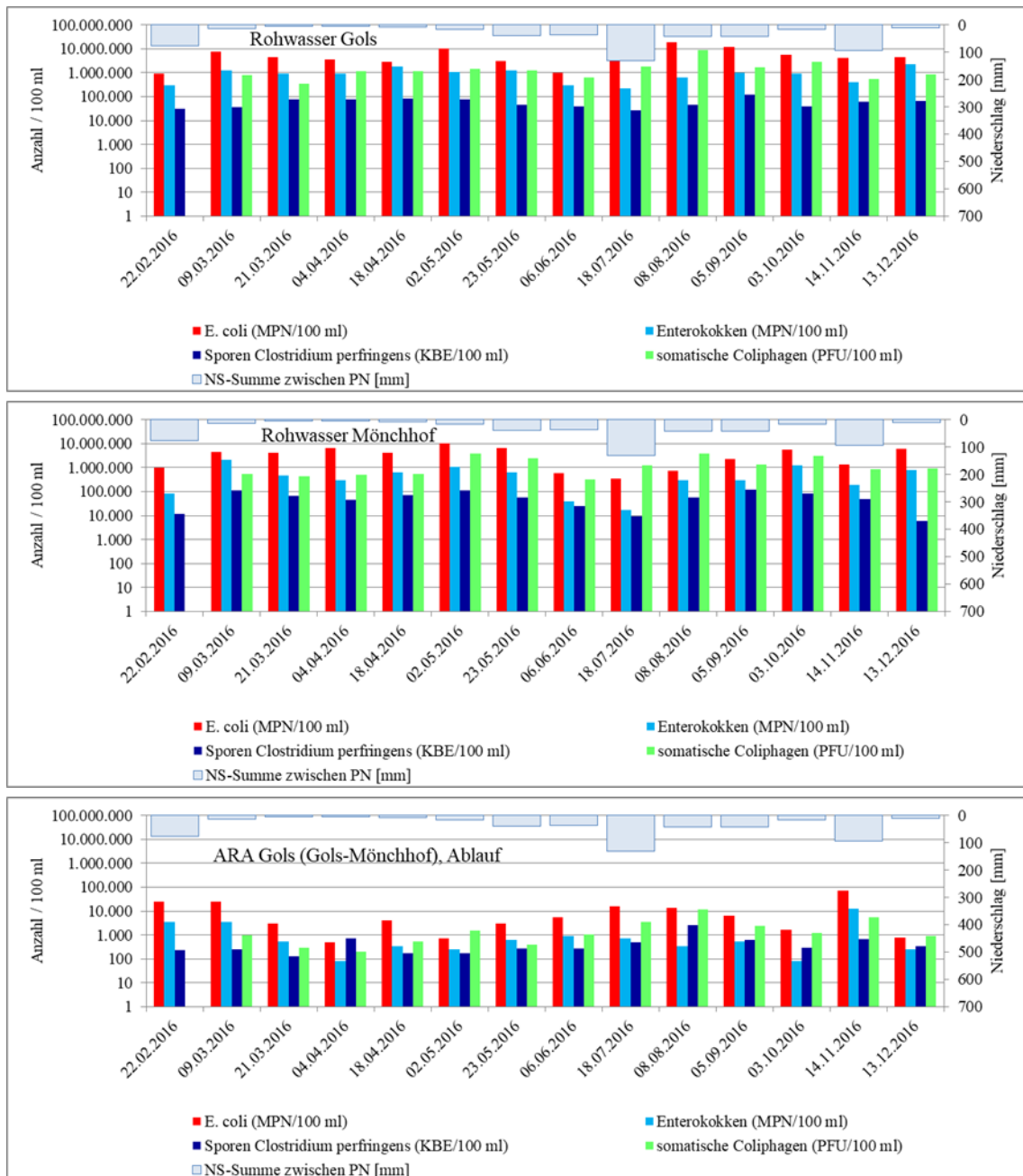


Abbildung 156: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen der beiden Zuläufe und des Ablaufs der ARA Gols (Gols-Mönchhof). Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet.

Betrachtet man die Reduktionen, die durch die Abwasserreinigung erzielt wurden, lagen diese für *E. coli*, Enterokokken und somatische Coliphagen im Mittelwert zwischen log 2,8 und log 3,0. Bei den Sporen von *C. perfringens* war die Reduktion mit log 2,1 am niedrigsten. Wie bei den Konzentrationen traten große Schwankungen in der Reinigungsleistung auf. Die Schwankungsbreiten betragen log 2,6 bei *E. coli* und Enterokokken sowie log 1,6 und log 1,4 bei somatischen Coliphagen und Sporen von *C. perfringens*. Diese Daten sind in Tabelle 84 zusammengestellt.



TABELLE 85: ZUSAMMENSTELLUNG DER KONZENTRATIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE) AN *E. COLI*, ENTEROKOKKEN, SOMATISCHEN COLIPHAGEN UND SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* IN DEN ZULÄUFEN UND IM ABLAUF DER ARA GOLS (GOLS-MÖNCHHOF)

Konzentration / 100 ml	ARA Zulauf Gols (Rohabwasser)				ARA Zulauf Mönchhof (Rohabwasser)				ARA Ablauf (Reinigung)			
	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	5.910.714	932.857	1.786.154	57.929	3.800.000	584.429	1.518.462	58.286	12.546	1.762	2.319	507
STABW	4.884.283	569.878	2.182.474	25.677	2.901.127	573.848	1.271.691	38.029	18.624	3.427	3.135	603
Geom. Mittelwert	4.380.353	763.220	1.225.264	53.047	2.534.845	321.311	1.087.876	42.337	4.971	607	1.214	359
Median	4.500.000	900.000	1.180.000	52.500	4.000.000	375.000	890.000	55.000	4.750	550	1.070	285
Verhältnis (%) Median/ <i>E. coli</i> )	100	20	26	1	100	9	22	1	100	12	23	6
Minimum	950.000	220.000	350.000	26.000	350.000	17.000	310.000	6.000	500	80	200	130
Maximum	19.000.000	2.200.000	8.700.000	120.000	10.000.000	2.100.000	3.700.000	120.000	70.000	13.000	11.400	2.500
Anzahl Proben	14	14	13	14	14	14	13	14	14	14	13	14

TABELLE 86: ZUSAMMENSTELLUNG DER REDUKTIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE) VON *E. COLI*, ENTEROKOKKEN, SOMATISCHEN COLIPHAGEN UND SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* DURCH DIE MECHANISCH-BIOLOGISCHE REINIGUNG DER ARA GOLS (GOLS-MÖNCHHOF)

ARA, Reduktion Reinigung				
log Reduktionen (Zulauf, Rohabwasser) - (Ablauf, nach Reinigung)				
Datum	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
22.02.2016	1,59	1,66		1,90
09.03.2016	2,37	2,66	2,82	2,39
21.03.2016	3,15	3,06	3,12	2,73
04.04.2016	3,98	3,81	3,59	1,92
18.04.2016	2,92	3,49	3,17	2,64
02.05.2016	4,15	3,63	3,18	2,73
23.05.2016	3,17	3,17	3,64	2,25
06.06.2016	2,15	2,08	2,61	2,06
18.07.2016	1,89	1,94	2,63	1,49
08.08.2016	2,43	3,10	2,70	1,30
05.09.2016	2,90	3,00	2,80	2,30
03.10.2016	3,51	4,11	3,40	2,30
14.11.2016	1,51	1,33	2,07	1,93
13.12.2016	3,84	3,72	2,98	1,75
<b>Mittelwert</b>	<b>2,83</b>	<b>3,01</b>	<b>2,98</b>	<b>2,14</b>
<b>STABW</b>	<b>0,87</b>	<b>0,82</b>	<b>0,44</b>	<b>0,45</b>
<b>MEDIAN</b>	<b>2,91</b>	<b>3,10</b>	<b>2,98</b>	<b>2,25</b>
<b>Minimum:</b>	<b>1,51</b>	<b>1,33</b>	<b>2,07</b>	<b>1,30</b>
<b>Maximum:</b>	<b>4,15</b>	<b>4,11</b>	<b>3,64</b>	<b>2,73</b>
Anzahl Proben	14	14	13	14

### 2.6.3.1.3 ABWASSERREINIGUNGSANLAGE (ARA) SCHÜTZEN (NEUSIEDLER SEE-WESTUFER)

Der Zulauf der ARA Schützen (Reinholdungsverband Region Neusiedler See- Westufer (RHV-NSW)) umfasst das Abwasser von neun Gemeinden (Mörbisch, Rust, Oggau, Oslip, Schützen, Donnerskirchen, Purbach, Breitenbrunn, Winden).

Im zeitlichen Verlauf der fünf Untersuchungsserien zeigten die Konzentrationen der einzelnen Mikroorganismen im Zulauf und im Ablauf sehr große Unterschiede, teilweise um mehr als eine Größenordnung (Abbildung 157). Dies war vor allem bei den Konzentrationen an *E. coli* und den Sporen von *C. perfringens* ausgeprägt ersichtlich. Im Vergleich zu den Zuläufen der ARA Gols lagen die Konzentrationen an *E. coli* um ein Mehrfaches höher. Auffallend bei der prozentuellen Zusammensetzung der Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen war im Vergleich zu den anderen Zuläufen (Podersdorf, Gols, Mönchhof) der deutlich geringere Anteil an Enterokokken und somatischen Coliphagen. Diese Ergebnisse sind in Tabelle 85 dargestellt.

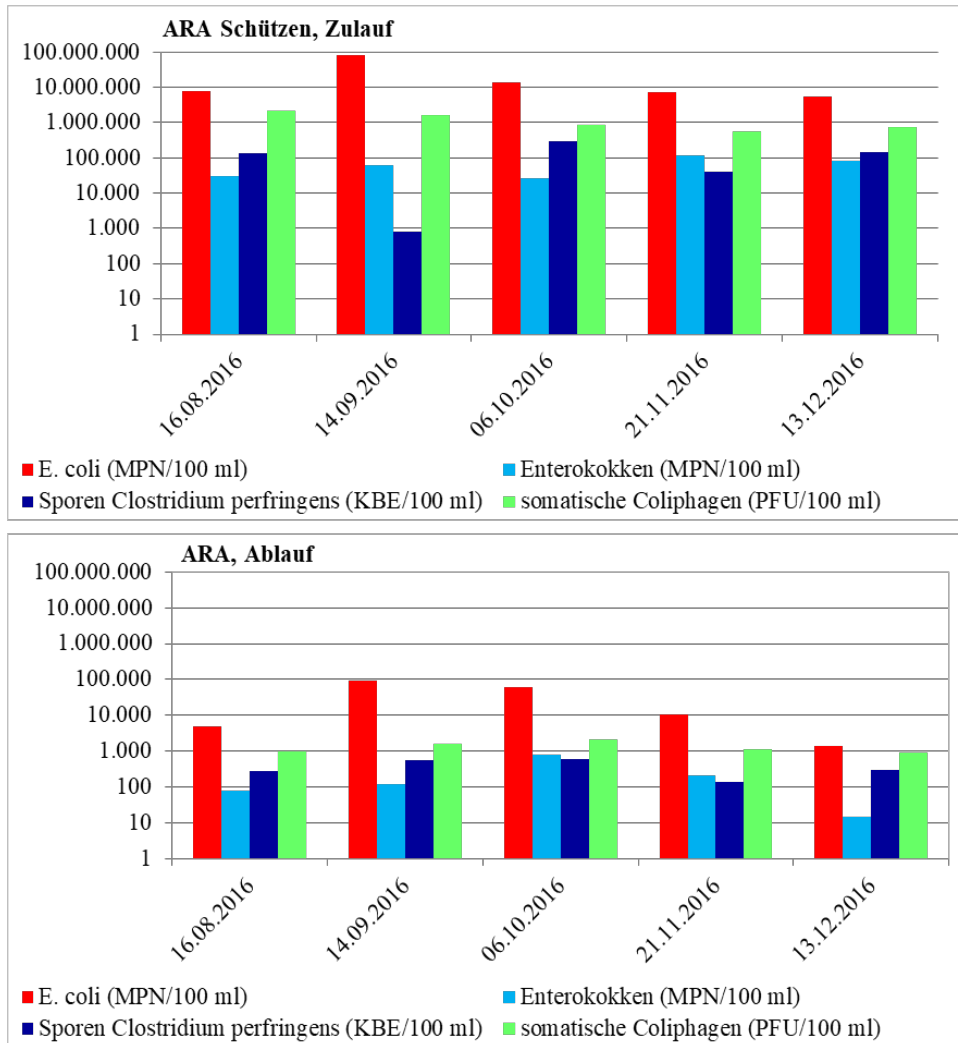


Abbildung 157: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen im Zulauf und Ablauf der ARA Schützen.

TABELLE 87: ZUSAMMENSTELLUNG DER KONZENTRATIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE) AN *E. COLI*, ENTEROKOKKEN, SOMATISCHEN COLIPHAGEN UND SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* IM ZULAUF UND ABLAUF DER ARA SCHÜTZEN

Konzentration / 100 ml	ARA Zulauf (Rohabwasser)				ARA Ablauf (Reinigung)			
	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
<b>Mittelwert</b>	<b>23.000.000</b>	<b>63.200</b>	<b>1.188.000</b>	<b>126.160</b>	<b>34.480</b>	<b>245</b>	<b>1.341</b>	<b>374</b>
STABW	32.021.477	38.745	662.246	116.317	41.318	318	499	194
<b>Geom. Mittelwert</b>	<b>12.988.123</b>	<b>53.765</b>	<b>1.049.321</b>	<b>45.803</b>	<b>13.442</b>	<b>119</b>	<b>1.274</b>	<b>329</b>
<b>Median</b>	<b>8.000.000</b>	<b>60.000</b>	<b>860.000</b>	<b>140.000</b>	<b>11.000</b>	<b>120</b>	<b>1.120</b>	<b>300</b>
<b>Verhältnis (%) Median/ <i>E. coli</i></b>	<b>100</b>	<b>1</b>	<b>11</b>	<b>2</b>	<b>100</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>3</b>
<b>Minimum</b>	5.500.000	26.000	570.000	800	1.400	15	900	140
<b>Maximum</b>	<b>80.000.000</b>	<b>120.000</b>	<b>2.100.000</b>	<b>300.000</b>	<b>95.000</b>	<b>800</b>	<b>2.100</b>	<b>600</b>
Anzahl Proben	5	5	5	5	5	5	5	5

Betrachtet man die Leistung der Abwasserreinigung so wurden im Mittelwert Reduktionen von log 3,0 für *E. coli*, log 2,9 für somatische Coliphagen und log 2,7 für Enterokokken erzielt. Die geringste Reduktion wiesen die Sporen von *C. perfringens* mit log 2,1 auf (Tabelle 86).

TABELLE 88: ZUSAMMENSTELLUNG DER REDUKTIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE) VON *E. COLI*, ENTEROKOKKEN, SOMATISCHEN COLIPHAGEN UND SPOREN VON *CLOSTRIDIUM PERFRINGENS* DURCH DIE MECHANISCH-BIOLOGISCHE REINIGUNG DER ARA SCHÜTZEN

ARA, Reduktion Reinigung				
log Reduktionen (Zulauf, Rohabwasser) - (Ablauf, nach Reinigung)				
Datum	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
16.08.2016	3,20	2,57	3,32	2,70
14.09.2016	2,93	2,70	3,02	0,16
06.10.2016	2,37	1,51	2,61	2,70
21.11.2016	2,83	2,76	2,71	2,46
13.12.2016	3,59	3,73	2,91	2,70
<b>Mittelwert</b>	<b>2,99</b>	<b>2,65</b>	<b>2,92</b>	<b>2,14</b>
<b>STABW</b>	<b>0,45</b>	<b>0,79</b>	<b>0,28</b>	<b>1,11</b>
<b>Median</b>	<b>2,93</b>	<b>2,70</b>	<b>2,91</b>	<b>2,70</b>
<b>Minimum</b>	<b>2,37</b>	<b>1,51</b>	<b>2,61</b>	<b>0,16</b>
<b>Maximum</b>	<b>3,59</b>	<b>3,73</b>	<b>3,32</b>	<b>2,70</b>
Anzahl Proben	5	5	5	5

#### 2.6.3.1.4 GOLSER KANAL

Der Verlauf des Golser Kanals und die Probenahmestellen sind in Abbildung 129 (ARBEITSPAKET 5) und in Abbildung 158 dargestellt. Ausgehend von dem Beobachtungspunkt vor der Einleitungsstelle des Ablaufs der ARA Gols-Mönchhof waren Probenahmestellen nach der ARA, nach der Bahnbrücke, vor dem Venturikanal (Wehranlage), beim Radweg am See und beim linken und rechten Schönungsteich (Ablauf in den See) in die Untersuchung einbezogen.

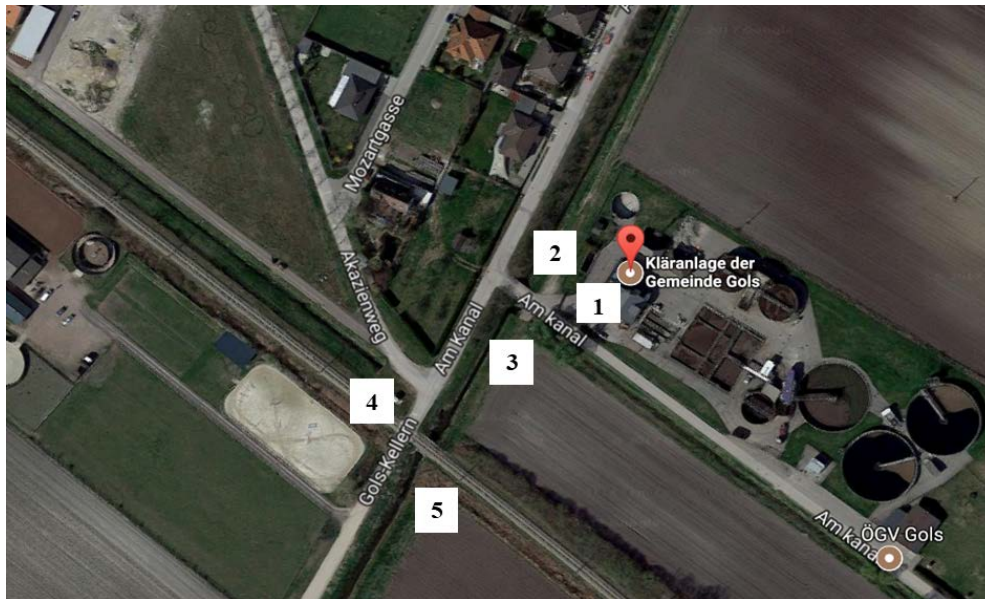


Abbildung 158: Probenahmestellen am Golser Kanal im Bereich der ARA Gols-Mönchhof: (1) ARA, Ablauf, (2) vor ARA, (3) nach ARA, (4) Zulauf Graben, Höhe Akazienweg, (5) nach Bahnbrücke (Quelle: Google Maps)

Der zeitliche Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *C. perfringens* an den Beobachtungspunkten am Golser Kanal sind in Abbildung 159 und in Abbildung 160 ersichtlich. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind den Konzentrationen an Mikroorganismen gegenübergestellt. Bei den Angaben der Niederschlagsmengen ist zu beachten, dass die zeitlichen Abstände zwischen den Probenahmen nicht gleichmäßig verteilt waren (wöchentlich bis monatlich) und dass die als Balken dargestellten Niederschlagssummen keine Information über die Intensität des Niederschlags (Menge pro Zeiteinheit) geben.

Abbildung 159 stellt die Ergebnisse an den drei Probenahmestellen im Bereich der ARA Gols-Mönchhof dar. Es zeigte sich, dass im Golser Kanal vor der Einleitung des Ablaufs der ARA hohe Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen, speziell an jenen, die eine höhere Persistenz aufweisen, nämlich somatische Coliphagen und Sporen von *C. perfringens*, vorhanden waren. An der Probenahmestelle nach der Einleitung des gereinigten Abwassers („nach ARA“) dominierte *E. coli*, als Indikator für frischen fäkalen Eintrag. Die Proben am Beobachtungspunkt „nach Bahnbrücke“ unterschieden sich nicht wesentlich von jenen, unmittelbar nach der ARA entnommenen Proben. Auch hier trat *E. coli*, im Vergleich zu den anderen fäkalen Mikroorganismen, in den höchsten Konzentrationen auf.

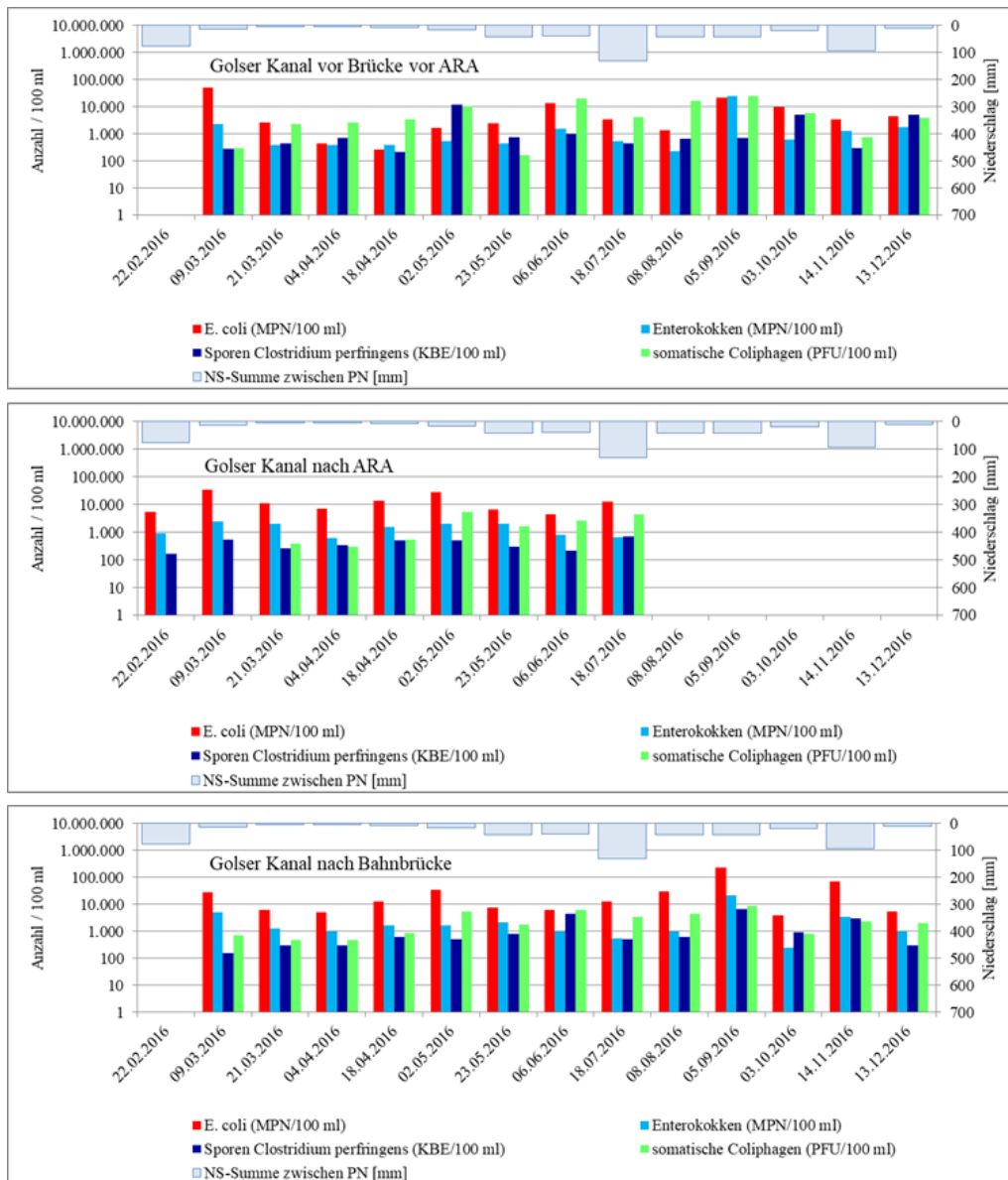


Abbildung 159: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen in den Proben an ausgewählter Stellen entlang des Golser Kanals. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet.

An den Probenahmestellen bei Venturikanal (Wehranlage), etwa 6,5 km Kanal-abwärts von der ARA gelegen, und bei Schönungsteich, rechts (Ablauf in den See), ca. 1,5 km vom Venturikanal und ca. 8 km von der ARA entfernt, lagen die Konzentrationen an fäkalen Mikroorganismen um etwa eine Zehnerpotenz niedriger als an den Probenahmestellen im Bereich der ARA Gols-Mönchhof (Abbildung 163). Auffallend waren die erhöhten Konzentrationen an Mikroorganismen an jenen Probenahmeterminen, denen Niederschläge vorangegangen waren. Gut ersichtlich war dies an den Probenahmeterminen 22.02.2016, 06.06.2016 und 14.11.2016 und hierbei besonders an der Probenahmestelle Schönungsteich, rechts (Ablauf in den See). Diese Proben wiesen auch unerwartet hohe Konzentrationen an somatische Coliphagen auf.

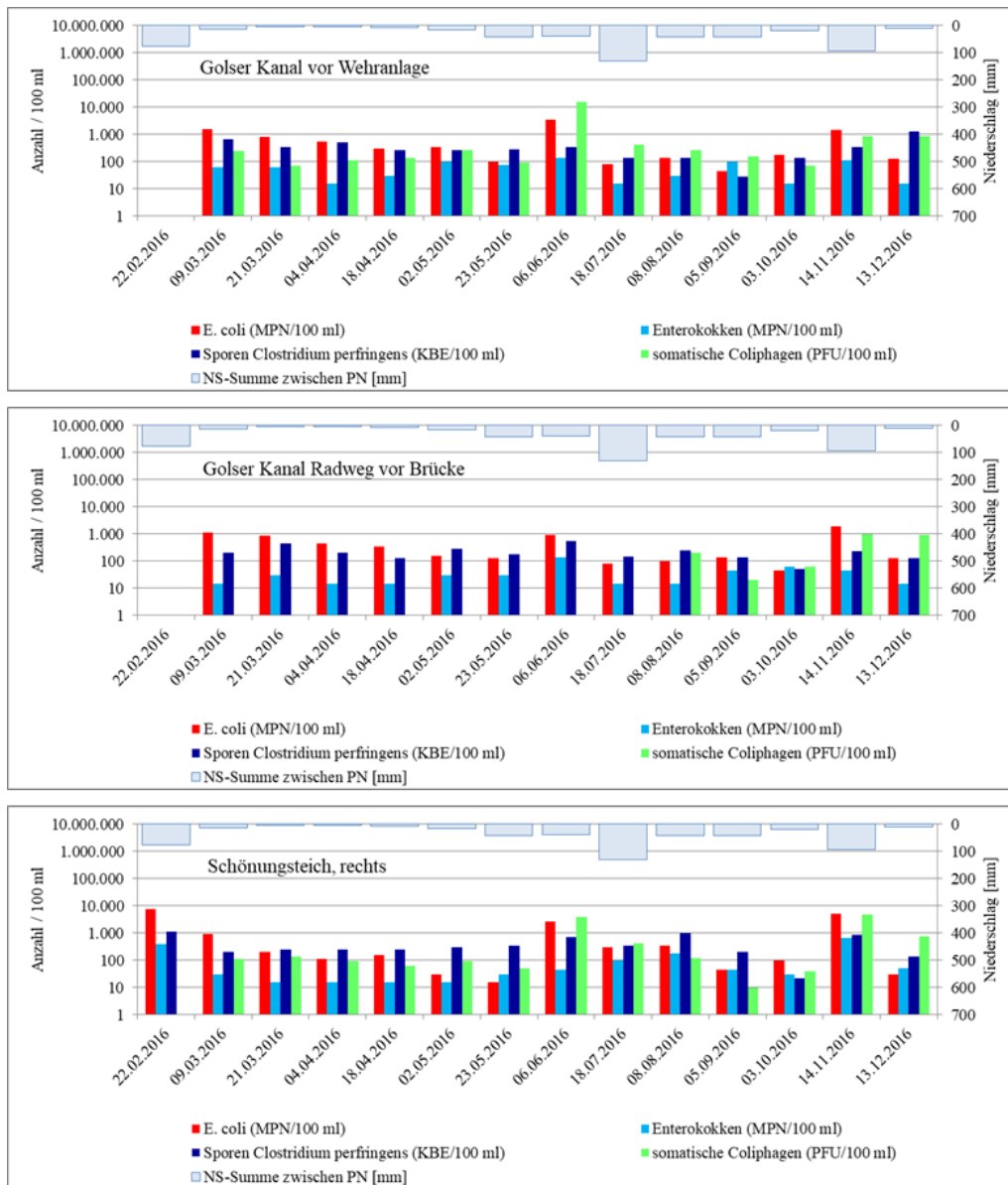


Abbildung 160: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen in den Proben an ausgewählter Stellen entlang des Golser Kanals. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet.

In den Boxplot-Darstellungen über die 14 Untersuchungsserien während des Beobachtungszeitraums über den gesamten Golser Kanal zeigten sich deutliche Unterschiede im Verhalten der einzelnen fäkalen Mikroorganismen. Betrachtet man den Verlauf der Mediane der Konzentration an *E. coli*, dargestellt in Abbildung 161, beginnt dieser im Bereich von  $4 \cdot 10^6$  *E. coli*/100 ml in den ungereinigten Zuläufen der ARA. Die Konzentration im Ablauf der ARA (4.000 *E. coli*/100 ml) unterschied sich nur unwesentlich von jener im Golser Kanal vor der Einleitung des Ablaufs der ARA. Anschließend kam es im Bereich der Bahnbrücke zu einer Zunahme der Konzentration, speziell auch zeitlich punktuell in Folge von Niederschlagsereignissen. Diese sind in der Boxplot-Darstellung durch die eingezeichneten Aussenwerte ersichtlich. Auf der Strecke zum Venturikanal erfolgte eine Reduktion um den Faktor 100 zu einem Medianwert im Bereich von 200 *E. coli*/100 ml, der bis zum Ablauf in den See unverändert blieb. Hinzuweisen ist auf die Variabilität der Konzentration an der Probenahmestelle Schönungsteich, Ablauf in den See. Die maximale Konzentration an dieser Stelle betrug 7.500 *E. coli*/100 ml.



Der Verlauf der Konzentration an Enterokokken (Abbildung 162) war sehr ähnlich jenem der Konzentration an *E. coli*. Allerdings war festzustellen, dass der Golser Kanal, vor der Einleitung des gereinigten Abwassers, im Vergleich zum Ablauf der ARA eine sogar etwas höhere Konzentration an Enterokokken aufwies. An der Probenahmestelle nach ARA und nach Bahnbrücke lagen vergleichbare Konzentration vor.

Eine hohe Variabilität zeigte der Zulauf Graben (Akazienweg), der einen Maximalwert von 1.800 Enterokokken/100 ml aufwies. Zwischen Bahnbrücke und Venturikanal (Wehranlage) trat eine deutliche Abnahme und eine gleichbleibende Konzentration (Median) bis zum Ablauf in den See auf. Auffallend waren die vielen Aussenwerte im gesamten Verlauf, die das Auftreten temporär hoher Konzentrationen anzeigen. Der Maximalwert an der Probenahmestelle Schönungsteich rechts, Ablauf in den See betrug 650 Enterokokken/100 ml.

Anders verhielten die Sporen von *C. perfringens* (Abbildung 163). Aufgrund ihrer hohen Persistenz lagen die Konzentrationen über den gesamten Verlauf in derselben Größenordnung, eine Reduktion war nur unwesentlich gegeben. Die höchsten Werte traten interessanterweise an der Probenahmestelle im Golser Kanal vor der Einleitung des Ablaufs der ARA (Maximalwert 12.000 Sporen/100 ml) auf, diese waren sogar höher als jene im Ablauf der ARA (Maximalwert 2.500 Sporen/100 ml). Das weist auf einen fäkalen Eintrag in den Golser Kanal oberhalb der ARA hin. An der Probenahmestelle Golser Kanal nach Bahnbrücke traten ebenfalls mehrfach erhöhte Sporenkonzentrationen, somit verstärkte fäkale Verunreinigungen auf.

Die Konzentrationen des viralen Fäkalindikators (somatische Coliphagen) entlang des Golser Kanals sind in Abbildung 164 dargestellt. An der Probenahmestelle Golser Kanal vor ARA trat sowohl der höchste Median der Konzentrationen (3.830 Phagen/100 ml) als auch der höchste Maximalwert (25.000 Phagen/100 ml) auf. Dies zeigt, dass ein bedeutender fäkaler Eintrag bereits vor der Einleitung des Ablaufs der ARA stattgefunden hat. Hohe Konzentrationen waren auch im Zulauf Graben (Akazienweg) zu verzeichnen. Im Gegensatz zu den vegetativen Fäkalbakterien *E. coli* und Enterokokken nahm die Konzentration an den somatischen Coliphagen im Verlauf des Golser Kanals von der Bahnbrücke bis zum Venturikanal um weniger als den Faktor 10 ab. Die Konzentration blieb bis zum Schönungsteich, rechts (Ablauf in den See) unverändert. Die vorhandenen Außenwerte zeigen an, dass es zu temporärem hohen Einträgen kam (Maximalwert 4.610 somatische Coliphagen/100ml).

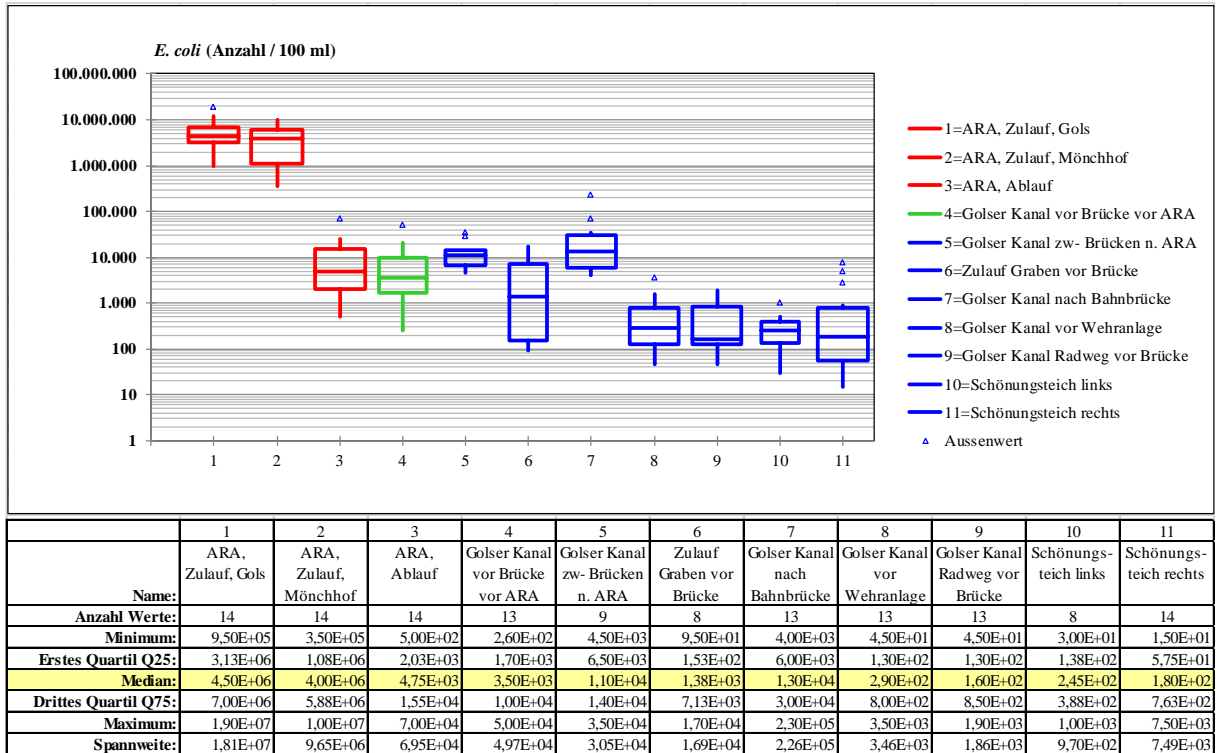


Abbildung 161: Verlauf der Konzentrationen an E. coli in den Proben der ARA Gols/Mönchhof und entlang des Golser Kanals

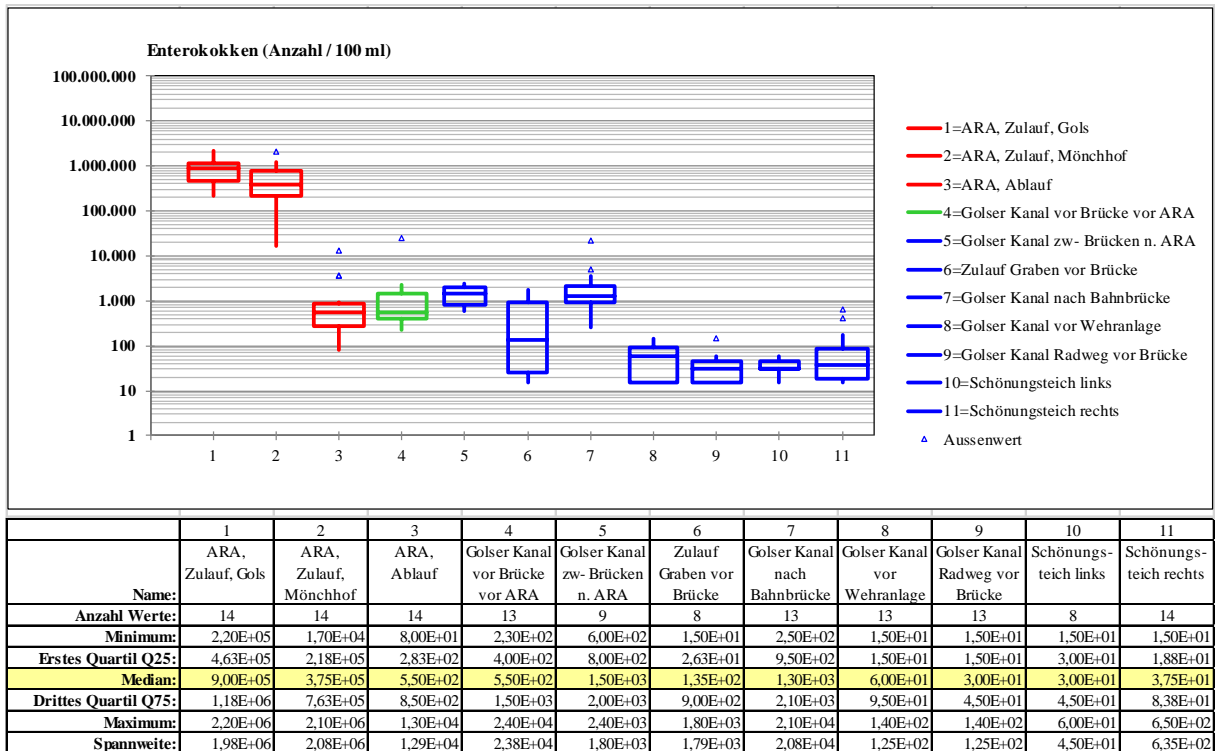


Abbildung 162: Verlauf der Konzentrationen an Enterokokken in den Proben der ARA Gols/Mönchhof und entlang des Golser Kanals

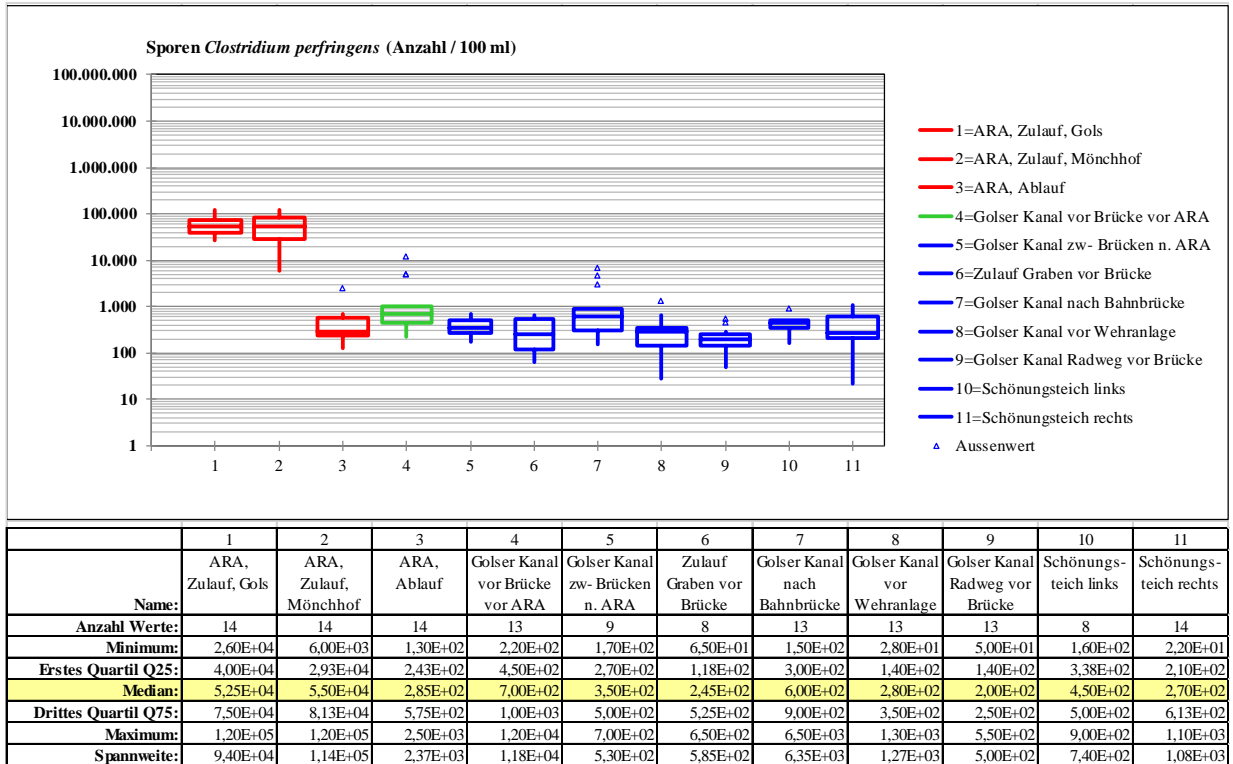


Abbildung 163: Verlauf der Konzentrationen an Sporen von Clostridium perfringens in den Proben der ARA Gols/Mönchhof und entlang des Golser Kanals

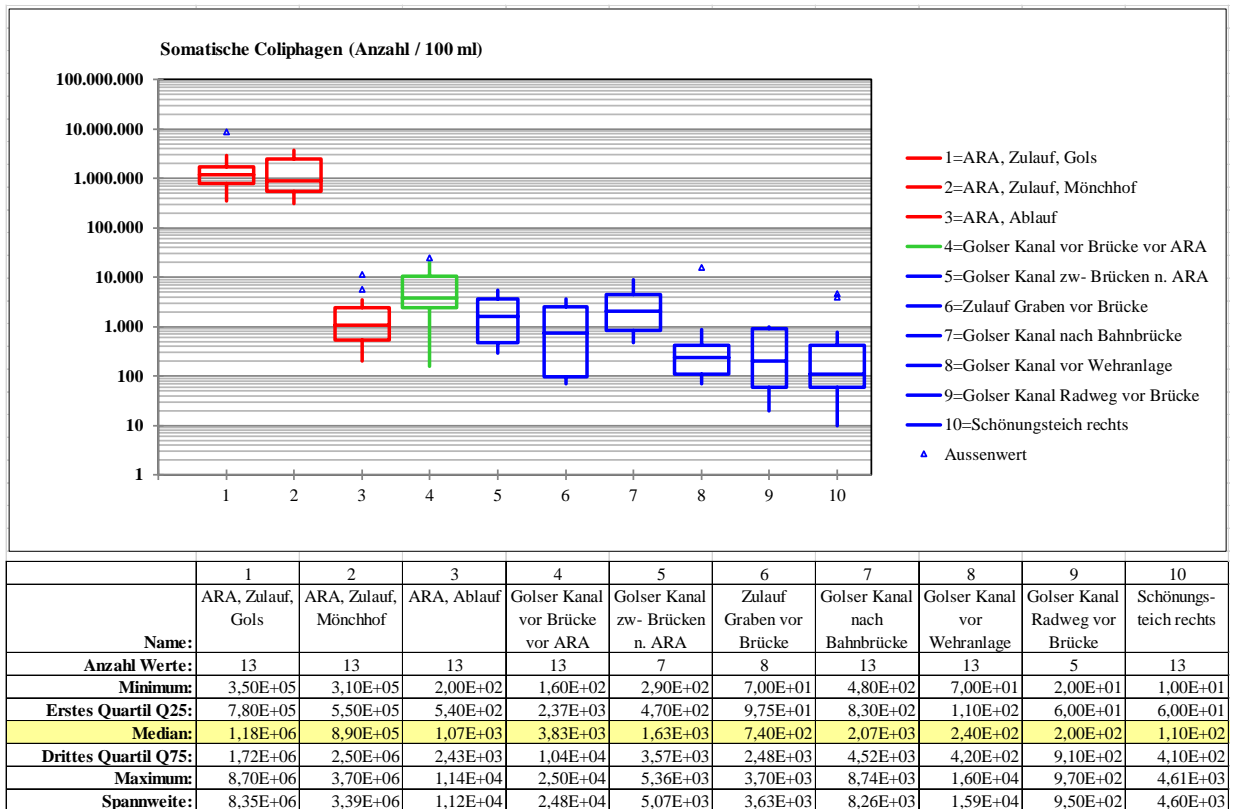


Abbildung 164: Verlauf der Konzentrationen an somatischen Coliphagen in den Proben der ARA Gols/Mönchhof und entlang des Golser Kanals

## 2.6.3.1.5 WULKA

Der Verlauf des untersuchten Bereiches der Wulka und die Probenahmestellen sind in Abbildung 130 (ARBEITSPAKET 5) dargestellt. Ausgehend von dem Beobachtungspunkt Wulka, vor der Einleitungsstelle des Ablaufs der ARA Schützen, waren eine Probenahmestelle Wulka, nach der ARA (bei Radbrücke) und Wulka, Zulauf See in die Untersuchung einbezogen.

Die zeitlichen Verläufe der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *C. perfringens* an den Beobachtungspunkten an der Wulka sind in Abbildung 165 dargestellt.

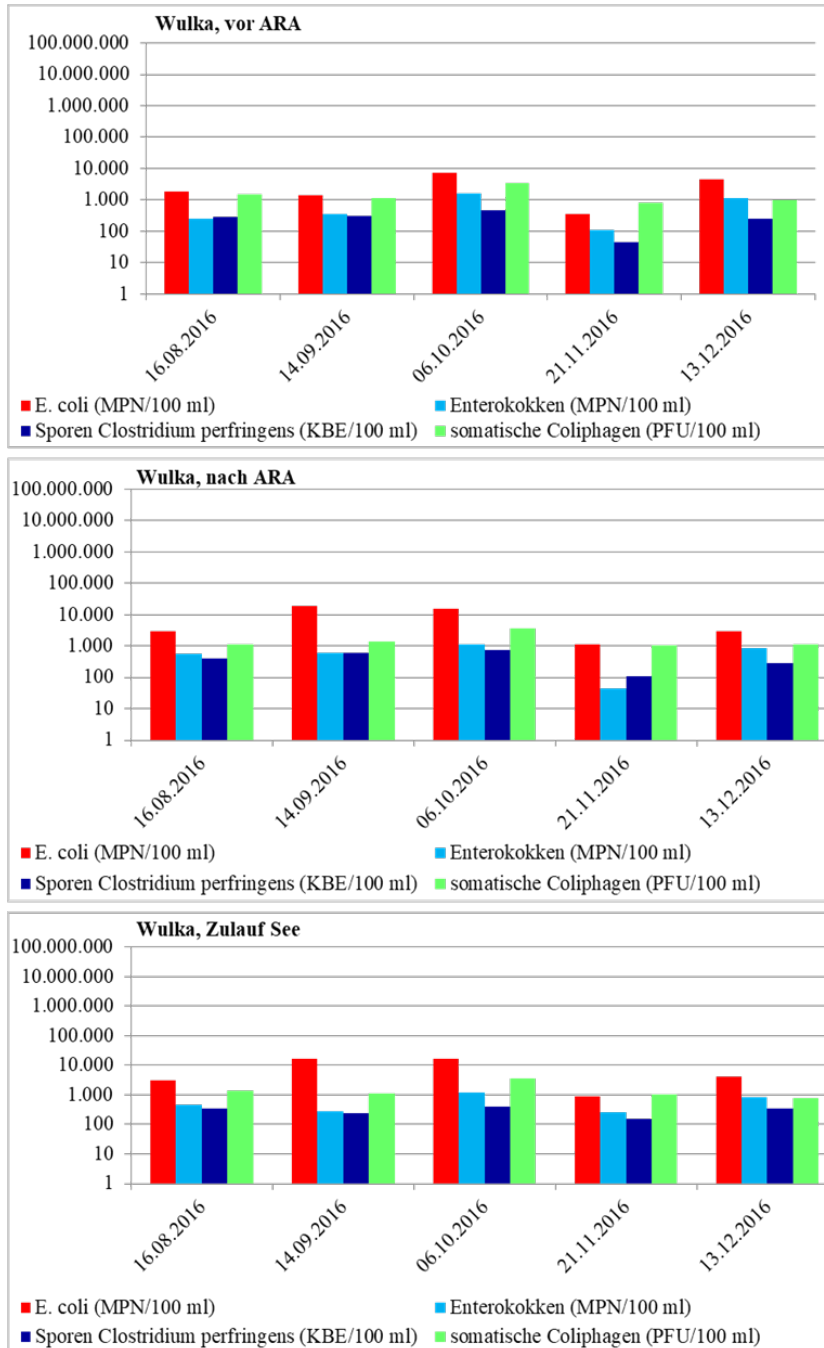


Abbildung 165: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen in den Proben an ausgewählter Stellen entlang der Wulka vor und nach dem Zulauf der ARA Schützen

*E. coli* trat bei allen drei Probenahmestellen in den höchsten Konzentrationen auf, gefolgt von somatischen Coliphagen, Enterokokken und Sporen von *C. perfringens*. Die Schwankungen der Konzentrationen über dem Beobachtungszeitraum waren moderat und bewegten sich jeweils innerhalb einer Größenordnung.

In den Boxplot-Darstellungen der fünf Untersuchungsserien zeigten sich Unterschiede bei den Konzentrationsverläufen der fäkalen Mikroorganismen im Bereich der ARA Schützen. Betrachtet man den Verlauf der Mediane der Konzentration an *E. coli*, dargestellt in Abbildung 166, beginnt dieser im Bereich von  $8 \cdot 10^6$  *E. coli*/100 ml im ungereinigten Zulauf der ARA. Durch die Reinigung wurde eine Abnahme der Konzentration im Ablauf der ARA um annähernd 3 log-Stufen auf 11.000 *E. coli*/100 ml erreicht. Durch den Ablauf der Kläranlage kam es in der Wulka zu einem geringen, statistisch nicht signifikanten Anstieg der Konzentration dieses Fäkalbakteriums von 1.900/100 ml (Wulka, vor ARA) auf 3.000/100 ml (Wulka, bei Radbrücke) bzw. 4.000/100 ml (Wulka, Zulauf See) ( $p=0,22$ ).

Bei den Enterokokken und den Sporen von *C. perfringens* war ein geringer Anstieg der Konzentrationen in der Wulka nach der ARA Schützen ersichtlich (Abbildung 167 und Abbildung 168).

Interessanterweise lagen die Konzentrationen des viralen Fäkalindikators im Ablauf der Kläranlage und an allen drei Beobachtungsstellen an der Wulka einheitlich bei etwa 1.000 somatischen Coliphagen/100 ml (Abbildung 169). Die Konzentration im Zulauf der ARA Schützen betrug 860.000 somatische Coliphagen/100 ml. Mit der Abwasserreinigung wurde eine Reduktion um etwa 3 log-Stufen erreicht.

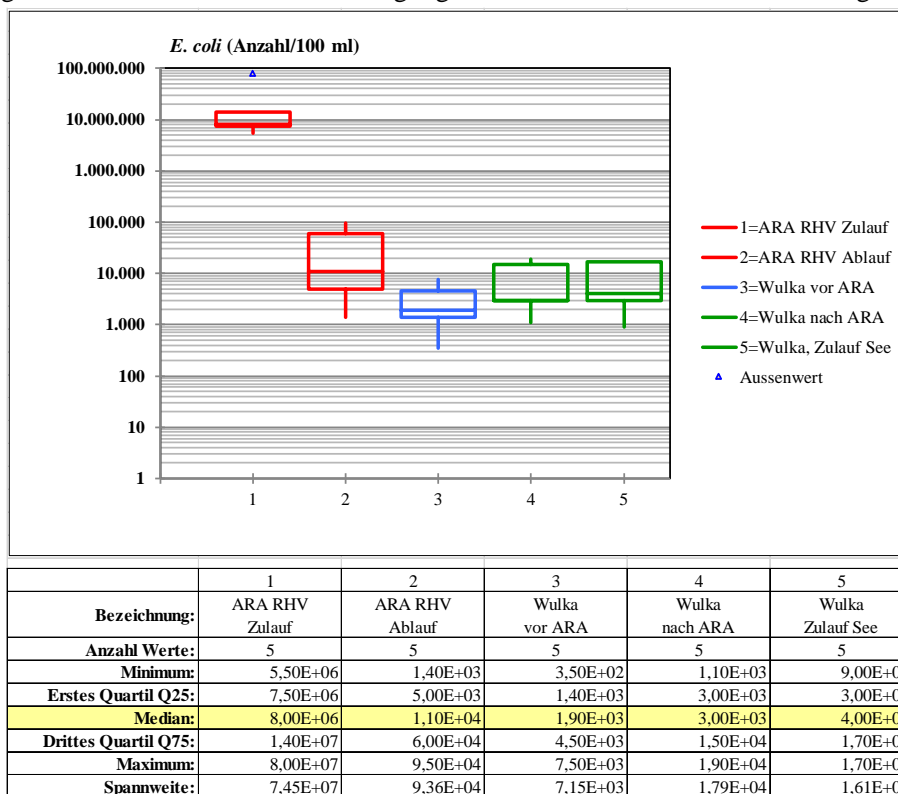
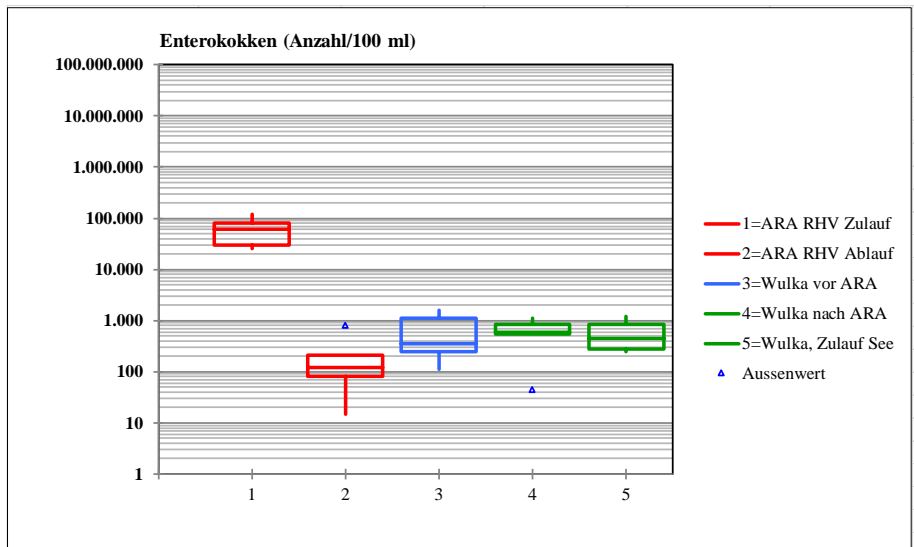
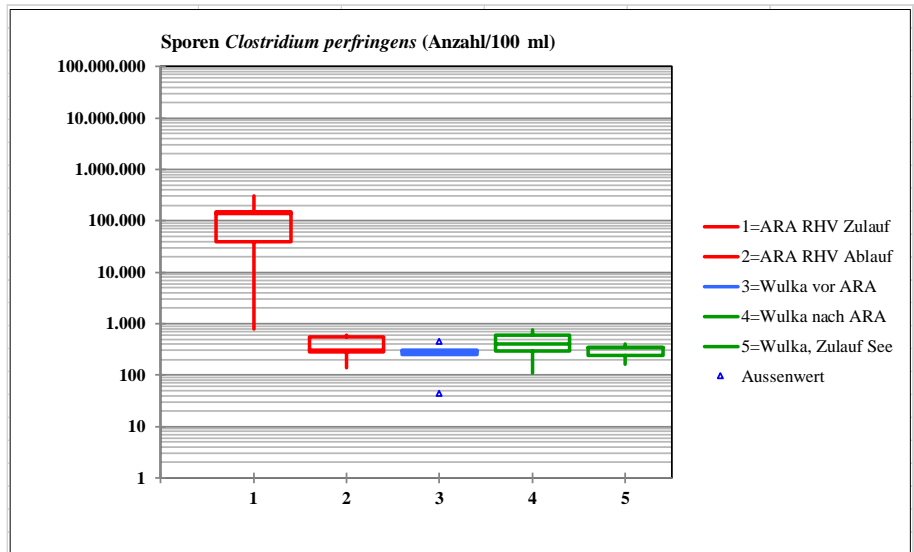


Abbildung 166: Verlauf der Konzentrationen an *E. coli* in der ARA Schützen und entlang der Wulka



	1	2	3	4	5
<b>Bezeichnung:</b>	ARA RHV Zulauf	ARA RHV Ablauf	Wulka vor ARA	Wulka nach ARA	Wulka Zulauf See
<b>Anzahl Werte:</b>	5	5	5	5	5
<b>Minimum:</b>	2,60E+04	1,50E+01	1,10E+02	4,50E+01	2,50E+02
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	3,00E+04	8,00E+01	2,50E+02	5,50E+02	2,80E+02
<b>Median:</b>	6,00E+04	1,20E+02	3,50E+02	6,00E+02	4,50E+02
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	8,00E+04	2,10E+02	1,10E+03	8,50E+02	8,50E+02
<b>Maximum:</b>	1,20E+05	8,00E+02	1,60E+03	1,10E+03	1,20E+03
<b>Spannweite:</b>	9,40E+04	7,85E+02	1,49E+03	1,06E+03	9,50E+02

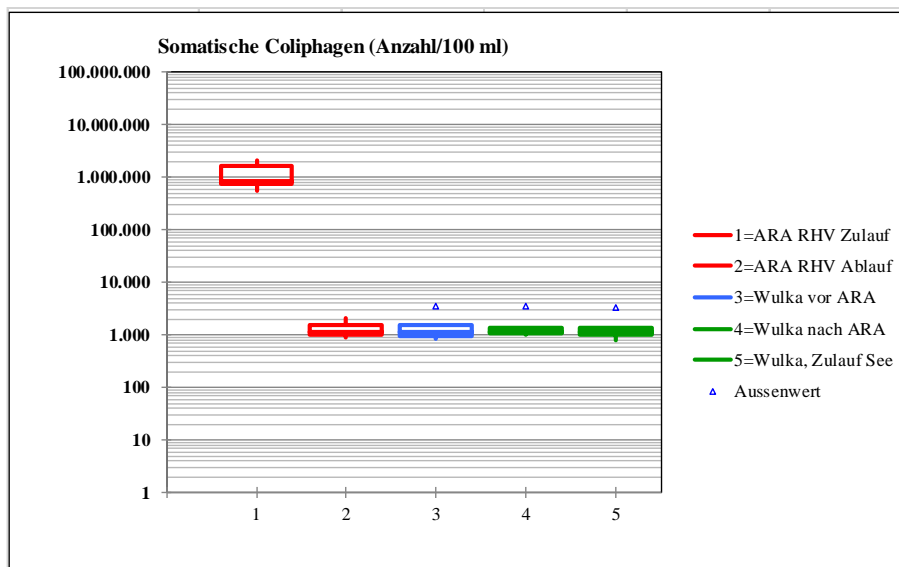
Abbildung 167: Verlauf der Konzentrationen an Enterokokken in der ARA Schützen und entlang der Wulka



	1	2	3	4	5
<b>Bezeichnung:</b>	ARA RHV Zulauf	ARA RHV Ablauf	Wulka vor ARA	Wulka nach ARA	Wulka Zulauf See
<b>Anzahl Werte:</b>	5	5	5	5	5
<b>Minimum:</b>	8,00E+02	1,40E+02	4,50E+01	1,10E+02	1,60E+02
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	4,00E+04	2,80E+02	2,50E+02	2,90E+02	2,40E+02
<b>Median:</b>	1,40E+05	3,00E+02	2,90E+02	4,00E+02	3,50E+02
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	1,50E+05	5,50E+02	3,00E+02	6,00E+02	3,50E+02
<b>Maximum:</b>	3,00E+05	6,00E+02	4,50E+02	7,50E+02	4,00E+02
<b>Spannweite:</b>	2,99E+05	4,60E+02	4,05E+02	6,40E+02	2,40E+02

Abbildung 168: Verlauf der Konzentrationen an Sporen von Clostridium perfringens in der ARA Schützen und entlang der Wulka





	1	2	3	4	5
<b>Bezeichnung:</b>	ARA RHV Zulauf	ARA RHV Ablauf	Wulka vor ARA	Wulka nach ARA	Wulka Zulauf See
<b>Anzahl Werte:</b>	5	5	5	5	5
<b>Minimum:</b>	5,70E+05	9,00E+02	8,20E+02	1,04E+03	8,00E+02
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	7,40E+05	1,00E+03	9,60E+02	1,10E+03	1,03E+03
<b>Median:</b>	8,60E+05	1,12E+03	1,12E+03	1,14E+03	1,15E+03
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	1,67E+06	1,59E+03	1,53E+03	1,38E+03	1,40E+03
<b>Maximum:</b>	2,10E+06	2,10E+03	3,53E+03	3,72E+03	3,51E+03
<b>Spannweite:</b>	1,53E+06	1,20E+03	2,71E+03	2,68E+03	2,71E+03

Abbildung 169: Verlauf der Konzentrationen an somatischen Coliphagen in der ARA Schützen und entlang der Wulka

### 2.6.3.2 PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE UNTERSUCHUNG

#### 2.6.3.2.1 GOLSER KANAL

Die Probenahmestellen am Golser Kanal im Bereich der ARA Gols-Mönchhof sind in Abbildung 170, der gesamte Verlauf des Golser Kanals in Abbildung 129 (ARBEITSPAKET 5) ersichtlich.

Ausgewählte physikalische und chemische Parameter der Proben an den Entnahmestellen im zeitlichen Verlauf des Beobachtungszeitraums sind in Abbildung 171 bis Abbildung 175 dargestellt. Alle Daten finden sich in den Tabellen im ANHANG (Kapitel 7.6).

Vergleicht man die Proben Golser Kanal, vor ARA, Ablauf ARA und die Proben Golser Kanal, nach ARA und nach ARA nach Bahnbrücke (Abbildung 171) war Folgendes festzustellen: Vor der ARA wies das Wasser des Golser Kanals eine höhere Nitrat-, jedoch eine niedrigere Chloridkonzentration als der Ablauf der ARA auf. Durch den Eintrag des Ablaufs der ARA nahm der Nitratgehalt im Wasser des Golser Kanals ab, jener von Chlorid zu. Deutlich niedrigere Ionenkonzentrationen, gemessen als elektrische Leitfähigkeiten, wiesen die Proben vom 02.05.2016 und insbesondere jene vom 06.06.2016 und 14.11.2016 auf. Diesen Terminen waren stärkere Niederschläge vorangegangen, die einen Verdünnungseffekt der Ionenkonzentration im Golser Kanal zur Folge hatten. Das Wasser im Golser Kanal vor ARA wies an zwei Terminen eine hohe Trübung auf (02.05.2016 und 13.12.2016). Die übrigen Parameter zeigten keine auffälligen Schwankungen im Untersuchungszeitraum.

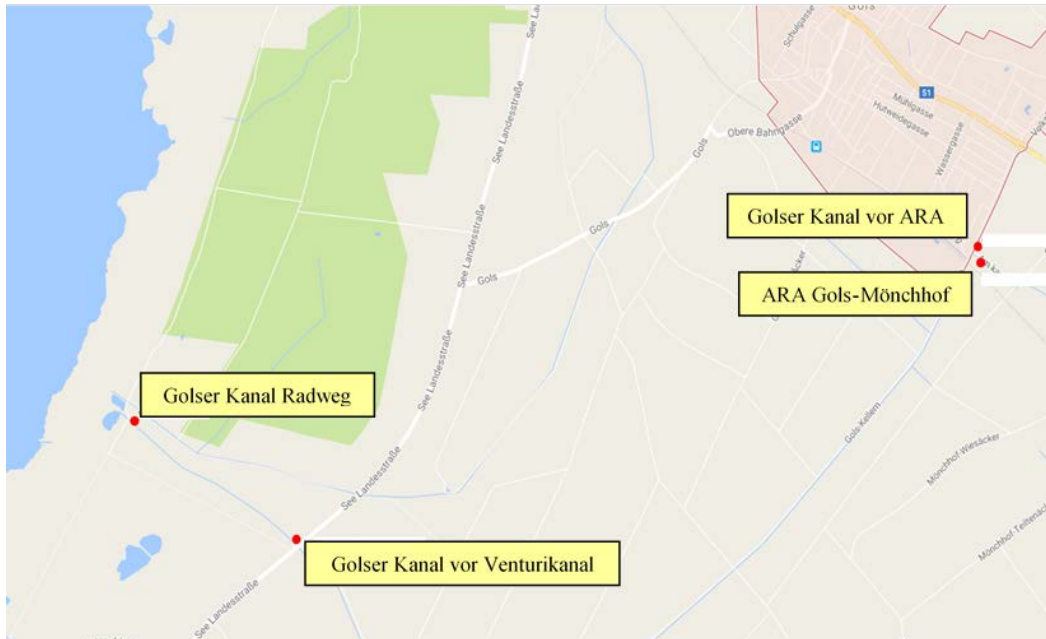


Abbildung 170: Probenahmestellen am Golser Kanal im Bereich der ARA Gols-Mönchhof

Bei dem Graben, der auf der Höhe des Akazienweges in den Golser Kanal mündet, fiel auf, dass die Chloridkonzentration an den beiden Untersuchungstagen im Mai 2016 deutlich höher lag als im übrigen Zeitraum. Die Nitratkonzentration war an diesen Tagen wesentlich niedriger.

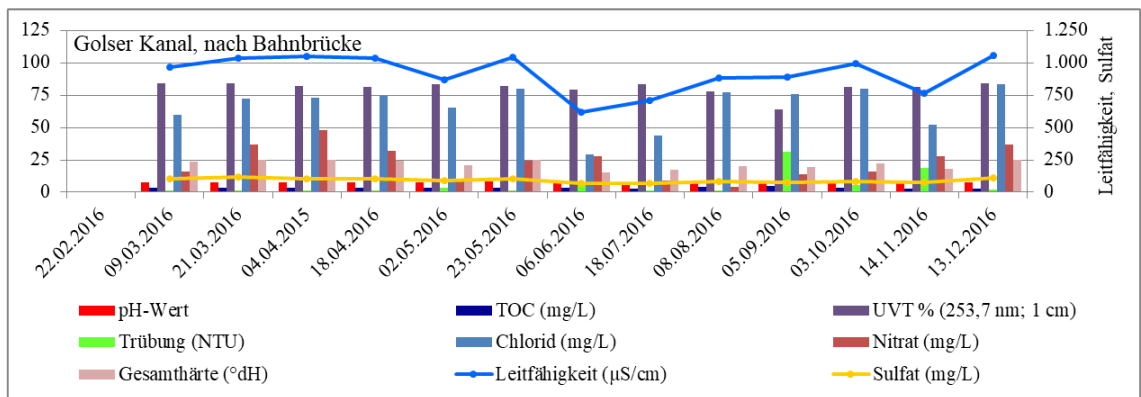
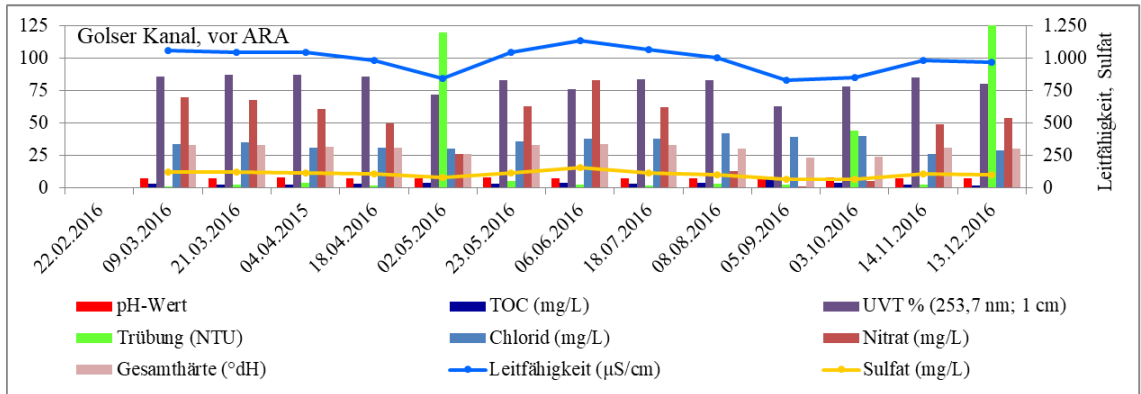
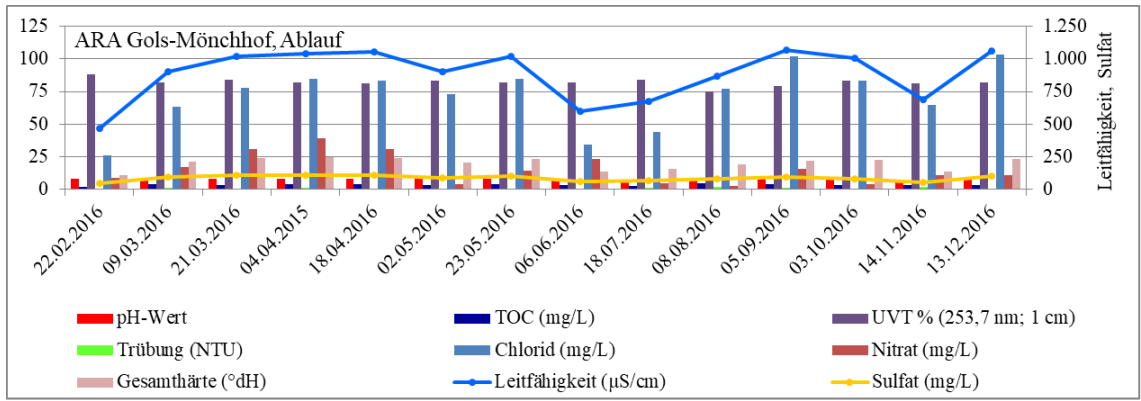


Abbildung 171: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern an den Beobachtungspunkten des Golser Kanals ARA Gols-Mönchhof (ARA, Ablauf), vor ARA und nach ARA, nach Bahnbrücke

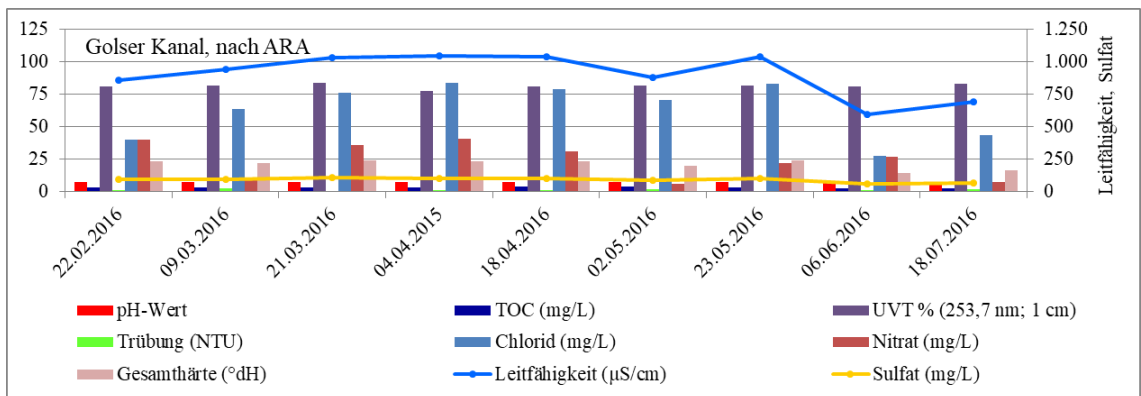


Abbildung 172: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern am Beobachtungspunkt des Golser Kanals, nach ARA Gols-Mönchhof

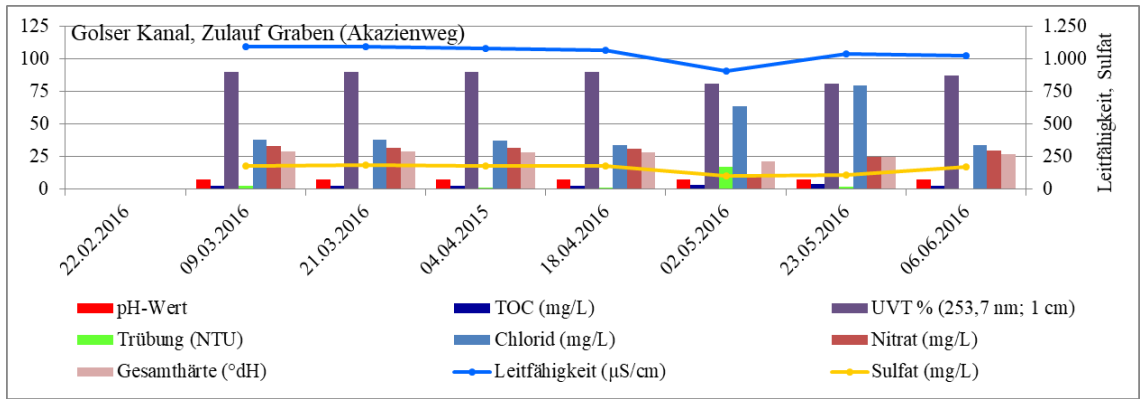


Abbildung 173: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern am Beobachtungspunkt des Zulaufs des Grabens, Höhe Akazienweg

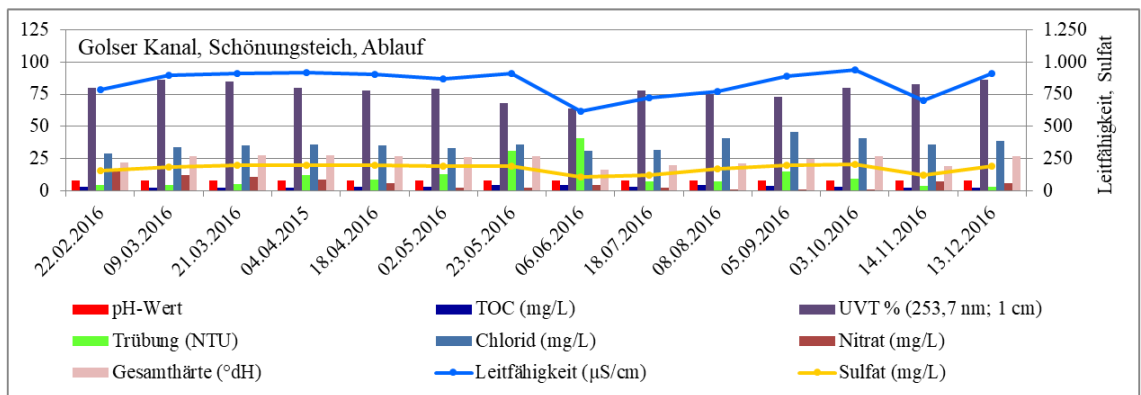
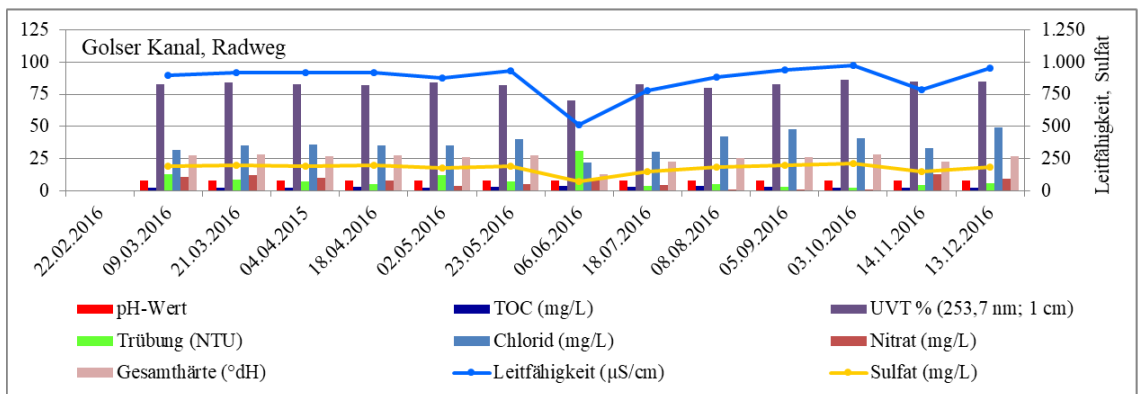
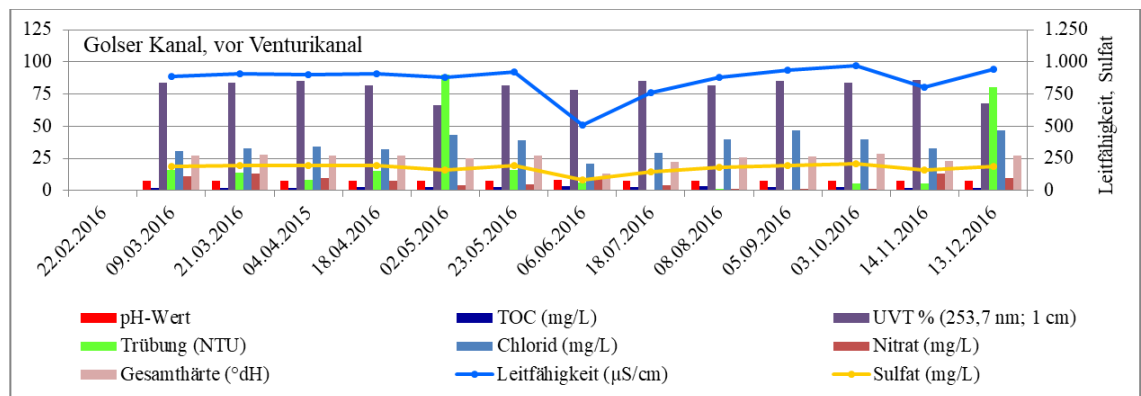


Abbildung 174: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern an den Beobachtungspunkten des Golser Kanals bei Venturikanal, bei Radweg und des Schönungsteichs, Ablauf in den See

Die chemischen und physikalischen Werte der Proben vom Golser Kanal, beim Radweg und jene des Ablaufs vom Schönungsteich wiesen nur unwesentliche Unterschiede auf. Dies zeigt, dass der Schönungsteich keinen Einfluss auf die untersuchten chemischen und physikalischen Parameter des Wassers des Golser Kanals hat. Das bestätigten auch die Ergebnisse der Proben, die im ersten Halbjahr an einer Probenahmestelle am linken Schönungsteich gezogen wurden. Die physikalische und chemische Beschaffenheit der Proben unterschied sich nicht von jener der Proben, die an den davor und danach liegenden Probenahmestellen entnommen worden waren. Wie bei den Beobachtungspunkten des Golser Kanals im Bereich der ARA Gols/Mönchhof wiesen die Proben vom 6.6.2016 und 14.11.2016 ebenfalls deutlich niedrigere Leitfähigkeiten auf, die auf die vorangegangenen Niederschläge zurückzuführen sind.

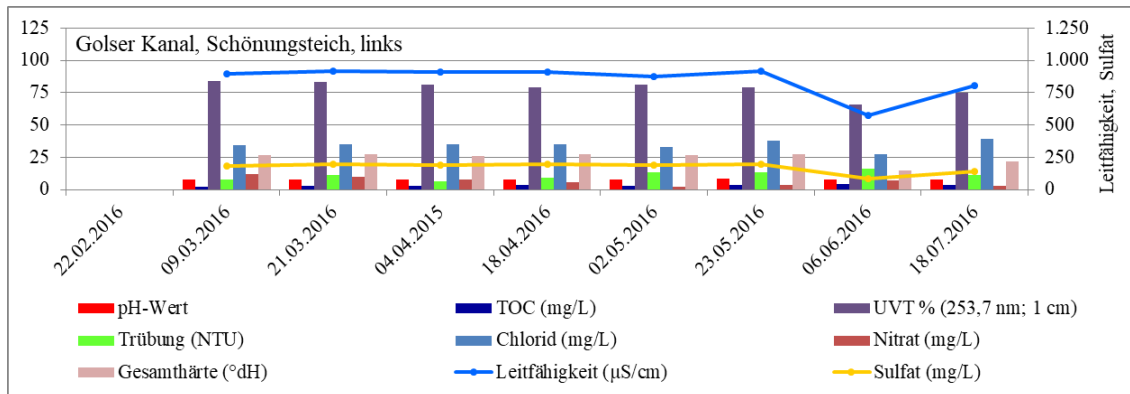


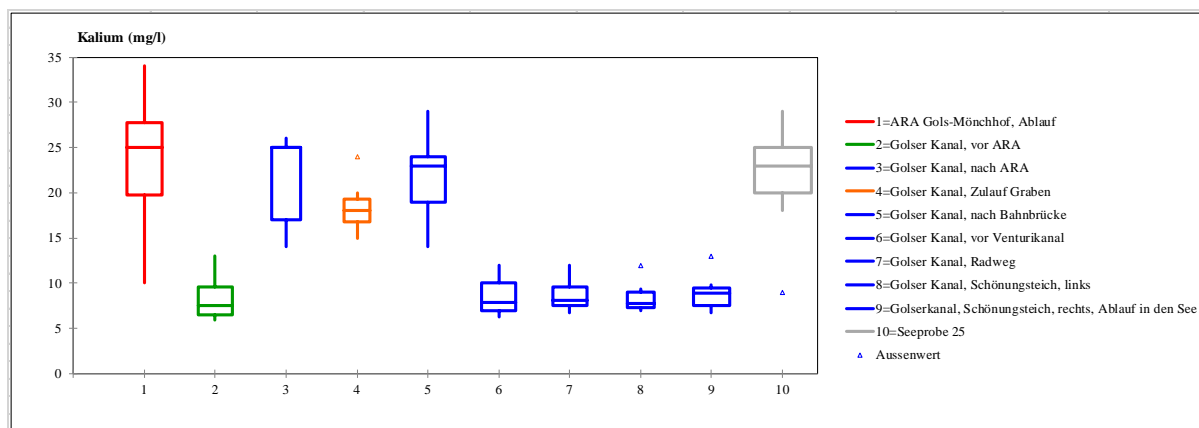
Abbildung 175: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern am Beobachtungspunkt Golser Kanal, linker Schönungsteich

Um den Einfluss der Einleitung des Ablaufs der ARA Gols/Mönchhof und möglicher weiterer Einträge zu bewerten, wurden die Konzentrationen an Kalium, Chlorid und an gesamtorganischem Kohlenstoff (TOC) für jede Probenahmestelle entlang des Golser Kanals als Boxplot berechnet und der Seeprobe 25 (Bereich Einleitung Golser Kanal) gegenübergestellt. Diese Daten sind in Abbildung 176 bis Abbildung 178 dargestellt. Der Ablauf der ARA wies den höchsten Kaliumgehalt auf, gefolgt von den beiden Beobachtungspunkten nach ARA. Im Golser Kanal vor ARA war die niedrigste Konzentration feststellbar. Der Kaliumgehalt im Zulauf Graben war deutlich höher als jener im Golser Kanal vor ARA. Auf der Fließstrecke zwischen Bahnbrücke und Venturikanal (Länge ca. 8 km) sank die Kaliumkonzentration deutlich ab und blieb danach unverändert bis zur Probenahmestelle Schönungsteich, rechts, Ablauf in den See. In den Seeproben an der Stelle 25 lag eine hohe Konzentration an Kalium vor.

Wie der Abbildung 177 zu entnehmen ist, verhielten sich die Konzentrationen an Chlorid sehr ähnlich jenen von Kalium. Der höchste Gehalt zeigte sich im Ablauf der ARA, ein Eintrag durch den Zulauf Graben Akazienweg und eine Verdünnung entlang der Fließstrecke waren ersichtlich. Chlorid wird als Parameter für die Bewertung des Salzgehaltes herangezogen (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer - QZV Ökologie OG, BGBl. Nr. II 99/2010).

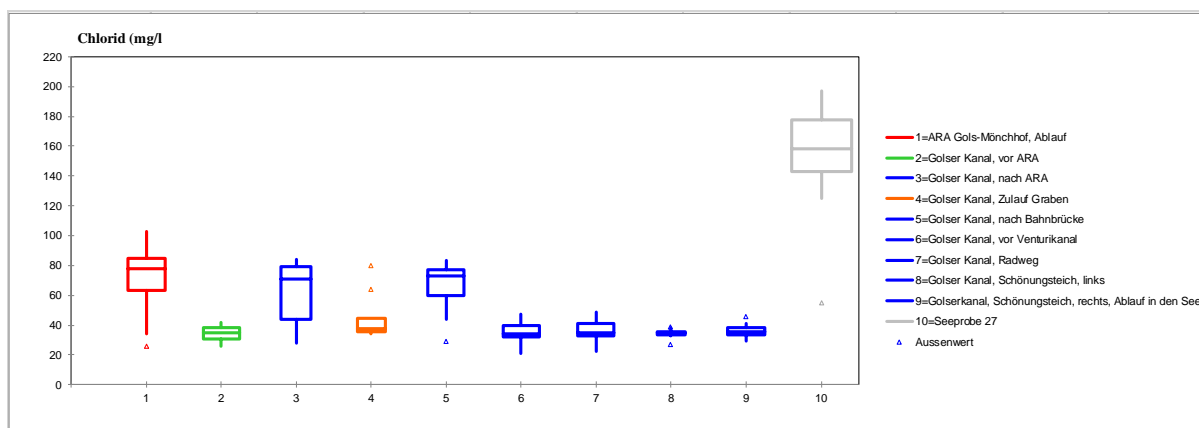
In Abbildung 178 ist der Verlauf der Konzentration an TOC dargestellt. Dieser lag allgemein in einem niedrigen Konzentrationsbereich (Mediane zwischen 2,5 und 3,6 mg/l). Durch den Ablauf der ARA ergab sich kein Konzentrationsanstieg. Aufgrund der Charakteristik des Wassers im Neusiedler See trat der höchste TOC-Gehalt in den Seeproben auf.

## ARBEITSPAKETE



	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Bezeichnung:</b>	ARA Gols-Mönchhof, Ablauf	Golser Kanal, vor ARA	Golser Kanal, nach ARA	Golser Kanal, Zulauf Graben	Golser Kanal, nach Bahnbrücke	Golser Kanal, vor Venturikanal	Golser Kanal, Radweg	Golser Kanal, Schöningsteich, links	Golserkanal, Schöningsteich, rechts, Ablauf in den See	Seeprobe 25
<b>Anzahl Werte:</b>	14	13	9	8	13	13	13	8	14	36
<b>Minimum:</b>	10,0	5,9	14,0	15,0	14,0	6,3	6,7	6,9	6,7	9,0
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	19,8	6,5	17,0	16,8	19,0	7,0	7,5	7,3	7,5	20,0
<b>Median:</b>	25,0	7,5	25,0	18,0	23,0	7,9	8,1	7,7	8,9	23,0
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	27,8	9,6	25,0	19,3	24,0	10,0	9,6	9,0	9,5	25,0
<b>Maximum:</b>	34,0	13,0	26,0	24,0	29,0	12,0	12,0	12,0	13,0	29,0
<b>Spannweite:</b>	24,0	7,1	12,0	9,0	15,0	5,7	5,3	5,1	6,3	20,0

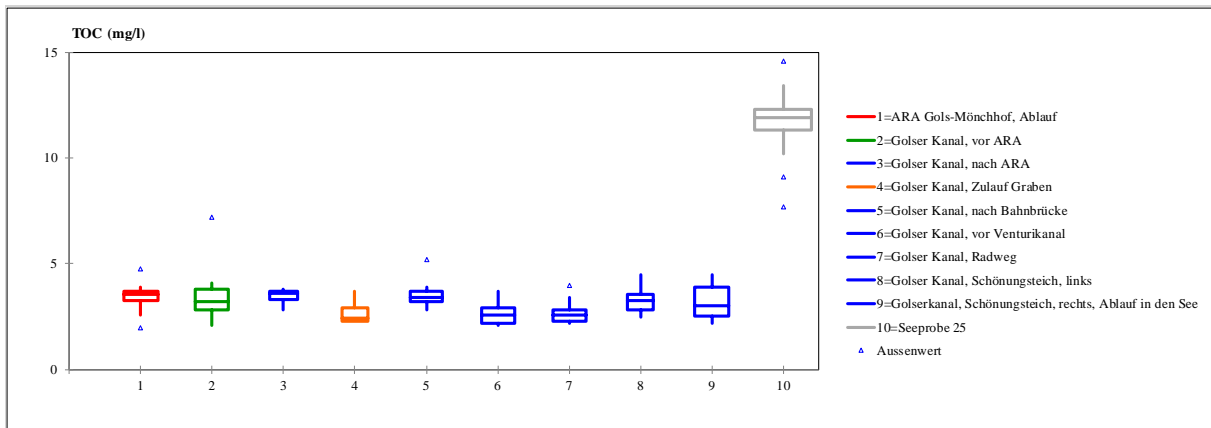
Abbildung 176: Konzentrationen an Kalium (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Golser Kanals (vor ARA, Ablauf der ARA Gols-Mönchhof (rote Markierung) bis Ablauf in den See) und der Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016)



	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Bezeichnung:</b>	ARA Gols-Mönchhof, Ablauf	Golser Kanal, vor ARA	Golser Kanal, nach ARA	Golser Kanal, Zulauf Graben	Golser Kanal, nach Bahnbrücke	Golser Kanal, vor Venturikanal	Golser Kanal, Radweg	Golser Kanal, Schöningsteich, links	Golserkanal, Schöningsteich, rechts, Ablauf in den See	Seeprobe 25
<b>Anzahl Werte:</b>	14	13	9	8	13	13	13	8	14	36
<b>Minimum:</b>	26	26	28	34	29	21	22	27	29	55
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	64	31	44	36	60	32	33	34	33	143
<b>Median:</b>	78	35	71	38	73	34	35	35	36	159
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	85	38	79	45	77	40	41	36	38	178
<b>Maximum:</b>	103	42	84	80	83	47	49	39	46	197
<b>Spannweite:</b>	77	16	56	46	54	26	27	12	17	142

Abbildung 177: Konzentrationen an Chlorid (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Golser Kanals (vor ARA, Ablauf der ARA Gols-Mönchhof (rote Markierung) bis Ablauf in den See) und der Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016)





	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Bezeichnung:</b>	ARA Gols-Mönchhof, Ablauf	Golser Kanal, vor ARA	Golser Kanal, nach ARA	Golser Kanal, Zulauf Graben	Golser Kanal, nach Bahnbrücke	Golser Kanal, vor Venturikanal	Golser Kanal, Radweg	Golser Kanal, Schönungsteich, links	Golser Kanal, Schönungsteich, rechts, Ablauf in den See	Seeprobe 25
<b>Anzahl Werte:</b>	14	13	9	8	13	13	13	8	14	39
<b>Minimum:</b>	2,0	2,1	2,8	2,3	2,8	2,1	2,2	2,5	2,2	7,7
<b>Erstes Quartil Q25:</b>	3,3	2,8	3,3	2,3	3,2	2,2	2,3	2,8	2,5	11,3
<b>Median:</b>	3,6	3,2	3,6	2,5	3,4	2,6	2,6	3,3	3,0	11,9
<b>Drittes Quartil Q75:</b>	3,7	3,8	3,7	2,9	3,7	2,9	2,8	3,6	3,9	12,3
<b>Maximum:</b>	4,8	7,2	3,8	3,7	5,2	3,7	4,0	4,5	4,5	14,6
<b>Spannweite:</b>	2,8	5,1	1,0	1,4	2,4	1,6	1,8	2,0	2,3	6,9

Abbildung 178: Konzentrationen an gesamtorganischem Kohlenstoff (TOC) (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Golser Kanals (vor ARA, Ablauf der ARA Gols/Mönchhof (rote Markierung) bis Ablauf in den See) und der Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016)

### 2.6.3.2.2 WULKA

Die Probenahmestellen an der Wulka sind in der Abbildung 130 (ARBEITSPAKET 5) ersichtlich.

Ausgewählte physikalische und chemische Parameter der Proben an den Entnahmestellen im zeitlichen Verlauf des Beobachtungszeitraums sind in Abbildung 179 dargestellt. Alle Daten finden sich in den Tabellen im ANHANG (Kapitel 7.6).

Vergleicht man die Proben der Wulka, vor ARA Schützen, den Ablauf der ARA und die Proben nach der ARA so fällt die deutlich höhere Konzentration an Chlorid im Ablauf der ARA auf. Im zeitlichen Verlauf wiesen die am 06.10.2016 entnommen Proben die niedrigste Ionenkonzentration, insbesondere von Chlorid auf. Diesem Probenahmetermin gingen stärkere Niederschläge voraus, die zu einem Verdünnungseffekt führten. Abgesehen davon waren im zeitlichen Verlauf keine wesentlichen Schwankungen der physikalisch-chemische Beschaffenheit der Proben an den drei Entnahmestellen zu erkennen.

Um den Einfluss der Einleitung des Ablaufs der ARA Schützen und möglicher weiterer Einträge im Unterlauf zu bewerten, wurden die Konzentrationen an Kalium, Chlorid und an gesamtorganischem Kohlenstoff (TOC) für jede Probenahmestelle an der Wulka als Boxplot berechnet und den Daten der Seestelle 13 (Bereich Einlauf Wulka) gegenübergestellt. Diese sind in Abbildung 180 bis Abbildung 182 dargestellt. Der Ablauf der ARA wies den höchsten Kaliumgehalt auf (Median 23 mg/l), der Einfluss auf die Konzentration an Kalium in der Wulka war gering (ca. 10%). Die Kaliumgehalte den beiden Beobachtungspunkten nach ARA unterschieden sich nicht voneinander. Der Median der Kaliumkonzentration in den Proben der Seestelle 13 betrug 26 mg/l. Die Chloridkonzentration zeigte dasselbe Muster: im Ablauf der ARA Schützen lag die höchste Konzentration vor (Median: 137 mg/l), die zu einer Zunahme des Chloridgehaltes in der Wulka von etwa 10% führte. Die Seeprobe 13 wies eine Konzentration von 184 mg/l Chlorid (Median) auf.

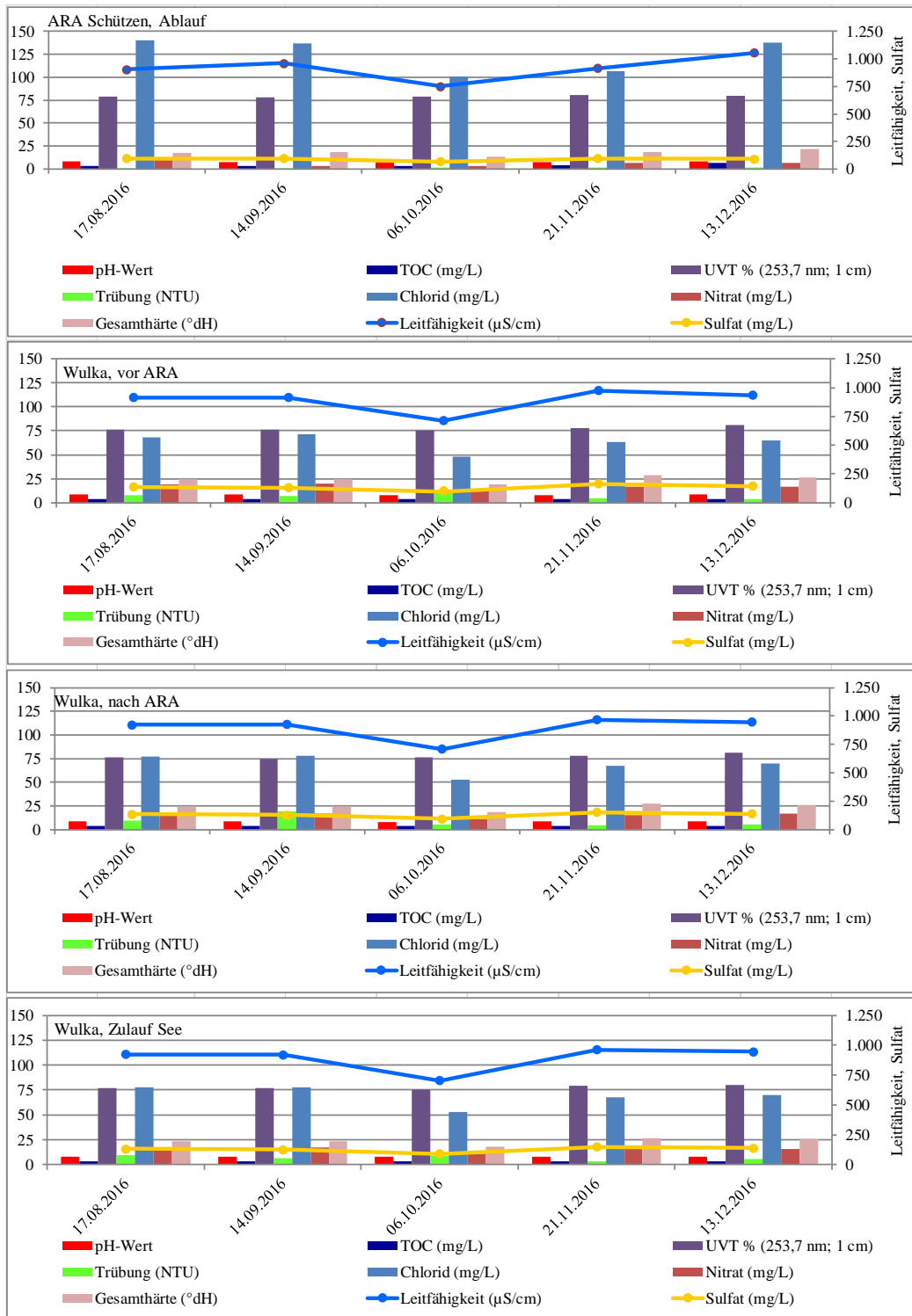


Abbildung 179: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern an den Beobachtungspunkten der Wulka (ARA, Ablauf), vor ARA und nach ARA, Zulauf See

In Abbildung 182 ist der Verlauf der Konzentration an TOC dargestellt. Dieser lag allgemein in einem niedrigen Konzentrationsbereich (Mediane zwischen 3,5 und 3,7 mg/l). Durch den Ablauf der ARA Schützen ergab sich kein Konzentrationsanstieg. Aufgrund der Charakteristik des Wassers des Neusiedler Sees trat der höchste TOC-Gehalt in der Seeprobe auf.

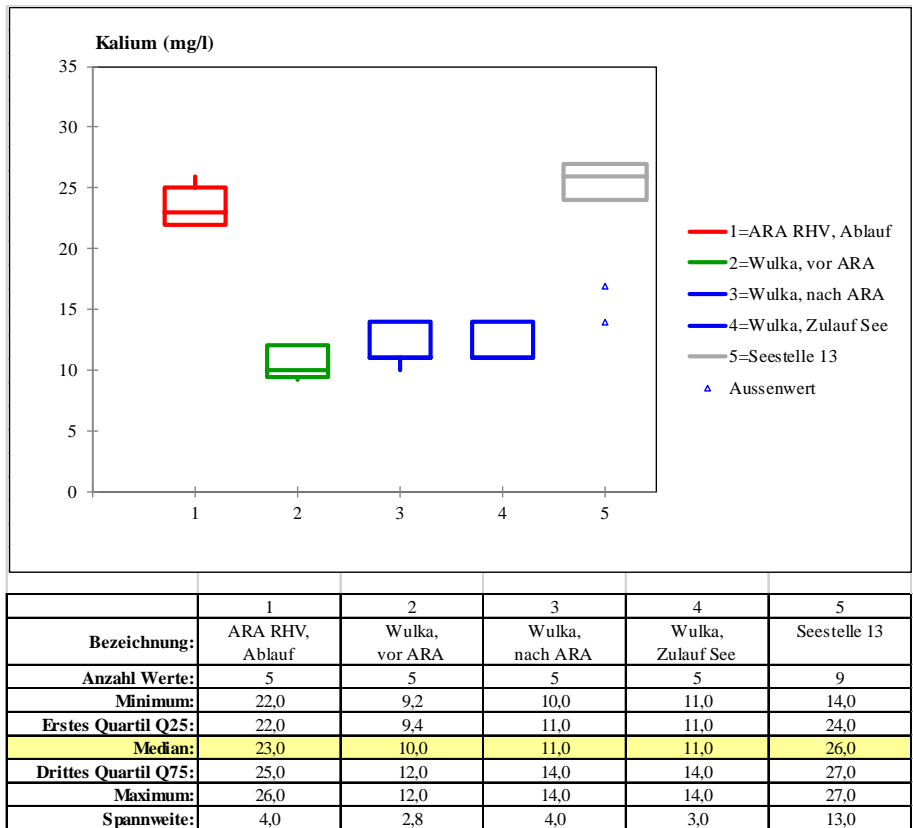


Abbildung 180: Konzentrationen an Kalium (mg/l) in den Proben entnommen entlang der Wulka (vor ARA Schützen, Ablauf der ARA (rote Markierung), nach ARA und Ablauf in den See) und der Seeprobe 13 (Zufluss Wulka; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016)

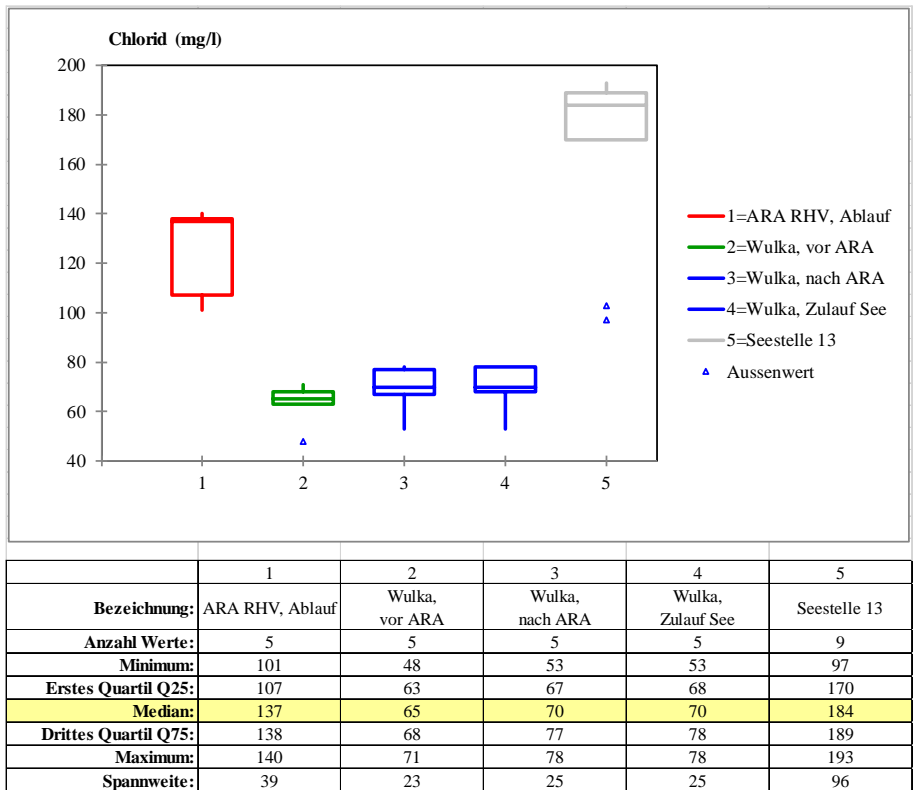


Abbildung 181: Konzentrationen an Chlorid (mg/l) in den Proben entnommen entlang der Wulka (vor ARA Schützen, Ablauf der ARA (rote Markierung), nach ARA und Ablauf in den See) und der Seeprobe 13 (Zufluss Wulka; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016)

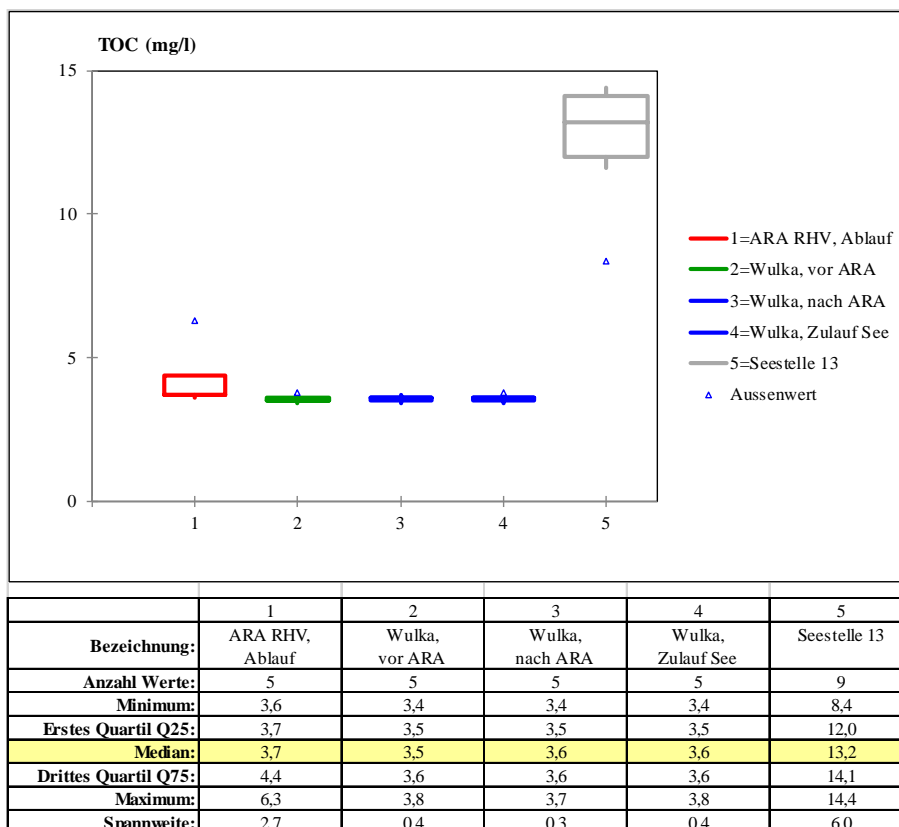


Abbildung 182: Konzentrationen an gesamtorganischem Kohlenstoff (TOC) (mg/l) in den Proben entnommen entlang der Wulka (vor ARA Schützen, Ablauf der ARA (rote Markierung), nach ARA und Ablauf in den See) und der Seeprobe 13 (Zufluss Wulka; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016)

#### 2.6.4 DISKUSSION

Die folgende Diskussion soll, anhand des zu Beginn des Projektes zusammengestellten Fragenkatalogs, die Resultate dieses ARBEITSPAKETS zusammenfassend darstellen und die daraus resultierenden weiteren Vorgangsweisen ableiten.

#### Fragenkatalog ARBEITSPAKET 6:

**In welchen Konzentrationen treten die in der Badegewässerverordnung verankerten mikrobiologischen Parameter *E. coli* und Enterokokken an den im Beprobungsplan festgelegten Probenahmestellen (Beobachtungspunkte) auf?**

Die Parameter *E. coli* und Enterokokken sind die weltweit am häufigsten verwendeten Indikatoren für fäkale Verunreinigungen und werden somit auch zur Überwachung von Badegewässern eingesetzt. Kommunale Abwässer stellen den bedeutendsten human-fäkalen Eintrag in die als Vorfluter genutzten Gewässer dar. Abwasserreinigungsanlagen (ARA) dienen der Reduktion von im Abwasser enthaltenen Nährstoffen, um eine Beeinträchtigung der ökologischen Qualität der Oberflächengewässer hintanzuhalten. Die seuchenhygienische Betrachtung spielt hierbei eine untergeordnete Rolle, daher sind quantitative Daten zur Effizienz von ARA im Hinblick auf die hygienisch-mikrobiologische Qualität nur in eingeschränktem Ausmaß vorhanden.

Um erste, aussagekräftige Daten hinsichtlich der Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken der Abwässer unterschiedlicher ARA im Untersuchungsgebiet zu erhalten, wurden im Vorfeld zwei orientierende Untersuchungsserien von fünf ARA (Gols-Mönchhof, Jois, Eisenstadt, Schützen und

Wulkaprodersdorf) durchgeführt, gefolgt von Schwerpunktuntersuchungen der ARA Gols-Mönchhof und ARA Schützen (Reinhalungsverband Neusiedler See-Westufer). Die Daten für die ARA Podersdorf wurden in AP 1 erarbeitet.

Die **ungereinigten kommunalen Abwässer** (Zuläufe zu den ARA) wiesen im geometrischen Mittel pro 100 ml Probenmenge *E. coli* im Bereich von  $3,9 \cdot 10^6$  bis  $1,3 \cdot 10^7$  und Enterokokken im Bereich  $3,2 \cdot 10^5$  bis  $7,6 \cdot 10^5$  auf. Nach der Abwasserreinigung waren die Konzentrationen in den **gereinigten Abwässern** etwa 2 log-Stufen geringer, pro 100 ml Probenmenge lagen die Konzentrationen von *E. coli* im Bereich von  $5,3 \cdot 10^3$  bis  $2,9 \cdot 10^4$  und die von Enterokokken im Bereich  $1,2 \cdot 10^2$  bis  $3,2 \cdot 10^3$ . Auffällig bei diesen sonst sehr homogenen Ergebnissen waren die Daten der ARA Schützen, welche im Zulauf eine deutlich höhere Konzentration an *E. coli* und im Ablauf die niedrigste Konzentration an Enterokokken zeigten (Tabelle 87). Die Detailergebnisse finden sich in Tabelle 7, Tabelle 81, Tabelle 83 und Tabelle 85. Insgesamt kann festgestellt werden, dass die Abwasserreinigung bei den untersuchten ARA eine Reduktion dieser beiden Fäkalbakterien um log 2,5 bis log 3,0 bewirkt.

**TABELLE 89: KONZENTRATIONEN AN *E. COLI* UND ENTEROKOKKEN IN KOMMUNALEN ABWÄSSERN IM UNTERSUCHUNGSGBIET**

<b>ARA Zulauf (ungereinigtes Abwasser)</b>	<b>Untersuchungsserien Anzahl</b>	<b><i>E. coli</i> /100 ml (Geomittel)</b>	<b>Enterokokken /100 ml (Geomittel)</b>
Gols-Mönchhof, Jois, Eisenstadt, Schützen und Wulkaprodersdorf)	2	$3,9 \cdot 10^6$	$5,2 \cdot 10^5$
Gols-Mönchhof, Gols	14	$4,3 \cdot 10^6$	$7,6 \cdot 10^5$
Gols-Mönchhof, Mönchhof	14	$2,5 \cdot 10^6$	$3,2 \cdot 10^5$
Schützen (RHV Westufer)	5	$1,3 \cdot 10^7$	$5,4 \cdot 10^5$
Podersdorf	25	$5,4 \cdot 10^6$	$4,0 \cdot 10^5$
<b>ARA Ablauf (gereinigtes Abwasser)</b>			
Gols-Mönchhof, Jois, Eisenstadt, Schützen und Wulkaprodersdorf)	2	$1,3 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^3$
Gols-Mönchhof	14	$5,0 \cdot 10^3$	$6,1 \cdot 10^2$
Schützen (RHV Westufer)	5	$1,3 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^2$
Podersdorf	42	$2,9 \cdot 10^4$	$3,2 \cdot 10^3$

Die Verläufe der Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken entlang des **Golser Kanals** und **der Wulka** im Bereich der Einleitung des Ablaufes der ARA Schützen unterschieden sich grundlegend. Ausgewählte Daten (minimale und maximale Konzentrationen) sind in Tabelle 88 (Golser Kanal) und in Tabelle 89 (Wulka) dargestellt. Die Detailergebnisse finden sich in Abbildung 161 und Abbildung 162 (Golser Kanal) sowie Abbildung 166 und Abbildung 167 (Wulka).

Beim **Golser Kanal** war festzustellen, dass die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken vor der Einleitung des Ablaufes der ARA in derselben Größenordnung und teilweise sogar über jenen lagen, die im Golser Kanal nach der Einleitung des gereinigten Abwassers auftraten. Die Maximalwerte waren 50.000 *E. coli* und 24.000 Enterokokken pro 100 ml Probenmenge. Dies bedeutet, dass bedeutende fäkale Einträge zumindest temporär bereits im Bereich oberhalb der ARA erfolgen. Am Beobachtungspunkt Bahnbrücke war eine Zunahme der Bakterien-Konzentrationen festzustellen, die teilweise durch zeitweise erhöhte Werte im seitlich einmündenden Graben (Akazienweg) zu erklären sind. Auf der Strecke zum Venturikanal erfolgte eine deutliche Reduktion der Konzentrationen der beiden Fäkalindikatoren um etwa 2 log-Stufen, die bezogen auf die Medianwerte, bis zum Ablauf in den See weitgehend unverändert blieben. Auffällig war die große Variabilität der Konzentration an der Probenahmestelle Schönungsteich, Ablauf in den See. Die

maximalen Konzentrationen an dieser Stelle betragen für *E. coli* 7.500 und für Enterokokken 650 pro 100 ml Probenmenge.

TABELLE 90: KONZENTRATIONEN AN *E. COLI* UND ENTEROKOKKEN IM GOLSER KANAL

Probenahmestelle (Beobachtungspunkt)	Untersuchungsserien Anzahl	<i>E. coli</i> /100 ml (Min - Max)	Enterokokken /100 ml (Min - Max)
Golser Kanal vor Brücke vor ARA	13	2,6.10 <sup>2</sup> - 5,0.10 <sup>4</sup>	2,3.10 <sup>2</sup> - 2,4.10 <sup>4</sup>
Golser Kanal nach ARA zwischen den Brücken	9	4,5.10 <sup>3</sup> - 3,5.10 <sup>4</sup>	6,0.10 <sup>2</sup> - 2,4.10 <sup>3</sup>
Zulauf Graben (Akazienweg) vor Bahnbrücke	8	9,5.10 <sup>1</sup> - 1,7.10 <sup>4</sup>	1,5.10 <sup>1</sup> - 1,8.10 <sup>3</sup>
Golser Kanal nach Bahnbrücke	13	4,0.10 <sup>3</sup> - 2,3.10 <sup>5</sup>	2,5.10 <sup>2</sup> - 2,1.10 <sup>4</sup>
Golser Kanal vor Venturikanal	13	4,5.10 <sup>1</sup> - 3,5.10 <sup>3</sup>	1,5.10 <sup>1</sup> - 1,4.10 <sup>2</sup>
Golser Kanal Radweg vor Brücke	13	4,5.10 <sup>1</sup> - 1,9.10 <sup>3</sup>	1,5.10 <sup>1</sup> - 1,4.10 <sup>2</sup>
Schönungsteich links	8	3,0.10 <sup>1</sup> - 1,0.10 <sup>3</sup>	1,5.10 <sup>1</sup> - 6,0.10 <sup>1</sup>
Schönungsteich rechts	14	1,5.10 <sup>1</sup> - 7,5.10 <sup>3</sup>	1,5.10 <sup>1</sup> - 6,5.10 <sup>2</sup>

Bei der beobachteten Fließstrecke der **Wulka** traten an den drei Probenahmestellen Unterschiede zwischen den jeweiligen minimalen und maximalen Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken im Bereich von einer Größenordnung auf. Die Einleitung der ARA Schützen bewirkte geringe, statistisch aber nicht signifikante Anstiege der Konzentrationen der beiden Fäkalindikatorbakterien. Die maximalen Werte am Beobachtungspunkt Wulka, Zulauf See, waren 17.000 *E. coli* und 1.200 Enterokokken pro 100 ml Probenmenge.

TABELLE 91: KONZENTRATIONEN AN *E. COLI* UND ENTEROKOKKEN IN DER WULKA, BEREICH ARA SCHÜTZEN (REINHALTUNGSVERBANDES NEUSIEDLER SEE WESTUFER)

Probenahmestelle (Beobachtungspunkt)	Untersuchungsserien Anzahl	<i>E. coli</i> /100 ml (Min - Max)	Enterokokken /100 ml (Min - Max)
Wulka vor ARA	5	3,5.10 <sup>2</sup> - 7,5.10 <sup>3</sup>	1,1.10 <sup>2</sup> - 1,6.10 <sup>3</sup>
Wulka nach ARA	5	1,1.10 <sup>3</sup> - 1,9.10 <sup>4</sup>	4,5.10 <sup>1</sup> - 1,1.10 <sup>3</sup>
Wulka Zulauf See	5	9,0.10 <sup>2</sup> - 1,7.10 <sup>4</sup>	2,5.10 <sup>2</sup> - 1,2.10 <sup>3</sup>

### Welchen Einfluss haben Starkregeneignisse auf die Konzentration der Fäkalbakterien?

Im Bereich des **Golser Kanals** ist der zeitliche Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *C. perfringens* an den Beobachtungspunkten in Abbildung 159 und Abbildung 160 dargestellt und den Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) gegenübergestellt. Da die zeitlichen Abstände zwischen den Probenahmen nicht gleichmäßig waren (wöchentlich bis monatlich) und die als Balken dargestellten Niederschlagssummen keine Information über die Intensität des Niederschlags (Menge pro Zeiteinheit) geben, ist der Einfluss des Niederschlags nicht direkt den einzelnen Beobachtungszeitpunkten zuzuordnen. Es kann jedoch angenommen werden, dass die Außenwerte in den Boxplot Darstellungen durch Niederschläge bedingt waren (Abbildung 161 und Abbildung 162), die zu Konzentrationsanstiegen um bis zu einem Faktor 100 führten. Hier sind insbesondere die Beobachtungspunkte Golser Kanal vor ARA, Golser Kanal bei



Bahnbrücke und der Graben (Akazienweg) sowie der Schönungsteich, rechts (Ablauf in den See) und am 06.06.2016 auch die Probenahmestelle beim Venturikanal zu nennen. Der Einfluss von Niederschlägen auf die mikrobiologische Qualität des Wassers konnte an den Probenahmeterminen 22.02.2016, 06.06.2016 und 14.11.2016 deutlich erkannt werden. Die Niederschläge, die vor den genannten Probenahmeterminen stattgefunden hatten, führten durch Einschwemmungen entlang des Golser Kanals beim Schönungsteich, rechts (Ablauf in den See) zu erhöhten Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen.

Im **Bereich der Wulka** traten über den Beobachtungszeitraum (n = 5) nur geringfügige Konzentrationsunterschiede auf, sodass ein Hinweis auf einen möglichen Einfluss von Starkregenereignissen nicht abgeleitet werden kann (Tabelle 89).

### **Bietet der zusätzlich eingesetzte Fäkalparameter, Sporen von *Clostridium perfringens*, einen Informationsgewinn im Hinblick auf die wasserhygienische Beurteilung der Beobachtungspunkte?**

Sporen von *C. perfringens* kommen in kommunalen Abwässern zwar im Vergleich zu *E. coli* in deutlich geringeren Konzentrationen vor (1-2% der Konzentration von *E. coli*), überleben jedoch aufgrund ihrer hohen Widerstandsfähigkeit die Abwasserreinigung besser und verbleiben wesentlich länger in der Umwelt. Somit können sie auch länger zurückliegende fäkale Verunreinigungen anzeigen. Ihr Auftreten weist zudem verstärkt auf fäkale Belastung durch Mensch oder Nutztier hin (Vierheilig *et al.*, 2013).

Entlang des **Golser Kanals** unterschied sich das Verhalten der Sporen von *C. perfringens* (Abbildung 163) deutlich von jenem der Standard-Fäkalindikatoren *E. coli* und Enterokokken. Aufgrund der wesentlich höheren Persistenz der Bakteriensporen lagen die Konzentrationen über den gesamten Verlauf unverändert in derselben Größenordnung, eine Reduktion war nur unwesentlich gegeben. Die höchsten Werte traten interessanterweise an der Probenahmestelle im Golser Kanal vor der Einleitung des Ablaufs der ARA (Maximalwert 12.000 Sporen/100 ml) auf, diese waren sogar höher als jene im Ablauf der ARA (Maximalwert 2.500 Sporen/100 ml). Das weist auf einen fäkalen Eintrag anthropogenen Ursprungs in den Golser Kanal oberhalb der ARA hin. An der Probenahmestelle Golser Kanal nach Bahnbrücke traten ebenfalls mehrfach erhöhte Sporenkonzentrationen, somit verstärkte fäkale Verunreinigungen, auf. Der Maximalwert am Beobachtungspunkt Schönungsteich, rechts (Ablauf in den See) zeigte mit 1.300 Sporen pro 100 ml ebenfalls eine deutliche fäkale Belastung an.

In der **Wulka** im Bereich der Einleitung der ARA Schützen bis zum Beobachtungspunkt Zulauf See (Abbildung 168) waren die Konzentrationen der Sporen von *C. perfringens* in den Proben der drei Probenahmestellen im Fluss gleich hoch wie im gereinigten Abwasser (ARA, Ablauf). Eine Konzentrationsabnahme im Unterlauf der Wulka war nicht feststellbar.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Sporen von *C. perfringens* einen wichtigen, zusätzlichen Informationsgewinn im Hinblick auf die Beurteilung fäkaler Einträge insbesondere von kommunalen Abwässern liefern, und dass diese fäkale Verunreinigungen über einen längeren Zeitraum angezeigt werden.

### **Haben sich weitere Untersuchungsparameter als zweckmäßig erwiesen?**

Als zusätzliche Untersuchungsparameter wurden einerseits ein weiterer mikrobiologischer Parameter, somatische Coliphagen, und andererseits eine Reihe physikalischer und chemischer Parameter evaluiert.

Bei den **somatischen Coliphagen** handelt es sich um einen viralen fäkalen Indikator, der in der Umwelt länger als die Standard-Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und Enterokokken überlebt und einen Hinweis auf das Verhalten pathogener Viren in Wasserkörpern gibt. Im kommunalen Abwasser betragen die Konzentrationen an somatischen Coliphagen 10 bis 30% der Konzentrationen an *E. coli*. Im Zuge der

Abwasserreinigung wurde - wie bei den beiden Fäkalindikatorbakterien - eine Reduktion von log 2,5 bis 3,0 erreicht.

Entlang des **Golser Kanals** traten an der Probenahmestelle Golser Kanal vor ARA hohe Konzentrationen an Coliphagen mit einem Maximalwert von 25.000 Phagen pro 100 ml auf (Abbildung 164). Dies zeigt, dass an dieser Stelle bedeutende fäkale Einträge bereits vor der Einleitung des Ablaufs der ARA erfolgen. Hohe Konzentrationen waren auch im Zulauf Graben (Akazienweg) zu verzeichnen. Im Gegensatz zu den vegetativen Fäkalbakterien *E. coli* und Enterokokken nahm die Konzentration an den somatischen Coliphagen im Verlauf des Golser Kanals von der Bahnbrücke bis zum Venturikanal um weniger als den Faktor 10 ab. Die Konzentration blieb bis zum Schönungsteich, rechts (Ablauf in den See) unverändert. Die vorhandenen Außenwerte zeigten an, dass es temporär zu hohen Einträgen kam. An der Stelle Ablauf in den See betrug der Maximalwert 4.600 somatische Coliphagen pro 100 ml.

In der **Wulka** verhielten sich die Coliphagen wie die Sporen von *C. perfringens*, zwischen den Konzentrationen im gereinigten Abwasser (ARA, Ablauf) und jenen der Proben von den drei Probenahmestellen im Fluss war kein Unterschied festzustellen (Abbildung 169). Die Konzentrationen (Mediane) lagen über den gesamten Bereich bei 1.000 Phagen pro 100 ml, der Maximalwert betrug 3.700 Phagen pro 100 ml Probenmenge.

Bei den chemischen und physikalischen Parametern konnte mit den **Parametern Kalium und Chlorid** der Einfluss des Ablaufs der ARA Gols-Mönchhof auf das Wasser des Golser Kanals durch eine entsprechende Konzentrationszunahme gezeigt werden (Abbildung 176 und Abbildung 177). Die Konzentration an Kalium (Median) stieg durch die Einleitung des Ablaufs der ARA von 7 auf 25 mg/l an, jene von Chlorid von 35 auf 71 mg/l. Der Maximalwert für Kalium trat am Beobachtungspunkt Golser Kanal nach Bahnbrücke auf (29 mg/l). Im Verlauf des Golser Kanals nahmen die Konzentrationen der beiden Parameter ab. Es ist jedoch zu beachten, dass diese Parameter Kalium und Chlorid aufgrund ihrer hohen Konzentrationen im Wasser des Neusiedler Sees (Mediane der Konzentrationen an der Seestelle 25: 23 mg/l bzw. 159 mg/l) nicht als Indikatoren für eine Verunreinigung des Seewassers mit Abwasser geeignet sind. Durch den Ablauf der ARA kam es im **Golser Kanal** zu keiner Erhöhung des **TOC** (Abbildung 178; Mediane der Konzentration 3,2 bzw. 3,6 mg/l). Überraschenderweise traten die Maximalwerte an TOC an den Beobachtungspunkten Golser Kanal vor ARA und nach Bahnbrücke auf (7,2 bzw. 5,2 mg/l). Dies weist auf Abwassereinträge an diesen Stellen hin. Da das Wasser des Neusiedler Sees durch einen hohen TOC-Gehalt charakterisiert ist (Median 11,9 mg/l), kann dieser Parameter nicht als Indikator für Abwasser im Seewasser eingesetzt werden.

Im **Bereich der Wulka** lieferten die drei Parameter **Kalium, Chlorid und TOC** keine zusätzliche Information im Hinblick auf die Indikation und Bewertung von Abwassereinträgen (Abbildung 180, Abbildung 181; Abbildung 182). Es waren lediglich sehr geringfügige Anstiege der Konzentrationen durch die Einleitung des Ablaufs der ARA Schützen festzustellen (Mediane): für Kalium von 10 auf 11 mg/l, für Chlorid von 65 auf 70 mg/l und für TOC von 3,5 auf 3,6 mg/l. Die Konzentration an Chlorid lag in der Wulka vor der Einleitung des Ablaufs der ARA Schützen schon auf dem Niveau der Konzentration im Golser Kanal nach der Einleitung des gereinigten Abwassers der ARA Gols-Mönchhof. Dies ist erklärbar, da die Wulka bereits oberhalb der ARA Schützen als Vorfluter für weitere Abwasserreinigungsanlagen dient.

Zusammenfassend kann hinsichtlich der Frage nach geeigneten, zusätzlichen Indikatoren festgestellt werden, dass somatische Coliphagen einen sensiblen Indikator für temporäre fäkale Einträge darstellen und eine wertvolle Ergänzung zu den Standard-Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und Enterokokken bieten. Dazu kommt als zusätzlicher Vorteil, dass die Analyse von somatischen Coliphagen lediglich 16 Stunden benötigt, Neuentwicklungen ermöglichen sogar noch kürzere Analysenzeiten. Die chemischen Parameter Kalium, Chlorid und TOC eigneten sich gut, um Abwassereinträge entlang des Golser Kanals darzustellen, jedoch nicht um den Abwassereinfluss im Seewasser anzuzeigen.

2.6.5 LITERATUR

Badegewässerverordnung-BGewV (2009) BGBl. II Nr. 349/2009, Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung

Bundesministerium für Gesundheit und Amt der Burgenländischen Landesregierung (2015, 2017)  
Badegewässerprofil Neusiedler See, Podersdorf (AT1120006100060010)

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2016)  
Kommunales Abwasser Österreichischer Bericht 2016

Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer -QZV Ökologie OG, BGBl. Nr. II 99/2010

Vierheilig J, Frick C, Mayer RE , Kirschner AKT, Reischer GH, Derx J, Mach RL, Sommer R and Farnleitner AH (2013) *Clostridium perfringens* is not Suitable for the Indication of Fecal Pollution from Ruminant Wildlife but is Associated with Excreta from Non-Herbivorous Animals and Human Sewage. Applied and Environmental Microbiology Volume 79, Issue 16, 5089-5092

## 2.7 ARBEITSPAKET 7 – IMMISSION

### 2.7.1 FRAGESTELLUNG

**DIE EU-BADESTELLE PODERSDORF** war im Jahr 2014 mit einer mangelhaften Badegewässerqualität ausgewiesen worden. Als Basis für die Einstufung dienten gemäß der österreichischen Badegewässerverordnung (BGewV) die in den Jahren 2010 bis 2013 erhobenen Werte für *E. coli* und Enterokokken. In der ab 2013 vorgeschriebenen Gesamtbewertung der letzten 4 Jahre war es bei den Enterokokken zur Überschreitung der Grenzwerte für gute (400 Enterokokken pro 100 ml, 95% Perzentil) und ausreichende Badewasserqualität (330 Enterokokken pro 100 ml, 90% Perzentil) gekommen. Als potenzielle Ursachen für diese Überschreitungen wurde diverse Gründe diskutiert wie (i) situationsbedingt hohe kurzfristige Belastungen durch Abwassereinflüsse (Abwasserpfad Podersdorf, Golser Kanal), (ii) Belastungen durch Wasservögel, (iii) Belastungen durch Badegäste, (iv) fehlerhafte Probenahme vom Ufer aus statt vom Boot, wodurch die Probe nicht an der genau festgelegten Stelle genommen werden konnte und Einflüsse von Vogelkot auf der steinigten Böschung nicht ausgeschlossen werden konnten, sowie (v) Überschreitung aufgrund zu geringer Probenanzahl pro Saison und der damit verbundenen höheren statistischen Unsicherheit (Perzentile).

Das Ziel dieses ARBEITSPAKETS war ein zeitlich hoch-auflösendes Monitoring der mikrobiologisch-fäkalen Belastung (*E. coli* und Enterokokken) an der EU-Badestelle Podersdorf auf Basis der BGewV. Dafür mussten die Mitarbeiter der Biologischen Station Illmitz (BSI) informiert und geschult werden, sowie Parallelmessungen mit der Akkreditierten Prüf- und Inspektionsstelle, Abteilung Wasserhygiene, Medizinische Universität Wien (MUW), aus Qualitätssicherungsgründen durchgeführt werden. Zusätzlich wurden drei weitere Probenpunkte in die Untersuchungen miteinbezogen, nämlich die Badebucht Podersdorf Nord, die Zuflussstelle des Abwasserpfades Podersdorf sowie die Zuflussstelle des Golser Kanals in den See. Dadurch sollten mögliche Einflüsse von potenziellen Abwassereinleitungen auf die Badewasserqualität in Podersdorf dargestellt werden. Auf Basis dieses umfangreichen Datensatzes sollte auch eine detailliertere Beurteilung der Badewasserqualität in Podersdorf ermöglicht werden, als dies von den 5 saisonalen behördlichen Untersuchungen möglich war. Um bei eventuellem Auftreten von starken Belastungen für eine zukünftige mikrobielle Herkunftsbestimmung gerüstet zu sein (vgl. Kapitel 2.3), wurde auch eine DNA Probenbank angelegt.

### 2.7.2 MATERIAL UND METHODEN

#### 2.7.2.1 EINSCHULUNG MITARBEITER BIOLOGISCHE STATION ILLMITZ

Im Zeitraum November 2014 bis März 2015 wurden die betroffenen Mitarbeiter der BSI über die Ziele und den Ablauf des Projektes umfassend informiert und hinsichtlich der anzuwendenden Methoden zur Quantifizierung von *E. coli* (ISO 9308-3) und Enterokokken (ISO 7899-1) gemäß BGewV eingeschult. Bis dato wurden von der BSI andere Standardverfahren zur Bestimmung der *E. coli* (ISO 9308-2) und Enterokokken (ISO 7899-2) verwendet, von denen jenes für *E. coli* nicht in der BGewV zugelassen ist.

#### 2.7.2.2 VERWENDETE VERFAHREN

**Bestimmung von *E. coli* nach ISO 9308-3** – Für die Bestimmung der *E. coli* Konzentrationen gemäß BGewV wurde ein most-probable number (MPN) Verfahren im Mikrotiterplattenformat (ISO 9308-3) verwendet. Für jede Probe wurden die Nöpfchen der Mikrotiterplatte mit 2 Verdünnungen a 200 µl beimpft (64 Nöpfchen mit Verdünnung 1:2 und 32 Nöpfchen mit Verdünnung 1:20). Mit diesem Ansatz können Konzentrationen im Bereich von 15 bis  $3,5 \times 10E04$  *E. coli* pro 100 ml gemessen werden. Die

Mikrotiterplatten wurden bei  $44 \pm 0,5^\circ\text{C}$  für 36 bis maximal 72 h inkubiert und danach die Näpfchen mit Fluoreszenz im UV-Kabinett gezählt. Die Auswertung erfolgte mittels einer MPN Tabelle.

**Bestimmung von Enterokokken nach ISO 7899-1** – Für die Bestimmung der Konzentrationen an intestinalen Enterokokken gemäß BGewV wurde ein most-probable number (MPN) Verfahren im Mikrotiterplattenformat (ISO 7899-1) verwendet. Für jeden Probenpunkt wurden die Näpfchen der Mikrotiterplatte mit 2 Verdünnungen a 200  $\mu\text{l}$  beimpft (64 Näpfchen mit Verdünnung 1:2 und 32 Näpfchen mit Verdünnung 1:20). Mit diesem Ansatz können Konzentrationen im Bereich von 15 bis  $3,5 \times 10^4$  Enterokokken pro 100 ml gemessen werden. Die Mikrotiterplatten wurden bei  $44 \pm 0,5^\circ\text{C}$  für 36 bis maximal 72 h inkubiert und danach die Näpfchen mit Fluoreszenz im UV-Kabinett gezählt. Die Auswertung erfolgte mittels einer MPN Tabelle.

**Bestimmung von *E. coli* nach ISO 9308-2** – Die BSI verwendet für die Bestimmung von *E. coli* Konzentrationen in Oberflächengewässern seit 2012 ein standardisiertes MPN Verfahren (Colilert-18, IDEXX, ISO 9308-2), das jedoch nicht in der BGewV zugelassen ist. In diesem Verfahren werden wesentlich größere Probenmengen untersucht (in etwa 100 ml) als mit dem Mikrotiterplattenverfahren. Die Proben werden dabei in Probensäcken mit Kammern verschiedener Größe (Quantitray bags) inkubiert. Dafür wurden 100 ml Probe in einer sterilen Glasflasche mit dem Wachstumsmedium versetzt und danach möglichst luftblasenfrei in die Quantitray bags gefüllt und versiegelt. Die Quantitray bags wurden bei  $37 \pm 1^\circ\text{C}$  für 18 bis 24 Stunden inkubiert. Nach der Auszählung der fluoreszierenden Kammern im UV-Kabinett erfolgte die Auswertung mittels einer MPN Tabelle.

**Bestimmung von Enterokokken nach ISO 7899-2** – Die BSI verwendet für die Bestimmung von Enterokokken Konzentrationen in Oberflächengewässern ein Membranfiltrationsverfahren nach ISO 7899-2. Mit diesem Verfahren wurden Probenmengen von 100 ml durch ein Membranfilter mit einer Porengröße von  $0,45 \mu\text{m}$  filtriert und auf einem geeigneten festen Nährmedium (Slanetz-Bartley Agar) bei  $36 \pm 2^\circ\text{C}$  für  $44 \pm 4$  h inkubiert. Danach wurden rosa, rote oder kastanienbraune Kolonien ausgezählt. Der Membranfilter wurde auf einen Galle-Äsculin-Agar übertragen und bei  $44 \pm 0,5^\circ\text{C}$  zwei Stunden lang inkubiert. Positive Kolonien färben das umgebende Medium gelbbraun bis schwarz.

**Anlegen der DNA Probenbank** – Von jeder Probe des Jahres 2015 wurden 200 ml auf ein  $45 \text{ mm}$  Polycarbonatfilter mit der Porengröße von  $0,2 \mu\text{m}$  filtriert. Die Filter wurden in ein  $1,5 \text{ ml}$  Zentrifugenröhrchen transferiert und bei  $-80^\circ\text{C}$  tiefgefroren aufbewahrt.

**Messung der chemophysikalischen Parameter** – Während der Probenahmen wurden zur Grundcharakterisierung der Probenstellen die folgenden chemophysikalischen Parameter mittels einer Multi-Parameter Messsonde (WTW, Weilheim, Deutschland) bestimmt: Wassertemperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt. Die Sichttiefe als Maß für die Trübung und Lichtdurchlässigkeit wurde mittels Secchi-Tiefe bestimmt.

### 2.7.2.3 PROBENAHMEDESIGN

**Probenahme** – Alle Proben wurden mittels Boot an den festgelegten 4 Probenahmestellen (26: EU-Badestelle, 32: Podersdorf Nordstrand, 29: Zufluss Abwasserpfad Podersdorf und 25: Zufluss Golser Kanal) genommen. Für alle Probenahmen wurden sterile 1-L Glasflaschen verwendet, die 30 cm unter der Wasseroberfläche befüllt wurden. Für die Parallelmessungen zwischen MUW und BSI wurden die Proben in sterilen 2-L Flaschen abgefüllt und danach im Labor nach gutem Schütteln in zwei 1-L Probenflaschen aufgeteilt. Alle Proben wurden am selben Tag im Labor der Analyse unterzogen.

**Beprobungsplan 2014** – Im Jahr 2014 (vor der Einschulung durch das ICC Water & Health) wurden ab Ende Februar bis Ende Oktober an den 4 Probenahmestellen Proben genommen. Die Probennahmen

erfolgten weitgehend im einwöchigen Abstand. Insgesamt wurden 140 Proben analysiert. Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2:2012 (*E. coli*) bzw. ISO 7899-2:2000 (Enterokokken). Während der Probenahmen wurden an den 4 Probenstellen chemophysikalische Parameter bestimmt.

**Beprobungsplan 2015** – Im Jahr 2015 wurden von Anfang März bis Ende Dezember an den 4 Probenahmestellen 26, 32, 29 und 25 Proben genommen. Die Probenahmen erfolgten weitgehend im zweiwöchigen Abstand. Zusätzlich wurden für die methodischen Vergleichsmessungen durch die BSI und die MUW Proben an weiteren Standorten im See [8: EU-Badestelle Rust, 13: Wulkadelta und entlang des gesamten Abwasserpfades Podersdorf] genommen. Insgesamt wurden 120 Proben analysiert. Die Analyse der Proben erfolgte parallel nach ISO 9308-2:2012 (*E. coli*; BSI) bzw. ISO 7899-2:2000 (Enterokokken; BSI), sowie nach ISO 9308-3:1998 (*E. coli*; BSI und MUW) und ISO 7899-1:1998 (Enterokokken; BSI und MUW). Während der Probenahmen wurden an den 4 Probenstellen chemophysikalische Parameter bestimmt. Für die 120 Proben wurde eine DNA Probenbank angelegt.

### 2.7.3 ERGEBNISSE

#### 2.7.3.1 CHEMOPHYSIKALISCHE CHARAKTERISIERUNG DER PROBENSTELLEN

Von den 4 Probenahmestellen war die Stelle 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf) signifikant unterschiedlich von den anderen 3 Stellen. Der Zufluss von geklärtem Abwasser (Süßwasser) führte zu niedrigeren Leitfähigkeiten, pH-Werten und Sauerstoffgehalten (Abbildung 183).

Die Sichttiefe (Secchi-Tiefe) war hingegen deutlich erhöht. Zwischen den anderen Probenstellen waren keine signifikanten Unterschiede festzustellen. Die Wassertemperaturen zum Zeitpunkt der Probenahme (vormittags) schwankten im Jahr 2014 zwischen 5.3 und 26.0°C, im Jahr 2015 zwischen 3.8 und 26.8°C; es traten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probenstellen auf.



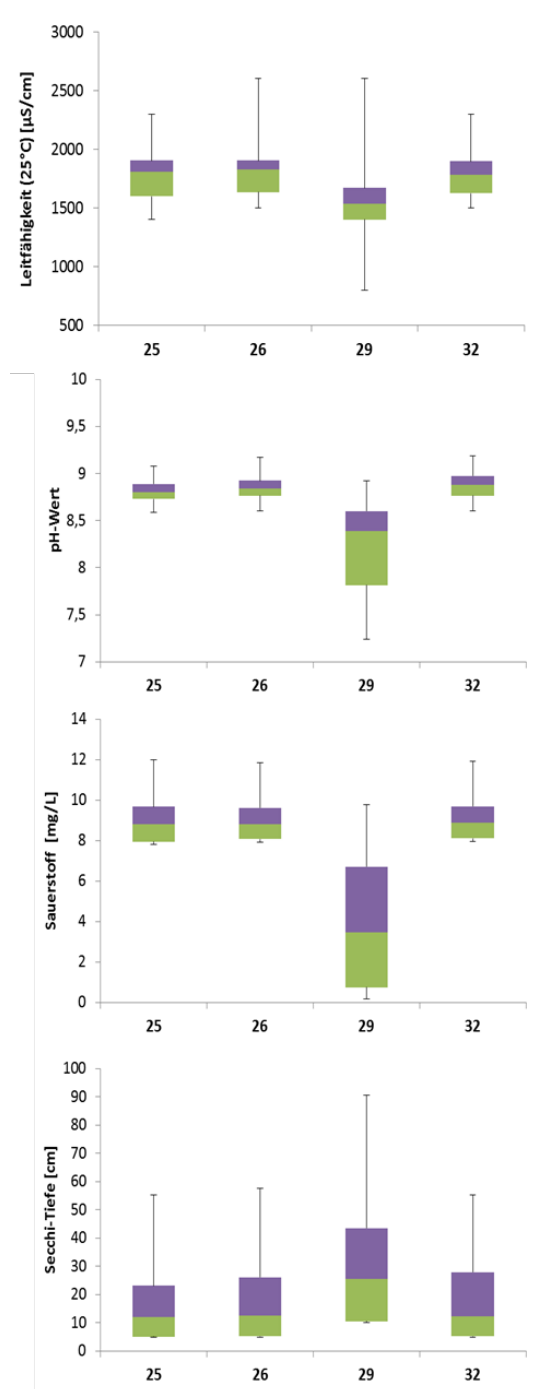


Abbildung 183: Chemophysikalische Charakterisierung der 4 Probenahmestellen im Raum Podersdorf. 25: Zufluss Golser Kanal, 26: EU-Badestelle, 29: Zufluss Abwasserpfad Podersdorf, 32: Badestrand Nord. Box-Whisker-Plots mit 25 und 75% Quartil sowie Minimum und Maximum-Werten (gepoolte Daten aus 2014 und 2015).

### 2.7.3.2 MIKROBIOLOGISCH-FÄKALE BELASTUNGEN IM JAHR 2014

An der EU-Badestelle und am Nordstrand wurden während des Beobachtungszeitraums Ende Februar bis Ende Oktober zwei Perioden mit erhöhten Werten beider Fäkalindikatoren festgestellt. Beide Termine lagen außerhalb der Badesaison (Abbildung 184).



Zusammenhang mit stark erhöhten *E. coli* und Enterokokken Konzentrationen am Probenpunkt 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf) zu beobachten. In Summe lagen die *E. coli* Konzentrationen an Nordstrand und EU-Badestelle jeweils 3 Mal über dem NOAEL, für die Enterokokken wurden 6 Überschreitungen am Nordstrand und 11 an der EU Badestelle registriert. Das Extremereignis in Podersdorf am 30. Juli 2014 mit 158 mm Niederschlag innerhalb von 24 Stunden zeigte nur eine sehr geringe Auswirkung auf die Werte der folgenden Probenahme am 4. August 2014 an. Im Vergleich zum 29. Juli (reguläre Probenahme ein Tag vor dem Ereignis) stiegen die *E. coli* Konzentrationen an der EU-Badestelle von 1 MPN/100 ml auf 29 MPN/100 ml an, die der Enterokokken von 5 KBE/100 ml auf 43 KBE/100 ml. Am Nordstrand waren keine Veränderungen zu beobachten. Nachdem aber am 31. Juli beim Ablauf aus den Schönungsteichen in Podersdorf Rekordwerte von 130.000 *E. coli*/100 ml und 16.000 Enterokokken/100 ml ermittelt wurden (vgl. Kapitel 2.4) muss von einer massiven Belastung der Badestellen während und kurz nach dem Ereignis ausgegangen werden. Offensichtlich reicht aber ein Zeitraum von 6 Tagen (30. Juli - 4. August) aus, um die Werte wieder auf „normales Hintergrundmaß“ zu reduzieren. Dies geschieht einerseits durch Verdünnung aber auch durch Absterben und Elimination der Bakterien. Dabei ist zu betonen, dass persistenterer Krankheitserreger wie Viren oder Parasiten mehrere Tage danach durchaus noch in relevanten Konzentrationen vorhanden sein können. Zur genaueren Abklärung solcher Ereignisse und ihrer Folgen müssten im eintägigen Rhythmus Proben analysiert und ausgewählte Indikatorpathogene (Stalder *et al.* 2011a, b) mit einbezogen werden.

Am Zufluss Abwasserpfad Podersdorf wurden im Jahr 2014 mehrere Verschmutzungsereignisse beobachtet, die zum Teil mit den erhöhten Konzentrationen an den beiden Badestellen zusammen fielen (Abbildung 185).

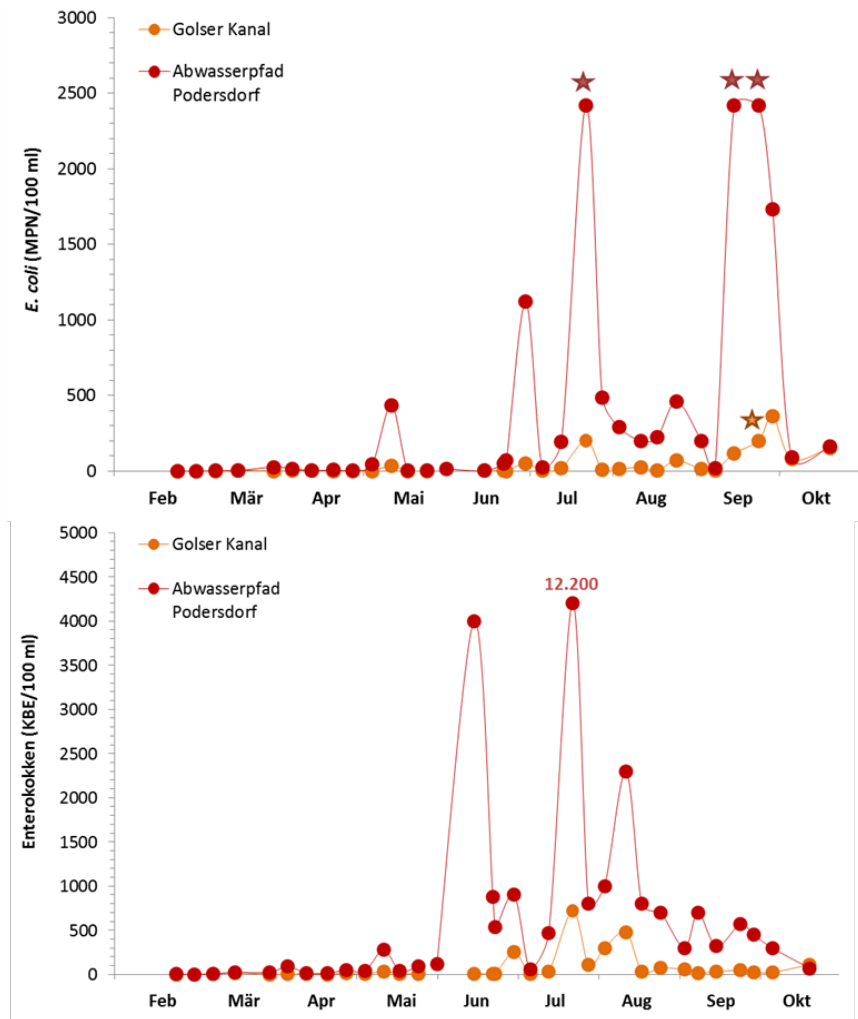


Abbildung 185: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen am Zufluss des Golser Kanals und des Abwasserpfades Podersdorf. Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2:2012 (*E. coli*) bzw. ISO 7899-2:2000 (Enterokokken). Sterne geben an, dass die Proben nicht genügend verdünnt worden waren, die Farbe symbolisiert die jeweilige Probenstelle.

Bei *E. coli* traten vor allem am 23. Juli und in der Periode vom 15. bis 29. September hohe Konzentrationen von > 1.000 MPN/100 ml auf. Auch am 1. Juli wurden Konzentrationen > 1.000 MPN/100 ml gemessen. Der Anstieg der *E. coli* Werte am 13. Mai fiel zeitlich mit den hohen Niederschlägen am Wochenende davor zusammen. Wie schon bei den beiden Badestellen waren die Werte am 4. August (6 Tage nach dem extremen Niederschlagsereignis am 30. Juli) mit 290 *E. coli*/100 ml bereits wieder relativ gering. Bei den Enterokokken lagen die Werte mit einer Ausnahme zwischen 16. Juni und 25. August durchwegs über 400 KBE/100 ml. Spitzenwerte wurden am 16. Juni (4.000 KBE/100 ml), am 23. Juli (12.200 KBE/100 ml) und am 12. August beobachtet. Erstaunlicherweise korrespondierten die Spitzenwerte nur zum Teil (am 13. Mai und am 23. Juli) mit jenen der *E. coli*. Am 16. Juli wurden bei 4.000 Enterokokken pro 100 ml lediglich 2 *E. coli*/100 ml nachgewiesen, und am 15. und 24. September bei > 2.400 *E. coli*/100 ml nur 320 bzw. 570 Enterokokken/100 ml. Ursachen für diese Differenzen könnten an den unterschiedlichen Eintragsmengen, in der unterschiedlichen Persistenz der beiden Bakteriengruppen, bzw. an einer potenziellen Vermehrung der Fäkalbakterien in den Schönungsteichen liegen.

Bei der Stelle Zufluss Golser Kanal lagen die Konzentrationen beider Fäkalindikatoren jeweils deutlich unter den Werten des Zuflusses Abwasserpfad Podersdorf, nur an zwei Zeitpunkten (23. Juli, 12. August) überstiegen die Enterokokken den Wert von 400 KBE/100 ml (Abbildung 185). Dies könnte darauf hindeuten, dass der potenzielle Einfluss des Abwasserpfades Podersdorf auf die Badestellen im Gebiet höher

einzuschätzen ist als der Einfluss des Golser Kanals. Allerdings muss hier erwähnt werden, dass – wie aus den chemophysikalischen Parametern ersichtlich – die Stelle Zufluss Abwasserpfad Podersdorf eindeutig identifiziert werden konnte, während beim Golser Kanal das Wasser aus den Schönungsteichen weniger punktuell durch den Schilfgürtel rinnt oder die gewählte Stelle nicht die optimale Stelle war.

Tabelle 90 zeigt die Korrelationsmatrix zwischen den *E. coli* (EC) und Enterokokkendaten (ENT) an den 4 Probenpunkten im Jahr 2014. Mit wenigen Ausnahmen waren fast alle Messserien signifikant miteinander korreliert. Den höchsten Korrelationskoeffizienten ( $r = 0.84$ ) wies *E. coli* bei Punkt 25 (Zufluss Golser Kanal) und 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf) auf. Kein signifikanter Zusammenhang wurde bei Punkt 32 (Nordstrand) für die Enterokokken mit den *E. coli* Werten am Punkt 25 und 29 gefunden, sowie für *E. coli* mit den Enterokokken an denselben beiden Punkten.

**TABELLE 92: KORRELATIONSMATRIX ZWISCHEN DEN *E. COLI* (EC) UND ENTEROKOKKENDATEN (ENT) AN DEN 4 PROBENPUNKTEN IM JAHR 2014. SIGNIFIKANZNIVEAU: DUNKELGRÜN  $P < 0.001$ , MITTELGRÜN  $P < 0.01$ ; HELLGRÜN  $P < 0.05$ ; N.S.: NICHT SIGNIFIKANT.**

	EC25	EC26	EC29	EC32	EK25	EK26	EK29
EC26	0,59						
EC29	0,84	0,59					
EC32	0,65	0,82	0,58				
EK25	0,74	0,42	0,74	n.s.			
EK26	0,46	0,57	0,60	0,63	0,49		
EK29	0,55	0,44	0,70	n.s.	0,68	0,66	
EK32	0,49	0,52	0,48	0,69	n.s.	0,58	n.s.

Signifikante Zusammenhänge deuten einerseits darauf hin, dass gemeinsame externe Faktoren wie Regen, Wind und Temperaturen die Schwankungen an den 4 Probenpunkten generell beeinflussen, andererseits dass die Schwankungen an den Probenpunkten mit Abwassereinleitungen (Podersdorf, Golser Kanal) einen direkten Einfluss auf die Schwankungen an den untersuchten Badestellen (EU-Badestelle, Nordstrand) haben.

Alle gemessenen Umweltparameter wiesen statistisch signifikante Zusammenhänge zu den Fäkalindikatorkonzentrationen auf (Tabelle 91). Im Fall der negativen Korrelationen mit pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt und der positiven Korrelation mit der Secchi-Tiefe ist dieser Zusammenhang auf die spezifischen Charakteristika („Abwasser“) des Probenpunkts Zufluss Abwasserpfad Podersdorf zurück zu führen (Abbildung 183), der gleichzeitig der Punkt mit den höchsten fäkalen Belastungen war.

**TABELLE 93: KORRELATIONSMATRIX ZWISCHEN DEN GEMESSENEN UMWELTPARAMETERN UND DEN FÄKALINDIKATORKONZENTRATIONEN (LOG-DATEN) AN DEN 4 PROBENPUNKTEN IM JAHR 2014. EC: *E. COLI*, ENT: ENTEROKOKKEN; SIGNIFIKANZNIVEAU: DUNKELGRÜN  $P < 0.001$ , MITTELGRÜN  $P < 0.01$**

	Temperatur	pH-Wert	Leitfähigkeit	Sauerstoff	Secchi-Tiefe
EC	0,25	-0,41	-0,55	-0,56	0,44
ENT	0,35	-0,57	-0,50	-0,71	0,32

Besonders interessant ist der positive Zusammenhang mit der Temperatur. Es fiel auf, dass vor allem bei den Enterokokken erhöhte Konzentrationen an Fäkalindikatoren besonders in der Periode Juni bis August bei generell höheren Wassertemperaturen auftraten, während sie von Februar bis April und im Oktober (parallel

zu niedrigen Temperaturen) durchwegs gering waren. Die Korrelationskoeffizienten liegen jedoch nur bei  $r = 0,25$  bzw.  $r = 0,35$ , da im Mai und September bei intensiven Regenfällen und relativ kühlen Temperaturen ebenfalls Verschmutzungsereignisse registriert wurden. Worauf der positive saisonale Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und Fäkalindikatoren zurückzuführen ist, ist nicht klar. Es wird generell angenommen, dass höhere Temperaturen eher zu einem rascheren Absterben und einer rascheren Elimination der Fäkalbakterien in Gewässern führen (Franz *et al.* 2014), es sei denn es würde zu einer Vermehrung der Bakterien in den Schönungsteichen oder Sedimenten kommen, wofür es in der internationalen Literatur prinzipiell auch Hinweise gibt (Ferguson *et al.* 2005; Derry & Attwater 2014). Ein positiver Zusammenhang könnte aber auch durch indirekte Einflussfaktoren bedingt sein, wie die vermehrten Besucherzahlen bei höheren Temperaturen, vermehrte Ausscheidungsaktivitäten der natürlichen Fauna während der warmen Jahreszeit sowie vermehrte landwirtschaftliche Einträge über die Kanäle Nordgraben, Julagraben und Südgraben (vgl. Kapitel 2.4).

### 2.7.3.3 MIKROBIOLOGISCH-FÄKALE BELASTUNGEN IM JAHR 2015

Der Verlauf der Daten im Jahr 2015 zeigt, dass es an der EU-Badestelle im gesamten Untersuchungszeitraum zu einigen nennenswerten Verschmutzungsereignissen gekommen ist, welche vor allem bei den Enterokokkenkonzentrationen sichtbar wurden (Abbildung 186). Die *E. coli*-Werte lagen zwar durchwegs unter den NOAEL Werten (eine geringfügige Überschreitung im Oktober wurde nur mit einer Methode angezeigt), bei den Enterokokken kam es jedoch im Zeitraum Juli bis Mitte September immer wieder zu deutlichen Überschreitungen der NOAEL und der BAV Werte. Die mit unterschiedlichen Methoden in den Labors gewonnenen Werte wiesen dahingehend geringe Unterschiede auf.



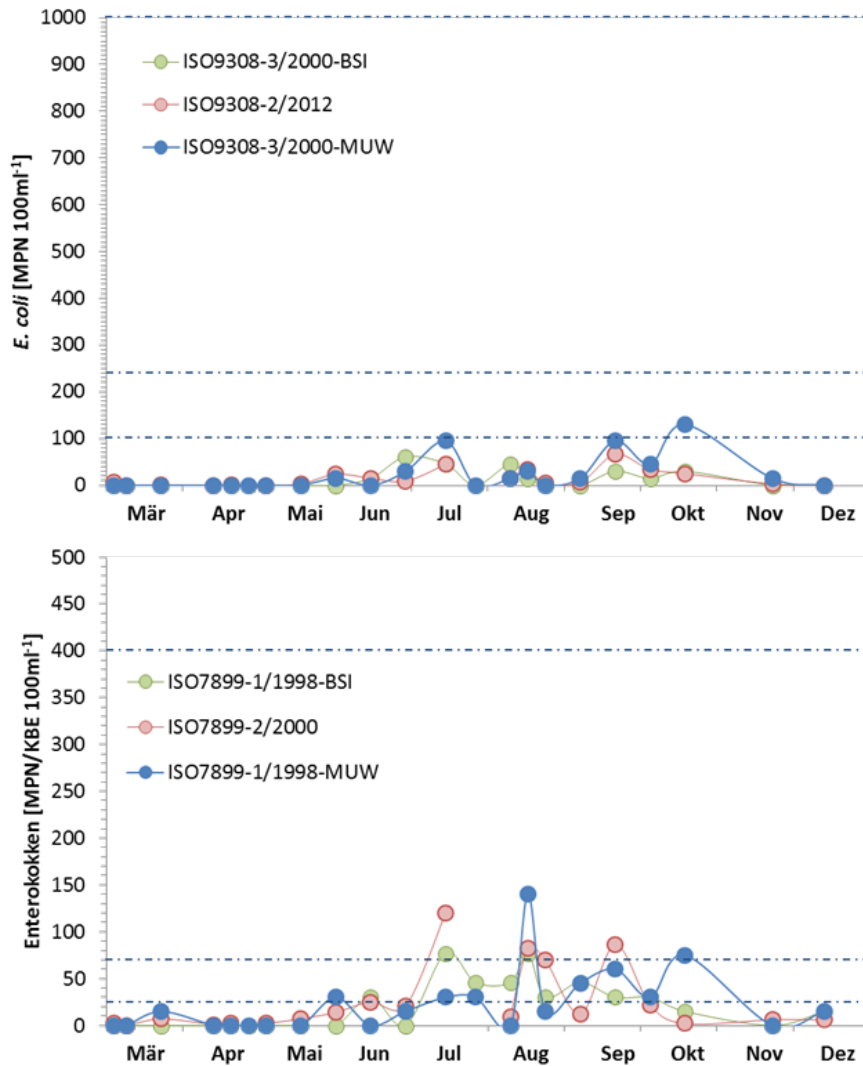


Abbildung 186: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der EU-Badestelle im Jahr 2015. Die Analyse der Proben erfolgte jeweils parallel mit 2 verschiedenen Standards. Für die Mikrotiterplattenverfahren wurden die Proben parallel an der Biologischen Station Illmitz (BSI) und der Medizinischen Universität Wien (MUW) analysiert. Die drei strichlierten Linien geben i) den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1.000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BGewV 2009), ii) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency 2012 (235 *E. coli* bzw. 70 Enterokokken pro 100 ml) sowie (iii) den „No observed adverse effect level“ NOAEL für Magen-Darminfektionen (100 *E. coli* bzw. 25 Enterokokken pro 100 ml; Wiedenmann et al 2006) an

Ein ähnliches Bild ergab sich auch für den Nordstrand Podersdorf. Bei *E. coli* traten im gesamten Untersuchungszeitraum keine Überschreitungen des NOAEL Wertes auf (Abbildung 187).

Bei den Enterokokken kam es in der Periode von August bis September immer wieder zu Überschreitungen des BAV bzw. des NOAEL Werts, der BGewV Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen wurde jedoch nicht überschritten.

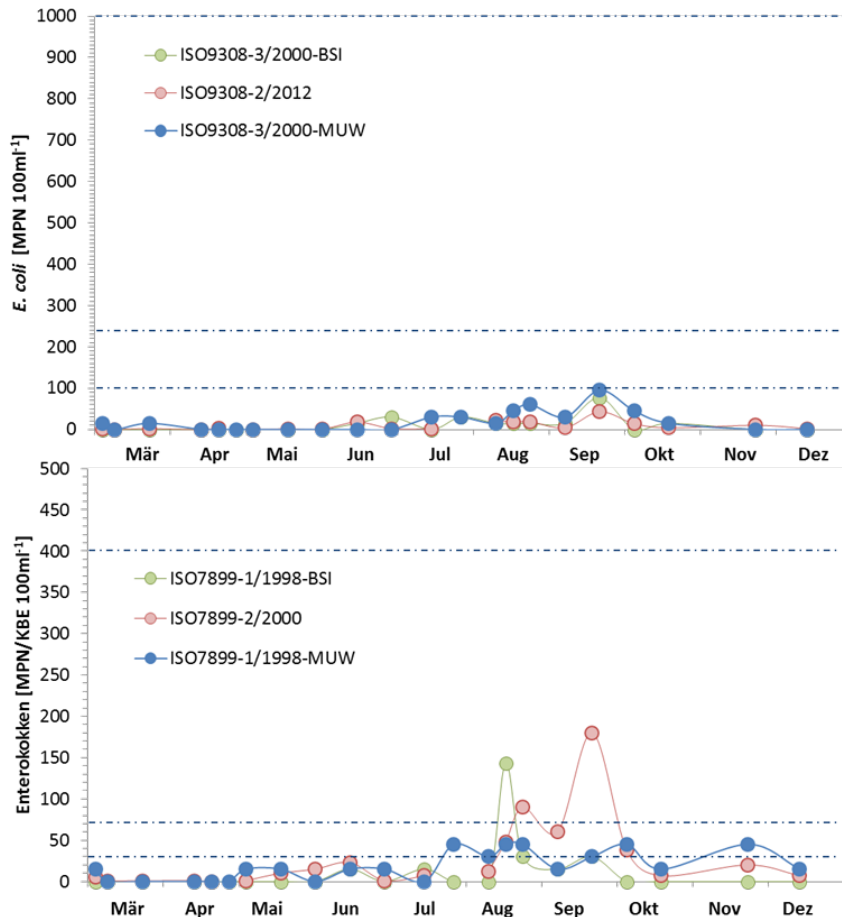


Abbildung 187: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der Probestelle Nordstrand Podersdorf im Jahr 2015. Die Analyse der Proben erfolgte jeweils parallel mit 2 verschiedenen Standards. Für die Mikrotiterplattenverfahren wurden die Proben parallel an der Biologischen Station Illmitz (BSI) und der Medizinischen Universität Wien (MUW) analysiert. Die drei strichlierten Linien geben i) den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BGewV 2009), ii) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency 2012 (235 *E. coli* bzw. 70 Enterokokken pro 100 ml) sowie (iii) den „No observed adverse effect level“ NOAEL für Magen-Darminfektionen (100 *E. coli* bzw. 25 Enterokokken pro 100 ml; Wiedenmann et al 2006) an

Bei der Probenstelle Zufluss Abwasserpfad Podersdorf zeigten die *E. coli* Konzentrationen nach niedrigen Werten bis Mitte Juni drei deutliche Peaks am 15. Juli, am 17. August und am 21. September 2015 (Abbildung 188).

Ab Anfang Oktober gingen die Werte wieder deutlich zurück. Die mit unterschiedlichen Methoden in den zwei Labors gewonnenen Werte zeigten den gleichen Verlauf. An allen drei Zeitpunkten herrschte starker West bis Nordwind der Windstärke 4 vor, am 17. August war in der Vornacht Niederschlag (22 mm/Tag) gefallen, an den anderen Terminen waren keine Niederschläge zu verzeichnen gewesen. Im Vergleich zum Jahr 2014 waren die gemessenen Maximalwerte im Jahr 2015 deutlich niedriger (700 MPN/100 ml).

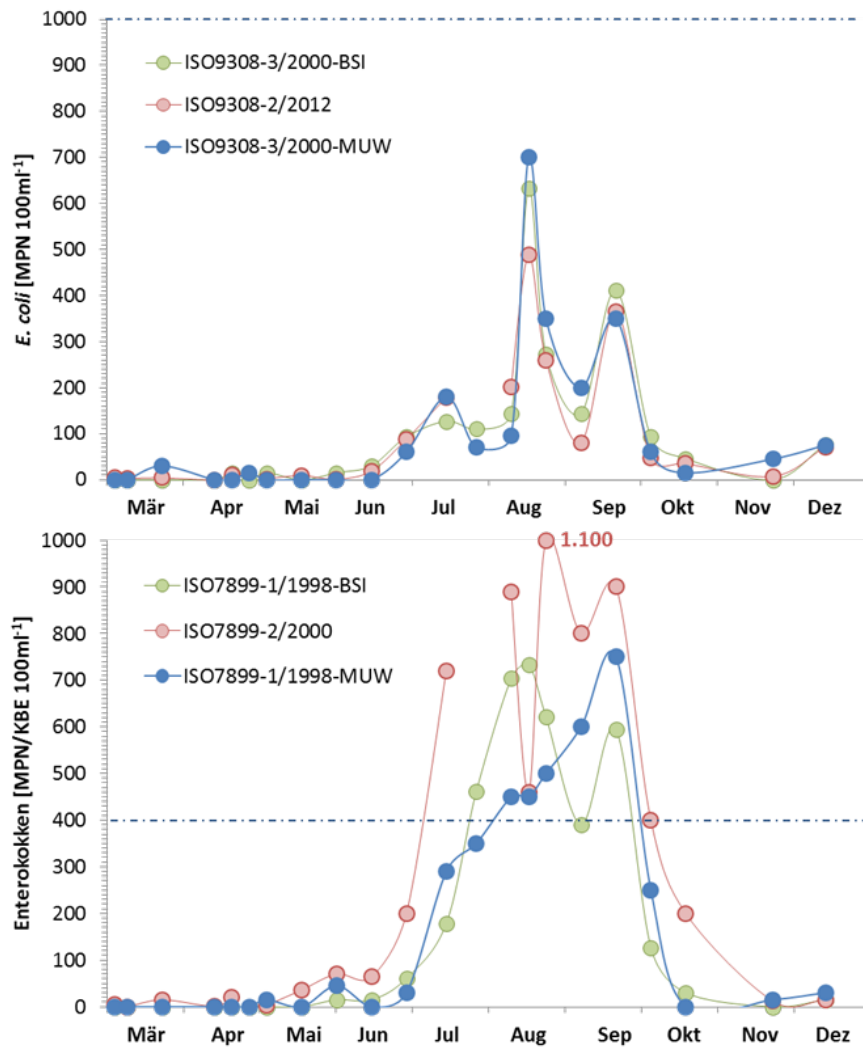


Abbildung 188: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der Probestelle Zufluss Abwasserpfad Podersdorf im Jahr 2015. Die Analyse der Proben erfolgte jeweils parallel mit 2 verschiedenen Standards. Für die Mikrotitrierplattenverfahren wurden die Proben parallel an der Biologischen Station Illmitz (BSI) und der Medizinischen Universität Wien (MUW) analysiert. Die strichlierten Linien geben den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen an (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BGewV 2009), der BAV und NOAEL sind hier nicht eingezeichnet, da es sich bei den untersuchten Probenstellen nicht um Badestellen handelt.

Die Enterokokken zeigten generell einen ähnlichen saisonalen Verlauf mit geringen Werten bis Mitte Juni und ab Mitte Oktober sowie hohen Werten während der warmen Jahreszeit, die Werte lagen im Sommer durchwegs über 400 MPN/KBE pro 100 ml. Im Unterschied zu *E. coli* lieferten die unterschiedlichen Enterokokkenbestimmungsmethoden doch etwas voneinander abweichende Ergebnisse mit unterschiedlichen Maximalwerten zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Abbildung 188).

Auch am Probenpunkt Zufluss Golser Kanal traten erhöhte Konzentrationen nur in den Monaten Juli bis September auf. Wie schon im Jahr 2014 beobachtet, waren die Maxima jedoch deutlich geringer als beim Abwasserpfad Podersdorf (Abbildung 189).

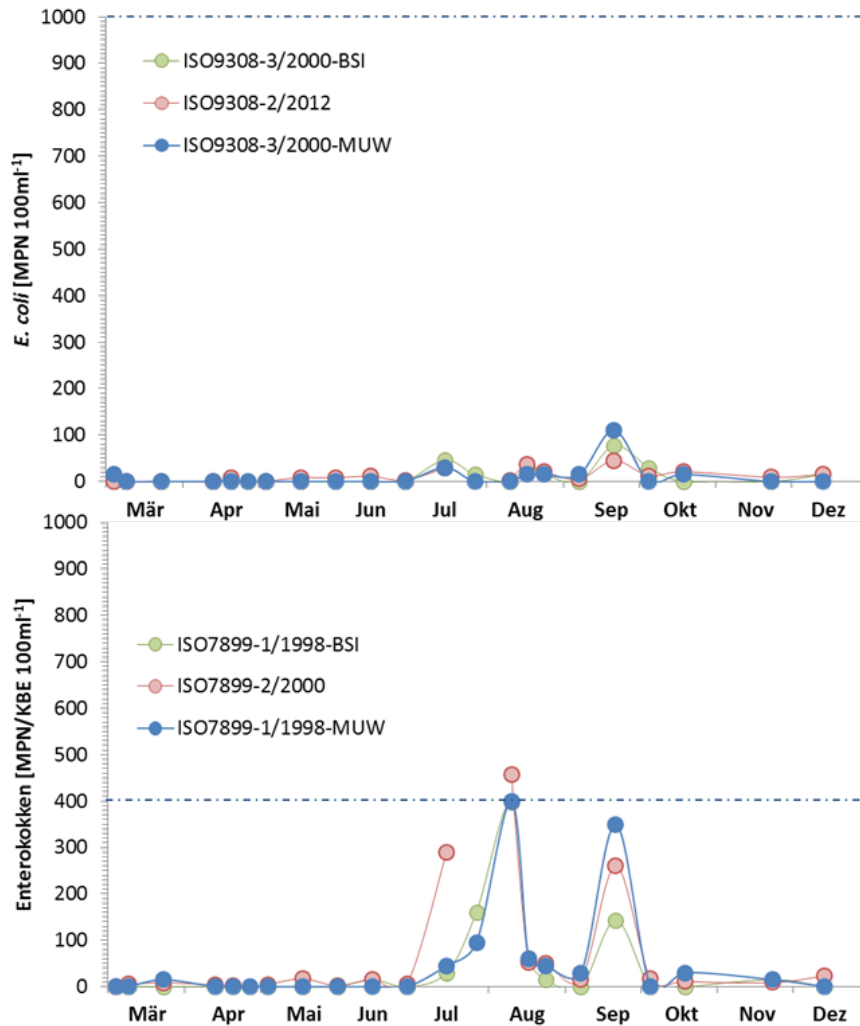


Abbildung 189: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der Probestelle Zufluss Golser Kanal im Jahr 2015. Die Analyse der Proben erfolgte jeweils parallel mit 2 verschiedenen Standards. Für die Mikrotiterplattenverfahren wurden die Proben parallel an der Biologischen Station (BS) und der Medizinischen Universität Wien (MUW) analysiert. Die strichlierten Linien geben den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen an (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BGewV 2009), der BAV und NOAEL sind hier nicht eingezeichnet, da es sich bei den untersuchten Probestellen nicht um Badestellen handelt.

Bei *E. coli* wurden nur am 21. September leicht erhöhte Werte beobachtet, bei den Enterokokken am 10. Juli (nur mit ISO 7899-2/2000), am 10. August und ebenfalls am 21. September. Mit Ausnahme des Enterokokkenwertes vom 10. Juli lieferten die verschiedenen Methoden übereinstimmende saisonale Muster. Nur am 10. August kam es bei den Enterokokken zur Überschreitung des Wertes von 400 MPN/KBE pro 100 ml. Nur am 10. Juli war ein zeitlicher Zusammenhang mit Niederschlägen (18 mm/Tag am 8. Juli) zu beobachten.

Tabelle 92 zeigt die Korrelationsmatrix zwischen den *E. coli* (EC) und Enterokokkendaten (ENT) an den 4 Probenpunkten im Jahr 2015 (nur MUW-Daten). Den höchsten Korrelationskoeffizienten ( $r = 0.87$ ) wies *E. coli* bei Punkt 32 (Nordstrand) mit den Enterokokken am Punkt 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf) auf. Im Unterschied zum Jahr 2014 waren wesentlich weniger signifikante Korrelationen zu beobachten. Dies ist darauf zurück zu führen, dass es im Jahr 2015 wesentlich geringere Schwankungen und niedrigere Werte der Fäkalindikatorkonzentrationen gab. Als Ursache dafür kann sowohl das Wetter mit geringen Niederschlägen, aber auch die Auswirkung der neuen UV-Desinfektionsanlage in Podersdorf und weitere ergriffene Maßnahmen angeführt werden.

TABELLE 94: KORRELATIONSMATRIX ZWISCHEN DEN *E. COLI* (EC) UND ENTEROKOKKENDATEN (ENT) AN DEN 4 PROBENPUNKTEN IM JAHR 2015. DUNKELGRÜN: P < 0.001, MITTELGRÜN: P < 0.01; HELLGRÜN: P < 0.05; N.S.: NICHT SIGNIFIKANT

	EC25	EC26	EC29	EC32	EK25	EK26	EK29
EC26	0,60						
EC29	0,48	n.s.					
EC32	0,79	0,47	0,71				
EK25	0,73	n.s.	n.s.	0,54			
EK26	n.s.	0,55	0,79	0,55	n.s.		
EK29	0,65	n.s.	0,73	0,87	0,68	0,50	
EK32	n.s.	n.s.	0,53	0,55	n.s.	n.s.	0,54

Mehrere Umweltparameter wiesen statistisch signifikante Zusammenhänge zu den Fäkalindikatorkonzentrationen auf (Tabelle 93). Im Fall der negativen Korrelationen mit pH-Wert und Sauerstoffgehalt und der positiven Korrelation mit der Secchi-Tiefe ist dieser Zusammenhang auf die spezifischen Charakteristika („Abwasser“) des Probenpunkts Zufluss Abwasserpfad Podersdorf zurück zu führen, der gleichzeitig der Punkt mit den höchsten fäkalen Belastungen war.

TABELLE 95: KORRELATIONSMATRIX ZWISCHEN DEN GEMESSENEN UMWELTPARAMETERN UND DEN FÄKALINDIKATORKONZENTRATIONEN (LOG-DATEN) AN DEN 4 PROBENPUNKTEN IM JAHR 2015. EC: *E. COLI*, ENT: ENTEROKOKKEN; MTP: MIKROTITERPLATTENVERFAHREN; MPN: MOST PROBABLE NUMBER VERFAHREN; MF-MEMBRANFILTRATION; BSI: BIOLOGISCHE STATION ILLMITZ, MUW: MEDIZINISCHE UNIVERSITÄT WIEN; DUNKELGRÜN: P < 0.001, MITTELGRÜN: P < 0.01; HELLGRÜN: P < 0.05; N.S.: NICHT SIGNIFIKANT

	Temperatur	pH-Wert	Leitfähigkeit	Sauerstoff	Secchi-Tiefe
EC-MTP-BSI	0,41	-0,40	n.s.	-0,60	0,41
ENT-MTP-BSI	0,51	-0,32	n.s.	-0,61	0,36
EC-MPN-BSI	0,29	-0,29	n.s.	-0,48	0,37
ENT-MF-BSI	0,35	-0,37	n.s.	-0,55	0,37
EC-MTP-MUW	0,21	-0,24	n.s.	-0,42	0,27
ENT-MTP-MUW	0,32	n.s.	n.s.	-0,40	0,28

Wie schon im Jahr 2014, wurde auch im Jahr 2015 für alle Methoden ein statistisch signifikanter Zusammenhang mit der Wassertemperatur beobachtet (Tabelle 93). Erneut fiel auf, dass erhöhte Konzentrationen an Fäkalindikatoren erst ab Mitte Juni bei generell höheren Wassertemperaturen auftraten und auch im Oktober die Konzentrationen (parallel zu den Temperaturen) zurückgingen. Die Korrelationskoeffizienten lagen aber für die unterschiedlichen Datensätze nur zwischen  $r = 0.21$  ( $p < 0.05$ ) und  $r = 0.51$  ( $p < 0.001$ ). Der generell mit dem Temperatur-Jahresverlauf positive Zusammenhang wird in der warmen Jahreszeit also mit negativen Temperatureinflüssen überlagert, da bei zu Verschmutzungsereignissen führende Schlechtwetterereignisse mit Starkniederschlägen und Starkwinden die Temperaturen deutlich niedriger sind als bei sonnigem Wetter.

Aus Qualitätssicherungsgründen wurde getestet, ob die unterschiedlichen Methoden, die in den beiden Labors verwendet wurden, zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen führten. Wie erwähnt, wurden die an der biologischen Station neu etablierten Methoden ISO 9308-3:1998 für *E. coli* und ISO 7899-1:1998 für Enterokokken von Parallelanalysen an der MedUniWien begleitet. Um in Summe auf 120 Vergleichsmessungen zu kommen und um einen größeren Messbereich (höhere Konzentrationen) abzudecken, wurden zusätzlich zu den 96 Proben aus der regulären Beprobung noch 24 Proben entlang des

Abwasserpfades in Podersdorf parallel analysiert (Daten nicht gesondert gezeigt, in Kapitel 2.6 integriert). Für die statistischen Analysen wurde ein gepaarter T-Test verwendet. Es ergaben sich zwischen den Analysen der BSI und der MUW weder für *E. coli* ( $t = 0,612$ ;  $p > 0,1$ ) noch für Enterokokken ( $t = 0,355$ ;  $p > 0,1$ ) signifikante Unterschiede. Für beide Parameter waren die Analyseserien statistisch hoch signifikant korreliert ( $r = 0,885$  bzw.  $0,942$ ). Weiters wurde getestet, ob die an der BSI neu etablierten Verfahren zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen führen würden wie die bisher verwendeten (ISO 9308-2:2012 bzw. ISO 7899-2/2000). Hierfür standen nur 88 Parallelmessungen aus der regulären Beprobung zur Verfügung. Auch hier waren für beide Parameter die Analyseserien hoch signifikant korreliert ( $r = 0,970$  bzw.  $0,887$ ). Im Fall von *E. coli* gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen den Methoden ( $t = 1,052$ ;  $p > 0,1$ ). Im Fall der Enterokokken war der Unterschied signifikant ( $t = -3,535$ ;  $p < 0,01$ ), das Mikrotiterplattenverfahren lieferte niedrigere Ergebnisse als das Membranfiltrationsverfahren. Die mittlere Differenz lag hier bei 40 Enterokokken pro 100 ml. In diesem Zusammenhang muss erwähnt werden, dass die Ergebnisse der MPN Verfahren vor allem im unteren Bereich sehr große prozentuelle Schwankungsbreiten aufweisen. Ein Messwert von 15 MPN pro 100 ml (entspricht einem einzigen positiven Nöpfchen) besitzt einen statistischen Schwankungsbereich von 2 bis 106 MPN pro 100 ml (entspricht in etwa 700 % Abweichung nach oben und unten). Auch bei einem Wert von 110 MPN pro 100 ml (7 positive Nöpfchen) liegt der Schwankungsbereich zwischen 52 und 231 MPN pro 100 ml ( $> 100$  %). Eine mittlere Differenz von 40 MPN pro ml in Vergleich zum Membranfiltrationsverfahren ist demnach als statistisch wenig relevant zu betrachten.

### 2.7.3.4 DATEN DER BEHÖRDLICHEN UNTERSUCHUNGEN (AGES) 2014/2015

Die Auswertung der behördlichen Untersuchungen, die durch die Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) durchgeführt wurden, ergab für beide Jahre das gleiche Bild wie die Untersuchungen, die in diesem Projekt durchgeführt wurden (Abbildung 190).



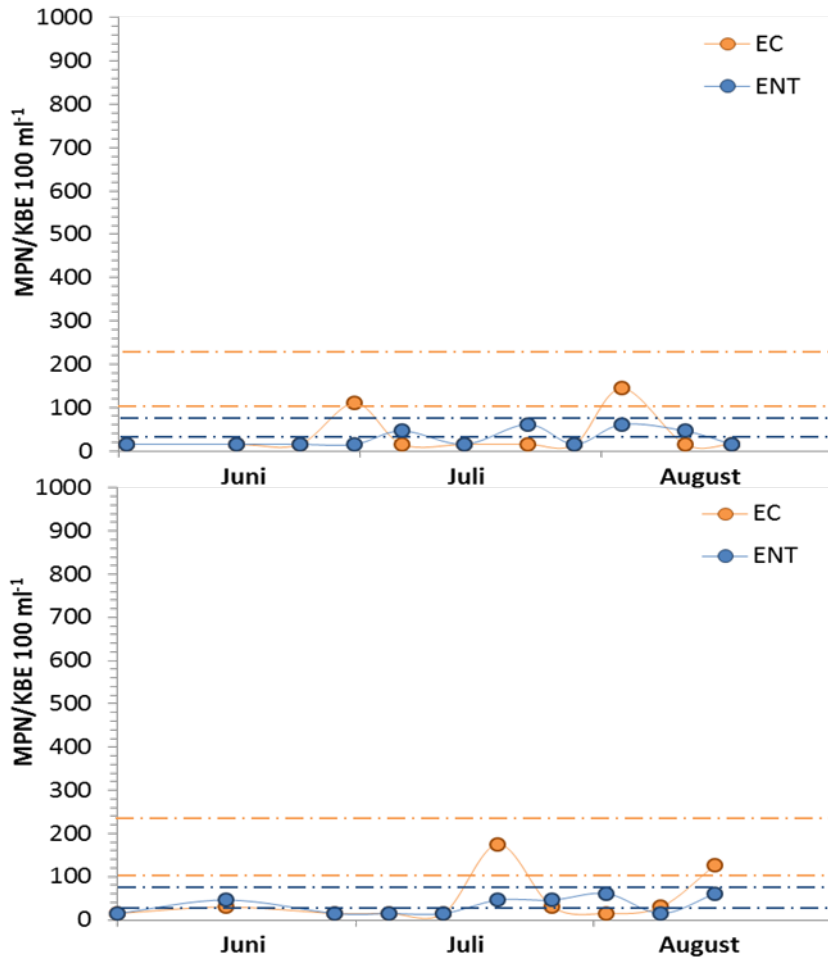


Abbildung 190: Behördliche Untersuchungsergebnisse (AGES) der *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der EU-Badestelle Podersdorf in den Jahren 2014 (oben) und 2015 (unten). EC: *E. coli*, ENT: Enterokokken; Die strichlierten Linien geben i) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency

Die Konzentrationen beider Fäkalindikatoren wiesen an der EU-Badestelle Podersdorf während der Badesaisonen nur geringe Schwankungen auf, die BAV-Werte wurden sowohl für Enterokokken als auch für *E. coli* durchwegs unterschritten. Die NOAEL Werte wurden von *E. coli* jeweils zweimal, von den Enterokokken mehrmals überschritten.

#### 2.7.3.5 WEITERFÜHRENDES UNTERSUCHUNGSPROGRAMM NEUSIEDLER SEE 2016

Als Fortführung der Untersuchungen in den Jahren 2014 und 2015 wurde auch im Jahr 2016 die mikrobiologisch-fäkale Belastung (*E. coli* und Enterokokken) an den Probenstellen im Raum Podersdorf (EU Badestelle 26, Einrinn Abwasserpfad Podersdorf 29, Podersdorf Nordstrand 32 und Einrinn Golser Kanal 25) bestimmt. Zusätzlich wurde die Probenstelle 13 im Wulkadelta untersucht. Die Probennahmen fanden zwischen März und November 2016 in ein- bis vierwöchigen Abständen statt.

An den beiden Badestellen im Bereich Podersdorf (Punkt 26 und 32) wurden während der gesamten Untersuchungsperiode keine Überschreitungen der Grenzwerte für kurzfristige Verschmutzungen beobachtet (Abbildung 191).

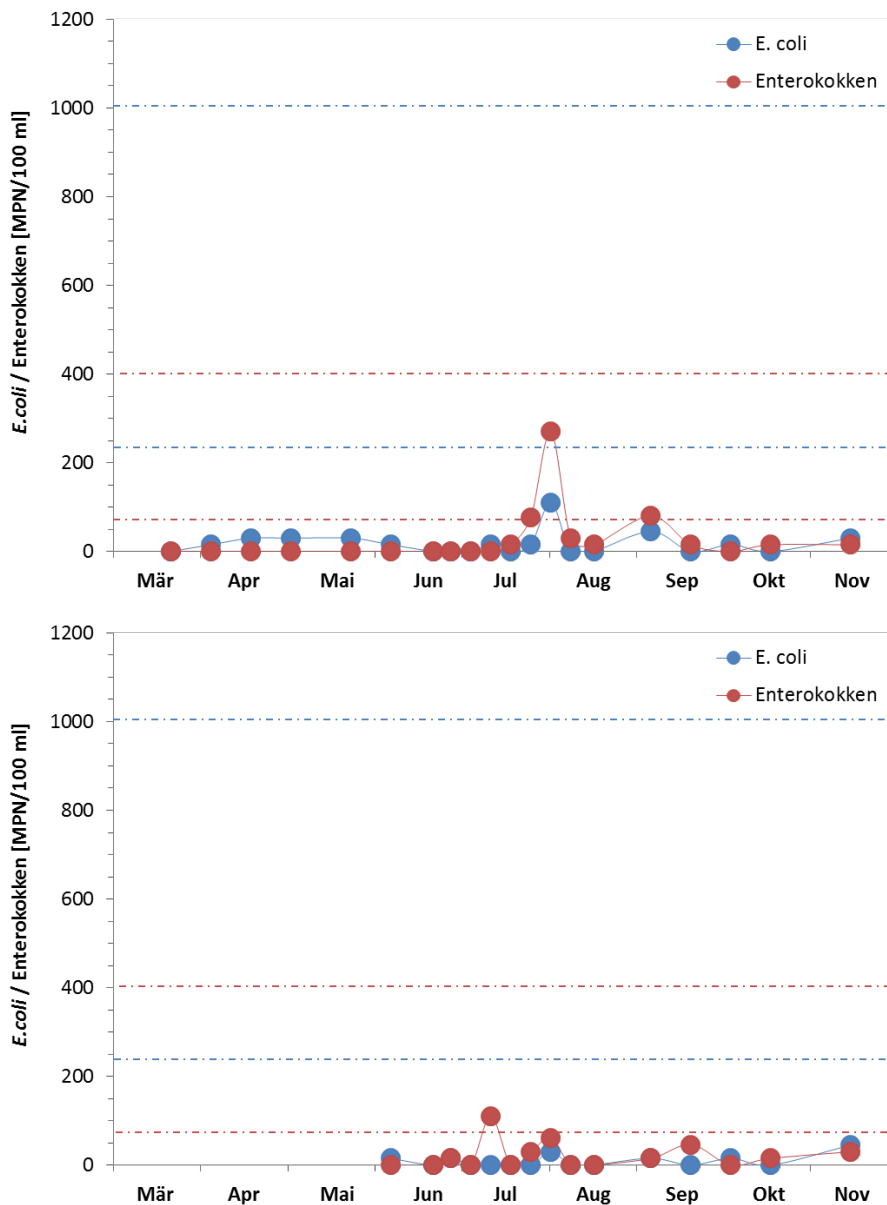


Abbildung 191: E. coli und Enterokokkenkonzentrationen an der EU-Badestelle 26 (oben) und im Badebereich Nordstrand Podersdorf (Punkt 32, unten). Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2/2012 (E. coli) bzw. ISO 7899-2/2000 (Enterokokken). Die strichlierten Linien geben i) den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 E. coli bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BGewV 2009), ii) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency 2012 (235 E. coli bzw. 70 Enterokokken pro 100 ml).

Allerdings kam es im Hochsommer (Ende Juli /Anfang August) zu einem Ereignis, bei denen der BAV Wert für Enterokokken am Probenpunkt 26 deutlich überschritten wurde. Zusätzlich wurde Anfang September (Punkt 26) und Mitte Juli (Punkt 32) der BAV Wert für Enterokokken geringfügig überschritten (Abbildung 191).

Die hohen Werte im Hochsommer waren offensichtlich mit dem Auftreten von Spitzenbelastungen an den Probenpunkten 25 (Golser Kanal) und 29 (Abwasserpfad Podersdorf) gekoppelt (Abbildung 192).

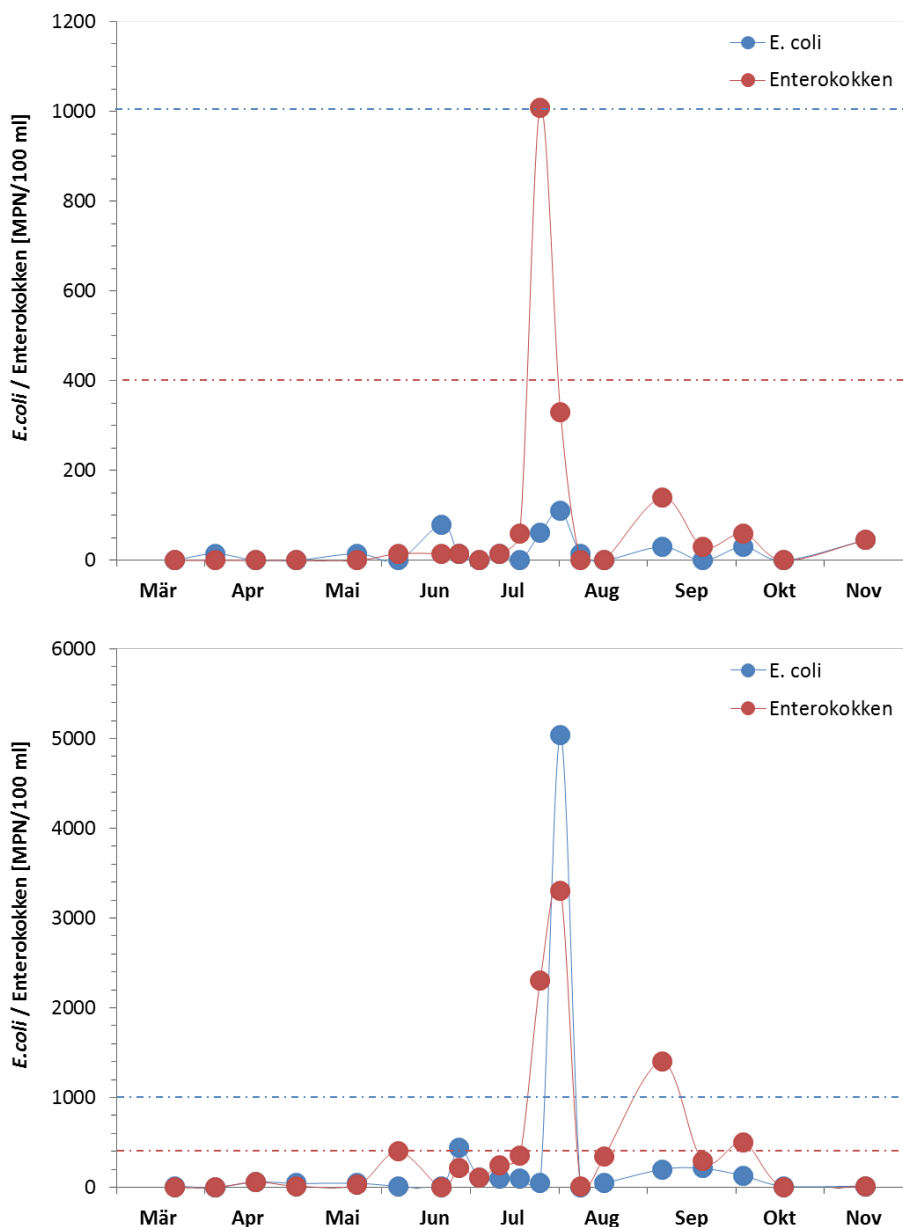


Abbildung 192: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an den Seestellen 25 (oben) und 29 (unten). Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2/2012 (*E. coli*) bzw. ISO 7899-2/2000 (Enterokokken). Die strichlierten Linien geben den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BGewV 2009 an).

Am Punkt 25 wurde Ende Juli der Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen bei den Enterokokken überschritten, am Probenpunkt 29 traten Anfang August sowohl bei *E. coli* also auch bei den Enterokokken deutliche Überschreitungen der Grenzwerte auf (Abbildung 192). Eine weitere Überschreitung wurde auch Anfang September für die Enterokokken beobachtet. Dabei ist zu beachten, dass die erreichten Verschmutzungswerte beim Einrinn Abwasserpfad Podersdorf etwa 5 Mal höher lagen als am Einrinn Golser Kanal.

Das Verschmutzungsereignis Anfang August war mit starken kurzfristigen Regenfällen (21 mm innerhalb von 3 Stunden) und Starkwind (Nordwest) assoziiert, deren Auswirkungen in abgeschwächter Form auch an der Badestelle 26 zu erkennen waren (siehe Abbildung 191). Bei den beobachteten hohen Werten an den Probenpunkten 25 und 29 Ende Juli war es ebenfalls an den Vortagen zu Niederschlägen gekommen, die gemessenen Niederschlagsmengen waren jedoch mit 5 mm bzw. 6 mm pro Tag an den beiden Vortagen

moderat. Auch bei dem am Punkt 29 Anfang September beobachteten Ereignis war es kurz vor der Probennahme zu moderaten Regenfällen (7 mm) gekommen, die ebenfalls zu leicht erhöhten Werten an der EU Badestelle 26 führten. Das deutet darauf hin, dass schon geringe Niederschlagsereignisse zu einem Anstieg der mikrobiologischen Verschmutzung an den Abwassereinrinnstellen im Neusiedler See und in weiterer Folge auch an der EU-Badestelle 26 führen können (vgl. Kapitel 2.2 Historische Datenanalyse).

Neben den Probenahmestellen im Raum Podersdorf wurde erstmals ab Mitte Juni auch eine Probenstelle im Wulkadelta (13; im See nahe des Schilfgürtels) in einwöchigen Abständen beobachtet. Wie in Abbildung 193 zu sehen ist, kam es im Beobachtungszeitraum zu drei mikrobiologischen Verschmutzungsereignissen, bei denen jeweils zumindest einer der beiden gemessenen Fäkalindikatoren über den Grenzwerten für kurzfristige Verschmutzungen lag.

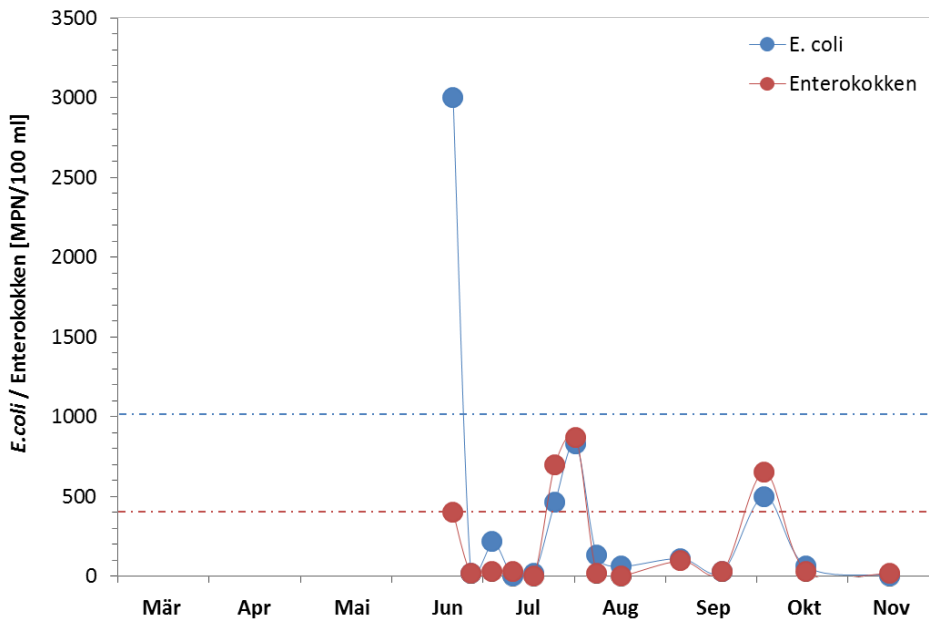


Abbildung 193: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der Stelle 13 (Wulkadelta). Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2/2012 (*E. coli*) bzw. ISO 7899-2/2000 (Enterokokken). Die strichlierten Linien geben den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BGewV 2009 an).

Der Höchstwert mit  $> 3.000$  *E. coli* /100 ml wurde gleich zu Beginn der Untersuchungsperiode gemessen. Das zweite Ereignis fand (wie schon im Raum Podersdorf) Ende Juli / Anfang August statt, das dritte Anfang Oktober. Die hohen Werte im Juni waren mit einem Starkregen- und Sturmereignis am Vortag verknüpft, wobei die für Montag den 20. Juni geplante Probennahme um einen Tag verschoben werden musste. Das Ereignis im Hochsommer fand parallel zu dem im Raum Podersdorf beobachteten Ereignis statt (moderate Niederschläge Ende Juli, starke Regenfälle und Sturm Anfang August). Auch im Oktober wurde ein Zusammenhang mit leichten Niederschlägen (1 mm) gefunden, allerdings verbunden mit starken Nordwestwinden. Solche Niederschläge könnten ein Verfrachten von verschmutztem Wasser der Wulka aus dem Schilfgürtel in den See bewirkt haben. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Wulka offensichtlich mehrmals im Jahr trotz Filterwirkung des breiten Schilfgürtels zu stark erhöhten Fäkalbelastungen im Wulkadelta des Neusiedler Sees führen kann. Detaillierte räumlich und zeitlich (eventbasierte) hoch aufgelöste Untersuchungen wären dringend nötig, um den Einfluss der Wulka und die Filtrationswirkung des Schilfgürtels auf die mikrobiologische Wasserqualität des Neusiedler Sees fundiert beurteilen zu können.

## 2.7.4 DISKUSSION

## 2.7.4.1 BEWERTUNG UND EINSTUFUNG DER BADEWASSERQUALITÄT

Im Jahr 2013 wurde die EU-Badestelle Podersdorf mit mangelhafter Badewasserqualität ausgewiesen. Als Basis für die Einstufung dienten gemäß der BGewV die in den Jahren 2010 bis 2013 erhobenen Werte für *E. coli* und Enterokokken. In der ab 2013 vorgeschriebenen Gesamtbewertung der letzten 4 Jahre war es bei den Enterokokken zur Überschreitung der Grenzwerte für gute (400 Enterokokken pro 100 ml, 95% Perzentil) und ausreichende Badewasserqualität (330 Enterokokken pro 100 ml, 90% Perzentil) gekommen. Die für die Einstufung erhobenen Daten waren dabei von der AGES erhoben worden, wobei auch die Probenahme von den Mitarbeitern der AGES von Land aus durchgeführt worden war. Parallel dazu waren an 16 von 20 Terminen auch von der BSI vom Boot aus Proben gezogen und im akkreditierten Labor analysiert worden. Abbildung 194 zeigt eine Gegenüberstellung der *E. coli* und Enterokokken-Daten für die Jahre 2010-2013.

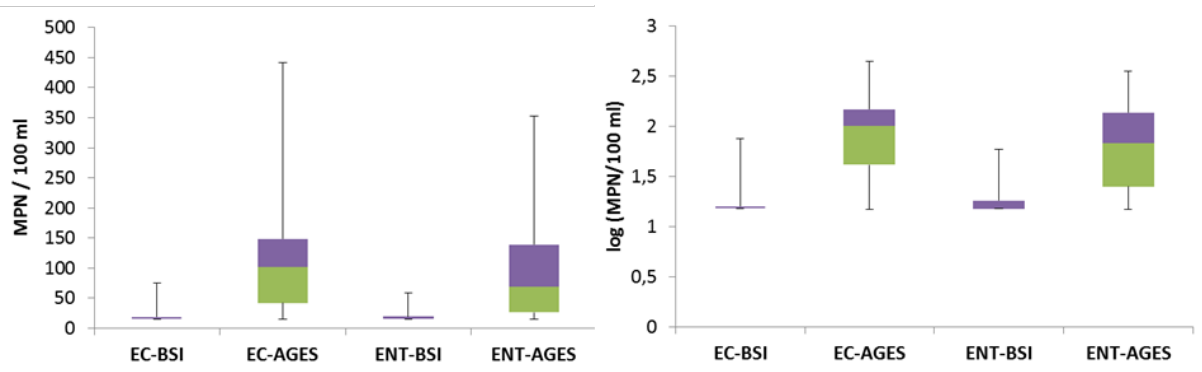


Abbildung 194: Boxplot-Vergleich zwischen *E. coli* (EC) und Enterokokkendaten (ENT) an der EU-Badestelle Podersdorf während der Badesaisonen 2010-2013, ermittelt durch die AGES und durch die Biologische Station Illmitz (BSI). Die Proben der AGES wurden vom Ufer aus, die Proben der BSI wurden mit dem Boot genommen. Links: Originalwerte, rechts: logarithmierte Werte. Box-Whisker-Plots mit 25 und 75% Quartil sowie Minimum und Maximum-Werten. Um die Vergleichbarkeit zwischen den Methoden zu gewährleisten wurden alle Werte < 15 als 15 angegeben (vgl. BGewV).

Es ergaben sich hoch signifikante Unterschiede zwischen den Ergebnissen der beiden Institutionen. Die Werte der AGES lagen bei den logarithmierten Daten beider Parameter im Mittel um etwa eine halbe Logstufe über den Werten der Biologischen Station (gepaarter T-Test:  $t = 5,96$ ;  $p < 0,001$  für *E. coli* und  $t = 4,77$ ,  $p < 0,001$  für Enterokokken). Bei den nicht logarithmierten Daten war der Unterschied im Mittel 100 *E. coli* pro 100 ml ( $t = 3,43$ ;  $p < 0,01$ ) bzw. 100 Enterokokken pro 100 ml ( $t = 3,34$ ;  $p < 0,01$ ). Im Detail lagen die AGES Werte nicht nur generell über denen der BSI, es wurden auch an manchen Zeitpunkten von der AGES hohe Belastungswerte gemessen, an denen die Ergebnisse der BSI EC und ENT Konzentrationen  $\leq 15$  MPN bzw. KBE pro 100 ml anzeigten. So wurden z.B. am 14.6.2010 287 EC und 272 ENT pro 100 ml von der AGES bestimmt, beide Werte der BSI lagen jedoch  $< 15$  pro 100 ml; oder am 16.8.2011 wurden von der AGES 442 EC und 353 ENT pro 100 ml festgestellt, während die BSI für beide Parameter Werte von 15 pro 100 ml ermittelte.

Im Gegensatz dazu lagen die Ergebnisse für beide Parameter für beide Institutionen in den Jahren 2014 bis 2015 gleichauf. Es wurden keine statistischen Unterschiede festgestellt. In diesen Jahren wurden die Proben für die AGES durch die BSI vom Boot aus genommen (Abbildung 195).

Es ist anzunehmen, dass die Probenahme vom Ufer aus, wie sie durch die AGES vor 2014 praktiziert wurde, einen Einfluss auf die Ergebnisse und die Einstufung der EU-Badestelle Podersdorf als „mangelhaft“ gehabt hatte. So hätte die Verwendung der durch die BSI ermittelten Daten hinsichtlich der kritischen Enterokokken eine Einstufung als ausgezeichnet für die Periode 2010 bis 2013 ergeben (siehe Tabelle 94).

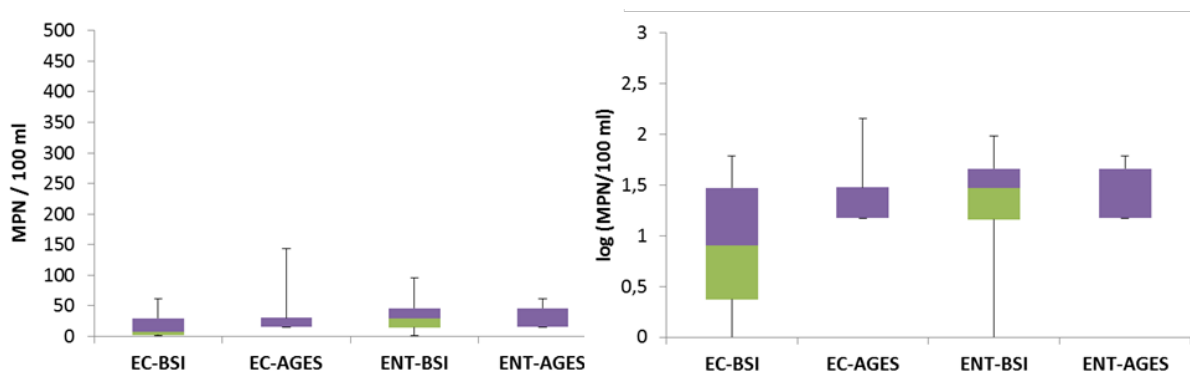


Abbildung 195: Boxplot-Vergleich zwischen *E. coli* (EC) und Enterokokkendaten (ENT) an der EU-Badestelle Podersdorf während der Badesaisonen 2014-2015, ermittelt durch die AGES und durch die BSI. Alle Proben wurden mit dem Boot genommen. Links: Originalwerte, rechts: logarithmierte Werte. Box-Whisker-Plots mit 25 und 75% Quartil sowie Minimum und Maximum-Werten. Um die Vergleichbarkeit zwischen den Methoden zu gewährleisten wurden alle Werte < 15 als 15 angegeben (vgl. BGewV).

TABELLE 96: 90% (90P) UND 95% PERZENTILWERTE (95P) ALS GRUNDLAGEN FÜR DIE EINSTUFUNG DER BADESTELLE PODERSDORF IN DEN PERIODEN 2010-2013, 2014 UND 2015. DIE EINSTUFUNG ERFOLGTE AUF BASIS DER DATEN DER AGES BZW. DER BSI. EC: *E. COLI* IN MPN/100 ML; ENT: ENTEROKOKKEN IN MPN/100 ML (AGES) BZW. KBE/100 ML (BSI); N = ANZAHL DER PROBEN IN DER PERIODE 1. JUNI BIS 31. AUGUST. ALLE AGES-DATEN, DIE NICHT PARALLEL VON DER BSI GEMESSEN WORDEN WAREN, FLOSSEN IN DIE BSI – BEWERTUNG MIT EIN. UM DIE VERGLEICHBARKEIT ZWISCHEN DEN METHODEN ZU GEWÄHRLEISTEN WURDEN ALLE WERTE < 15 ALS 15 ANGEZEIGT (VGL. BGEWV). FARBCODE: BLAU: AUSGEZEICHNETE QUALITÄT, GRÜN: GUTE QUALITÄT, ROT: MANGELHAFTER QUALITÄT.

Periode	n	EC-AGES		ENT-AGES		n	EC-BSI		ENT-BSI	
		90P	95P	90P	95P		90P	95P	90P	95P
2010-13	20	473	748	348	536	43	122	193	98	144
2014	11	67	92	54	69	13	28	44	66	89
2015	10	95	133	65	82	11	77	105	79	100

### 2.7.5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die obigen Ausführungen zur aktuellen Situation der Wasserqualität an der EU Badestelle Podersdorf zeigen, dass in den beiden Jahren 2014 und 2015 eine ausgezeichnete Badewasserqualität nach BGewV vorlag (Tabelle 94). Dies konnte durch Untersuchungen an drei Institutionen eindrucksvoll belegt werden. Worauf diese offensichtliche Verbesserung der Werte zurückzuführen ist, soll hier nochmal diskutiert und erläutert werden.

- Erstens, ist davon auszugehen, dass die von Seiten der Gemeinde Podersdorf ergriffenen Maßnahmen wie die Inbetriebnahme einer neuen UV-Desinfektionsanlage und die Vermeidung von Gänskot in den Badebereichen einen positiven Effekt hatte.
- Zweitens, führte die Änderung bei der Durchführung der Probenahme (nun vom Boot aus statt wie vorher vom Ufer aus) wahrscheinlich zu einer Reduktion von durch die Probenahme bedingten Überschätzungen der Konzentrationen. Bei der Probenahme vom Ufer aus kann nur in einem geringen Abstand von den Steinwürfen bei der EU-Badestelle (Nähe Leuchtturm) eine Probe genommen werden. Diese Steinwürfe sind jedoch Rastplatz vieler Wasservögel, deren Kot sich in



den Ritzen der Steine ansammelt und bei Wellengang langsam ausgewaschen wird. Dadurch könnte es zu einer Erhöhung der fäkalen Belastung in unmittelbarer Nähe gekommen sein.

- Drittens, verringert die Erhöhung der Anzahl der Probenahmen pro Saison das statistische Abweichungsmaß und erniedrigt somit die Perzentilwerte.
- Und viertens muss festgehalten werden, dass insbesondere im Jahr 2015 die Wettersituation während der gesamten Badesaison äußerst günstig war, ohne große Niederschlagsereignisse, die zu einem massiven Eintrag von fäkal-assoziierten Mikroorganismen („Fäkalbakterien“) über den Abwasserpfad Podersdorf (Kläranlagenablauf, Nordgraben, Julagraben, Südgraben) führen können (siehe Kapitel 2.4).

In dieser Hinsicht darf auch nicht übersehen werden, dass es im Jahr 2014 außerhalb der offiziellen Badesaison zu mehreren Verschmutzungsereignissen gekommen war, die nicht in die behördlichen Datensätze miteingingen, aber für Freizeitgäste am See (Schwimmer außerhalb der Badesaison, Surfer, Segler, etc.) dennoch eine Gesundheitsgefährdung darstellen können (siehe Abbildung 184). Außerdem können auch Ereignisse während der Badesaison einfach übersehen werden, wenn im 2-wöchigen, ja sogar wenn im wöchentlichen Abstand Proben analysiert werden. Das eindrucksvollste Beispiel fand am 31. Juli mit dem Rekord-Niederschlagsereignis in Podersdorf statt. Die regulären Probenahmen am 30. Juli und 4. August ergaben für beide Parameter ausgezeichnete Werte, obwohl die Belastungssituation in den Tagen dazwischen problematisch war. Viele Indizien deuten darauf hin, dass bei extremen Niederschlagsereignissen hohe Belastungen vor allem aus dem Abwasserpfad Podersdorf mit dem Auftreten von Spitzen bei der EU-Badestelle aber auch am Nordstrand korreliert sind (siehe Kapitel 2.7.3.2 aber auch Kapitel 2.2). Es wäre daher zu diskutieren, in solchen gut dokumentierten Fällen entsprechende Warnhinweise zu geben und in diesem Zeitraum im täglichen Rhythmus detaillierte Untersuchungen durchführen zu lassen. Dafür wären allerdings eine Änderung des Badegewässerprofils und die Einstufung der Badestelle Podersdorf als Badestelle mit kurzfristigen Verschmutzungen vorzunehmen. Offensichtlich reicht ein Zeitraum von wenigen Tagen aus, um die Werte der Fäkalbakterien wieder auf ein normales Hintergrundmaß zu reduzieren (Verdünnung, Absterben, Elimination). Dabei ist jedoch zu beachten, dass persistenterer Krankheitserreger wie Viren oder Parasiten auch mehrere Tage danach durchaus noch in relevanten Konzentrationen vorhanden sein könnten. Zur genauen Abklärung solcher Ereignisse müssten in die Analysen auch ausgewählte Referenzpathogene mit einbezogen werden (Stalder *et al.* 2011 a, b).

Besonders zu beachten ist auch die Tatsache, dass neben den behördlichen Grenzwerten für kurzfristige Verschmutzungen (1.000 *E. coli*/100 ml bzw. 400 Enterokokken/100 ml) auch gesundheitsbezogene Aktions- bzw. Vorsorgewerte (Beach Action Value BAV der US EPA bzw. der No Adverse Effect Level (NOAEL) nach Wiedenmann *et al.* 2006) existieren, in deren Lichte die gemessenen Konzentrationen ebenfalls diskutiert werden müssen. Diese Werte liegen deutlich unter den Grenzwerten der BGewV. Unter Berücksichtigung dieser Werte kam es an den Badestellen in Podersdorf besonders bei den Enterokokken zu mehreren Überschreitungen während des Jahres. Das sollte bei den zukünftigen strategischen Planungen der Abwasserbewirtschaftung im Raum Podersdorf aber auch im gesamten Neusiedler See Gebiet in die Überlegungen mit einbezogen werden.

Wie die vorliegenden Untersuchungen zeigten, waren die Werte beim Zufluss Golser Kanal deutlich geringer als die Werte beim Zufluss Abwasserpfad Podersdorf. Dies könnte darauf hindeuten, dass der Golser Kanal zu einem wesentlich geringeren Ausmaß als der Abwasserpfad Podersdorf Einfluss auf die Badewasserqualität in Podersdorf hat (siehe Abbildung 185, Abbildung 188 und Abbildung 189).

Allerdings ist - wie aus der Auswertung der chemophysikalischen Parameter hervorgeht - nicht sicher, ob die gewählte Stelle die Summe der Einträge aus dem Golser Kanal repräsentativ widerspiegelt. Eine genauere Untersuchung des Zuflussgebietes wäre daher anzuraten. Es darf nicht vergessen werden, dass erhöhte

Konzentrationen an Fäkalindikatorbakterien auch an Zeitpunkten auftraten als keine extremen Niederschlagsereignisse stattfanden. Auch andere Faktoren können einen erheblichen Einfluss haben. Wie in Kapitel 2.2 ausführlich dargestellt wurde, waren bei allen Hot-spots fäkaler Belastung zusammen genommen im Zeitraum 1992-2013 nur etwa 30-35% aller Verschmutzungsereignisse mit extremen Regenfällen assoziiert. Ereignisse wie extrem starke Winde, die zu einer Resuspension von Sedimenten führen und zum Ausspülen belasteter Wässer aus dem Schilfgürtel im Einzugsbereich von Abwassereinleitungen (Golser Kanal, Podersdorf Abwasserpfad & Südgraben) waren häufig mit einem signifikanten Anstieg der Fäkalindikatorkonzentrationen verknüpft (siehe auch Abbildung 188). Auch resuspendierte Sedimente können Quellen von Fäkalbakterien in Gewässern darstellen (Davies *et al.* 1995). Ebenso könnte auch eine vermehrte Anzahl von Wasservögeln oder Badegästen zu temporären lokalen Erhöhungen beitragen. Um diese eventuellen Zusammenhänge nachweisen zu können, müssten jedoch detailliertere Untersuchungen mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung durchgeführt werden (vgl. auch Kapitel 2.2), die auch mikrobielle Herkunftsanalysen mit beinhalten (vgl. Kapitel 2.3). Auf die in diesem Projekt angelegte DNA-Probenbank kann dafür zusätzlich zugegriffen werden.

Bezüglich der Wulka kann gesagt werden, dass es mehrmals im Jahr trotz Filterwirkung des breiten Schilfgürtels zu stark erhöhten Fäkalbelastungen im Wulkadelta des Neusiedler Sees kommen kann. Detaillierte räumlich und zeitlich (eventbasierte) hoch aufgelöste Untersuchungen wären dringend nötig, um den Einfluss der Wulka und die Filtrationswirkung des Schilfgürtels auf die mikrobiologische Wasserqualität des Neusiedler Sees fundiert beurteilen zu können.

#### 2.7.6 LITERATUR

Davies CM, Long JA, Donald M, Ashbolt NJ (1995) Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl Environ Microbiol* 61:1888–1896

Derry C, Attwater RR (2014) Regrowth of enterococci indicator in an open recycled-water impoundment. *Sci Total Environ* 468-469: 63-67

Ferguson DM, Moore DF, Getrich MA, Zhouandai MH (2005) Enumeration and speciation of enterococci found in marine and intertidal sediments and coastal water in southern California. *J Appl Microbiol* 99(3): 598-608

Franz E, Schijven J, De Roda Husman AM, Blaak H (2014) Meta-regression analysis of commensal and pathogenic *Escherichia coli* survival in soil and water. *Environ Sci Technol* 48(12): 6763-71

ISO (1998) Water quality -- Detection and enumeration of intestinal enterococci -- Part 1: Miniaturized method (Most Probable Number) for surface and waste water, ISO 7899-1:1998, Geneva, Switzerland, 19pp

ISO (1998) Water quality -- Detection and enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria -- Part 3: Miniaturized method (Most Probable Number) for the detection and enumeration of *E. coli* in surface and waste water. ISO 9308-3:1998, Geneva, Switzerland, 20pp

ISO (2000) Water quality -- Detection and enumeration of intestinal enterococci -- Part 2: Membrane filtration method ISO 7899-2:2000 Geneva, Switzerland, 7pp

ISO (2012) Water quality -- Enumeration of *Escherichia coli* and coliform bacteria -- Part 2: Most probable number method. ISO 9308-2:2012, Geneva, Switzerland, 45pp

Badegewässerverordnung-BGewV (2009) BGBL. II Nr. 349/2009, Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung, 13pp

Stalder GL, Sommer R, Walzer C, Mach RL, Beiglböck C, Blaschke AP, Farnleitner AH (2011 a) Hazard- and risk based concepts for the assessment of microbiological water quality - part 1. Wien. *Tierärztl. Mschr. - Vet. Med. Austria* 98: 9 - 24

Stalder GL, Farnleitner AH, Sommer R, Beiglböck C, Walzer C (2011 b) Gefährdungs- und risikobasierende Konzepte zur Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität. Teil 2: Literaturübersicht zum Vorkommen und zur Ökologie potentiell wasserübertragbarer zoonotischer Krankheitserreger in Nutz- und Wildtierpopulationen mit spezieller Berücksichtigung des alpinen und voralpinen Raumes. Tierärztl. Mschr. - Vet. Med. Austria 98: 54-65

US-EPA (2012) Recreational Water Quality Criteria. US-EPA 820-F-12-058; 63 pp

Wiedenmann A, Krüger P, Dietz K, Lopez-Pila JM, Szewczyk R, Botzenhart K (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. Environmental Health Perspectives 114(2): 228-236.

### 3 ZUSAMMENFASSUNG DER ERKENNTNISSE AUS DEN ARBEITSPAKETEN

**ZIELSETZUNG DER VORLIEGENDEN PILOTSTUDIE** war es, in einem ersten Schritt eine Methodik zu konzipieren und entwickeln, die aus sich ergänzenden und komplementären Tools besteht und es ermöglicht, fäkale Einträge in Oberflächenbadegewässer zu untersuchen, qualitativ und quantitativ zu charakterisieren und im Hinblick auf ihre seuchenhygienische Relevanz zu beurteilen. Eine Hauptfragestellung war es Methoden zu erarbeiten, um in den Bereichen, in denen fäkale Verunreinigung auftraten, deren Verursacher (Mensch oder Tier, Tierart) feststellen zu können. Hierfür mussten mehrere molekularbiologische Verfahren, die speziell auf die im Projektgebiet Neusiedler See und Seewinkel vorherrschenden Wassermatrizes abgestimmt sind, entwickelt, validiert und etabliert werden.

Im nächsten Schritt der Pilotstudie wurde die entwickelte Methodik auf das Projektgebiet Podersdorf und seine potentiellen Eintragsquellen für fäkale Verunreinigungen angewendet und auf ihre Aussagekraft und ihre praktische Anwendbarkeit geprüft. Darüber hinaus wurden in einem **zusätzlichen weiterführenden Untersuchungsprogramm** vergleichende Untersuchungen in geringerem Umfang auf zwei weitere Gebiete ausgedehnt, auf den Bereich Golser Kanal und auf die Wulka im Bereich der ARA Schützen. Die Ergebnisse der Pilotstudie und des weiterführenden Untersuchungsprogramms können als grundlegende Ausgangs- und Entscheidungsbasis für nachfolgende Etablierungs- und Entwicklungsmaßnahmen dieser Methodik für den „Gewässerverbund“ des Neusiedler Sees und des Seewinkels verwendet werden.

#### 3.1 ENTWICKELTE METHODIK

**IN DEN EINZELNEN ARBEITSPAKETEN (AP)** wurden Methoden-Tools mit spezifischen Zielsetzungen entwickelt, mit denen die jeweils angeführten Aussagen getroffen werden können. Die wichtigsten Aussagen sind im Folgenden zusammengefasst:

**A. Auswertung eines Datenpools mit historischen Daten von Ergebnissen der Untersuchung von Standard-Fäkalindikatorbakterien (FIB; *E. coli* und Enterokokken) gemäß Badegewässerverordnung an ausgewählten Stellen im Neusiedler See und Weiterführung dieses Untersuchungsprogramms (AP 2 und AP7):**

Liegen Daten von vorhergehenden Untersuchungen vor, die für statistische Auswertungen geeignet sind, können diese von immensem Nutzen für die Zustandsbeurteilung und die Konzeption weiterführender Studien sein. Hierfür bedarf es zuvor einer qualitätsgesicherten Datenaufarbeitung. Für das vorliegende Projekt stand ein besonders großer und umfassender Datenpool von Untersuchungsergebnissen von Seeproben aus den Jahren 1987 bis 2013 für die statistische Auswertung zur Verfügung. Dieser bestand insbesondere aus Ergebnissen der Untersuchung der Seeproben auf die Konzentrationen von Fäkalindikatorbakterien (FIB), *E. coli* und Enterokokken, sowie physikalischen und chemischen Wasserqualitätsparametern und meteorologischen Daten.

**Aussagen:**

- (1) Ermittlung der Stellen des Neusiedler Sees, die für erhöhte Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken als anfällig zu betrachten sind („Hot-spots“).
- (2) Sind diese durch meteorologische Ereignisse oder andere Faktoren erklärbar und korrelieren sie mit physikalischen und chemischen Wasserqualitätsparametern.

**B. Erfassung der hydrologischen und hydraulischen Situation im Untersuchungsgebiet und Messungen der Abflüsse für Frachtberechnungen (AP 5):**

Grundvoraussetzung für quantitative Abschätzungen von fäkalen Belastungen ist die Erarbeitung eines hydrologischen und siedlungswasserwirtschaftlichen Systemverständnisses. Hierfür sind Grundwasserschichtenpläne und Flurabstandpläne zu erstellen und hydraulische Daten zu Kanalisation, Kläranlage, Vorkommen von Oberflächenwässern (Drainagegräben, Rückhaltebecken, Teiche) zu erheben. Für die Abflussmessungen musste eine spezielle Methode entwickelt und angewendet werden, die an die teilweise sehr kleinen Strömungsgeschwindigkeiten angepasst war. Mit den Ergebnissen der Abflussmessungen und den mikrobiologischen und chemischen Daten der Wasseruntersuchungen (AP 1, 4 und 6) konnten die Frachten für mikrobiologische und chemische Parameter berechnet werden.

**Aussagen:**

- (1) Wie stellt sich die Ist-Situation der Abwasserentsorgung im Hinblick auf den quantitativen fäkalen Eintrag in die untersuchten Oberflächenwässer dar.
- (2) Welche Frachten von Fäkalindikatororganismen und von chemischen Stoffen, z.B. Kalium und TOC, treten bei den Abwasserpfeifen und den Zubringern zum See auf.
- (3) Steht im Bereich des Nordgrabens, Julagrabens und Südgrabens in Podersdorf das Grundwasser mit den Drainagegräben in Verbindung, wenn hohe und niedere Grundwasserverhältnisse betrachtet werden.

**C. Erhebung der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen (FIO) bei Abwasserreinigungsanlagen im Untersuchungsgebiet sowie entlang der Abwasserpfeife und der Zubringer zum See unter Berücksichtigung erweiterter mikrobiologischer und ergänzender physikalischer und chemischer bzw. technischer Parameter (AP 1, 4 und 6):**

Die Basis für eine solche Erhebung bildet ein, über einen ausreichenden Zeitraum durchgeführtes Monitoringprogramm, bei dem auch jahreszeitliche Einflüsse und insbesondere Niederschlagsereignisse inkludiert sind. Bei einem solchen mikrobiologischen Untersuchungsprogramm sind neben den Standardparametern *E. coli* und Enterokokken zusätzlich Sporen von *C. perfringens* als Indexparameter für Protozoen (wie z.B. Cysten von *Giardia lamblia*) und somatische Coliphagen als viraler Fäkalindikator einzubeziehen, um auch Aussagen hinsichtlich resistenter und persistenter Krankheitserreger treffen zu können. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die Bewertung der Effizienz von Abwasserreinigungsanlagen und Desinfektionsmaßnahmen sowie zur Beurteilung der Persistenz von Mikroorganismen in der Umwelt und von zeitlich länger zurückliegenden fäkalen Verunreinigungen essentiell. Bei UV-bestrahlten Wässern ist es zudem erforderlich die Photoreaktivierung von Bakterien zu berücksichtigen.

Von den gemessenen physikalischen und chemischen Parametern der Wasserqualität waren insbesondere Leitfähigkeit, TOC, Kalium und Chlorid aussagekräftig. Bei der Anwendung von Desinfektionsmaßnahmen sind die technischen, physikalischen und chemischen Betriebsparameter festzulegen und zu validieren, mit denen der Betrieb und die Desinfektionsleistung kontrolliert werden können.

**Aussagen:**

- (1) Welche Reduktionen an Fäkalindikatororganismen (FIO) werden durch die Abwasserreinigung erzielt und was ist die mikrobizide Leistung der UV-Anlage ARA Podersdorf. Liegen die technischen, die physikalischen und chemischen Betriebsparameter (Durchfluss, Bestrahlungsstärke, UV-Transmission, Trübung) in den für die Desinfektionsleistung erforderlichen Bereichen.
- (2) Welche Konzentrationen an FIO treten im Ablauf der Abwasserreinigungsanlagen und entlang der Abwasserpfeife und Zubringer zum See, in Seeproben und in tierischen Fäzesproben auf.

(3) Welche Information geben die ausgewählten physikalischen und chemischen Parameter, insbesondere Leitfähigkeit, Kalium und TOC, im Hinblick auf eine fäkale Verunreinigung der Oberflächenwässer..

(4) An welchen Beobachtungspunkten treten somatische Coliphagen (Viren) bzw. Sporen von *C. perfringens* auf und, wenn vorhanden, in welchen Konzentrationen liegen sie vor.

#### D. **Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontamination (AP 3):**

Bei dieser Methodik handelt es sich um unterschiedliche, höchst innovative und anspruchsvolle Untersuchungstechniken auf Basis von molekularbiologischen Analyseverfahren. Derzeit gibt es noch keine standardisierte und generell zu verwendende Methode, sie muss für jeden Einsatzbereich individuell entwickelt und validiert werden. Die im Zuge des vorliegenden Projektes einbezogenen Techniken waren (1) die Untersuchung genetischer Fäkalmarker humaner und tierischer Herkunft (Mensch, Rind, Schwein und Vogel/Möwe), (2) die genetische Bestimmung der im Zuge der mikrobiologischen Untersuchung gewonnenen Isolate von Enterokokken und (3) die Bestimmung wirtsassoziierter Bakteriophagen.

##### Aussagen:

(1) Sind die entwickelten Methoden geeignet, im Untersuchungsgebiet Neusiedler See für die fäkale Herkunftsbestimmung eingesetzt zu werden.

(2) Können die festgestellten fäkalen Verunreinigungen einem Verursacher zugeordnet werden (Mensch, Rind, Schwein und Vogel/Möwe).

(3) Welche Methode hat zur Herkunftsbestimmung fäkaler Verunreinigung das größte Potenzial bzw. wo ist noch Entwicklungsbedarf gegeben.

Die entwickelte **Methodik mit den Tools A-D** wurde im Rahmen der Pilotstudie und des weiterführenden Untersuchungsprogramms für **folgende Untersuchungsbereiche** angewendet und auf ihre Funktionalität erprobt:

- Abwasserpfad Podersdorf (Julagraben, Nordgraben)
- Südgraben Podersdorf
- Abwasserpfad Golser Kanal, ARA Gols-Mönchhof
- Abwasserpfad Wulka, ARA Schützen
- Abwasserreinigungsanlagen (ARA) Podersdorf, ARA Gols-Mönchhof, ARA Schützen (Neusiedler See-Westufer) sowie orientierende Untersuchung ARA Jois, ARA Eisenstadt und ARA Wulkaprodersdorf, UV-Desinfektionsanlage (ARA Podersdorf)
- Neusiedler See, Seeproben

### **3.2 ZUSAMMENFASSENDE AUSWERTUNG UND KOMBINATION DER ERGEBNISSE**

**IM FOLGENDEN WERDEN DIE ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN** aller ARBEITSPAKETE (AP) unter Anwendung der Tools A bis D zusammengeführt und für das jeweilige Beobachtungsgebiet im Hinblick auf die Fragestellung nach einem Fäkaleintrag in den See und dessen Herkunft bewertet.



### 3.2.1 ABWASSERPFAD PODERSDORF JULAGRABEN-NORDGRABEN

Die Untersuchung in diesem Bereich fand von Juli 2014 bis Dezember 2015 statt. Die Beobachtungspunkte waren:

- Julagraben (Beginn), Grundwasserpumpe
- Julagraben (Beginn), Höhe Rückhaltebecken
- Julagraben, vor ARA
- Nordgraben, nach ARA, bei Brücke
- Nordgraben, nach Rückhaltebecken
- Zulauf Schönungsteich 1 in Schönungsteich 2
- Schönungsteich 2, Ablauf in See

In diesem Bereich lagen keine Daten von Voruntersuchungen der mikrobiologischen Wasserqualität vor. Es kamen somit die Tools B, C und D zum Einsatz. In Tabelle 95 sind ausgewählte Parameter zur Bewertung der fäkalen mikrobiologischen Belastung zusammengestellt.

Der Verlauf dieses Abwasserpfades war gekennzeichnet durch geringe Konzentrationen und Frachten an Fäkalindikatororganismen (Mediane, Grundbelastung) am Beginn des Julagrabens, wobei es jedoch sporadisch bei Niederschlagsereignissen zu hohen humanen Fäkaleinträgen kam. Am Beobachtungspunkt Julagraben, vor ARA, lagen die Mediane der Konzentrationen und Frachten bei allen Fäkalindikatororganismen sowie die Häufigkeit und Konzentration an humanen Markern um ein Vielfaches höher als am Beginn des Julagrabens. Bei den Sporen von *C. perfringens* waren dies ein Faktor 40 (Konzentration) bzw. ein Faktor 37 (Fracht). **Bei Betrieb der UV-Anlage** hatte der Ablauf der ARA Podersdorf an der Probenahmestelle Nordgraben nach ARA keinen Einfluss auf die Konzentrationen aller vier Fäkalindikatororganismen verglichen mit der Probenahmestelle Julagraben vor ARA. Im Gegenteil, die Konzentrationen lagen tendenziell sogar niedriger. Bei den mikrobiellen Frachten kam es aufgrund der Zunahme der Wassermenge durch die Einleitung des Ablaufs der ARA im Nordgraben zu einer moderaten Erhöhung. Diese Frachten lagen im Median um den Faktor 2 (*E. coli* und Enterokokken), den Faktor 3 (Sporen von *C. perfringens*) und um den Faktor 6 (somatische Coliphagen) höher als im Julagraben vor ARA. War die **UV-Anlage jedoch nicht in Betrieb** stiegen die Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen um bis zu 2 log-Stufen und deren Frachten um bis zu 3 log-Stufen an.

Entlang des Nordgrabens war der Beobachtungspunkt **nach Rückhaltebecken** auffällig, an dem die Mediane der Konzentrationen und Frachten höher lagen als nach der ARA (Faktor 2 bis 4), wenn die **UV-Anlage in Betrieb** war. Punktuell traten sogar sehr hohe Konzentrationen auf. Es ist anzunehmen, dass dieser Eintrag durch Mischwasserentlastungen des Rückhaltebeckens oder aber auch durch einen möglichen Eintrag fäkalen Abwassers aus dem westlich, parallel zum Neusiedler See verlaufenden Kanal (z.B. durch Fehlanschlüsse) stammt. Durch diese nachträgliche fäkale Verunreinigung wird der positive Effekt der UV-Desinfektionsanlage stark dezimiert. Im Verlauf des Nordgrabens nach der ARA über Schönungsteich 1 und Schönungsteich 2 waren generell nur geringe Reduktionen bei den Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen im Ausmaß von etwa 1 log-Stufe zu beobachten. Das bedeutet, dass die Schönungsteiche keine für einen Infektionsschutz ausreichende Reduktion von Mikroorganismen bewirken. Die im Beobachtungszeitraum aufgetretenen Maximalwerte an der Probenahmestelle Schönungsteich 2, Ablauf in den See betragen in jeweils 100 ml Probenmenge: 7.000 (*E. coli*), 650 (Enterokokken), 750 (Sporen von *C. perfringens*) und 6.500 (somatische Coliphagen). Insgesamt wurden 25 Untersuchungsserien davon 16 Untersuchungsserien mit somatischen Coliphagen durchgeführt.

Die **fäkale Herkunftsbestimmung** mittels der genetischen Marker ergab, dass im gesamten Bereich des Abwasserpfades - sowohl vor als auch nach Einleitung des Ablaufs der ARA - die **humanen Fäkalmarker**

dominierten. Dies wurde durch die genetische Bestimmung der Enterokokkenisolate (67% human vorkommende Stämme) und durch die wirtsspezifischen Bakteriophagen bestätigt. Letztere Methode ergab für die Probenahmestelle Julagraben vor ARA zusätzlich jeweils eine positive Probe für Rinderfäkalien bzw. für Geflügelkot (Anzahl Proben: 7). Nach der ARA traten zusätzlich zu den humanen Fäkalmarkern vereinzelt auch genetische Marker für Fäkalien von Möwen auf. Hier ist von einem Eintrag von Vogelkot im Bereich des Nachklärbeckens der ARA auszugehen.

Die für diese Betrachtung verwendeten Daten finden sich in Abbildung 97 bis Abbildung 102 und Abbildung 105 (Konzentrationen), in Abbildung 136 bis Abbildung 142 (Frachten) und in Abbildung 79 (genetische Fäkalmarker), Abbildung 84 (Artenbestimmung Enterokokken) sowie der Tabelle 36 (wirtsspezifische Bakteriophagen).

**TABELLE 97: ABWASSERPFAD PODERSDORF JULAGRABEN-NORDGRABEN: BEWERTUNG DER FÄKALEN MIKROBIOLOGISCHEN BELASTUNG MITTELS DER ENTWICKELTEN TOOLS (AUSGEWÄHLTE PARAMETER)**

Probenahmestelle	C Fäkalindikator-organismen <b>Konzentrationen</b> (Anzahl/100 ml)	B Fäkalindikator-organismen <b>Frachten</b> (Anzahl/h)	D <b>Fäkale Herkunftsbestimmung</b> (% positive Proben) (log+1 ME/100 ml)
Julagraben (Beginn)	Grundbelastung gering; sporadische, starke Erhöhung	Grundbelastung gering; sporadische, starke Erhöhung	humane Marker (19%) Median < 2 log Maximum 7 log
Julagraben, vor ARA	Anstieg der Mediane; bis zu Faktor 40 (Sporen von <i>C. perfringens</i> )	Anstieg der Mediane bis zu Faktor 37 (Sporen von <i>C. perfringens</i> )	humane Marker (71 bzw. 79%) Median 2-3 log Maximum 5 log
<b>UV-Anlage</b>	<b>in Betrieb</b>		
Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	unwesentliche Veränderungen im Vergleich zu Julagraben vor ARA	Anstieg der Mediane um Faktor 2-3 ( <i>E. coli</i> , Enterokokken und Sporen von <i>C. perfringens</i> ) bis Faktor 7 (somatische Coliphagen)	humane Marker (100%) Median 5-6 log  Marker Möwe (13%)
Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Anstieg der Mediane um Faktor 3 (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatische Coliphagen)	Anstieg der Mediane um Faktor 2 ( <i>E. coli</i> ) und Faktor 4 (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatische Coliphagen)	keine Messung
Zulauf Schönungsteich 1 in Schönungsteich 2	Mediane weitgehend unverändert ( <i>E. coli</i> , Sporen von <i>C. perfringens</i> ); Median Enterokokken etwas vermindert (Faktor 3)	keine Messung möglich	keine Messung
Schönungsteich 2, Ablauf in den See	<b>Im Vergleich zu Nordgraben, nach ARA:</b> Mediane höher (somatische Coliphagen, Sporen von <i>C. perfringens</i> ); Median unverändert ( <i>E. coli</i> ); Median Enterokokken etwas vermindert (Faktor 3)	keine Messung möglich	humane Marker (94 bzw. 81%) Median 3-4 log
<b>UV-Anlage</b>	<b>nicht in Betrieb</b>		
Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Anstieg der Mediane im Vergleich zu Julagraben vor ARA um Faktor 45 (Sporen von <i>C. perfringens</i> ), Faktor 65 (Enterokokken), Faktor 430 ( <i>E. coli</i> ) und Faktor 600 (somatische Coliphagen)	Anstieg der Mediane um Faktor 100 (Sporen von <i>C. perfringens</i> ), Faktor 250 (Enterokokken), Faktor 1.000 (somatische Coliphagen) und Faktor 1.600 ( <i>E. coli</i> )	humane Marker (100%) Median 5-6 log  Marker Möwe (13%)
Nordgraben, nach Rückhaltebecken	unveränderte Größenordnung	weitgehend unverändert	keine Messung
Zulauf Schönungsteich 1 in Schönungsteich 2	geringfügige Abnahme der Mediane Faktor 2 bzw. 3 (Sporen von <i>C. perfringens</i> ; <i>E. coli</i> ), Faktor 6 (Enterokokken)	keine Messung möglich	keine Messung

Probenahmestelle	C Fäkalindikator- organismen <b>Konzentrationen</b> (Anzahl/100 ml)	B Fäkalindikator- organismen <b>Frachten</b> (Anzahl/h)	D <b>Fäkale Herkunftsbestimmung</b> (% positive Proben) (log+1 ME/100 ml)
Schönungsteich 2, Ablauf in den See	geringfügige Abnahme der Mediane Faktor 1,5 bis 3; <b>Im Vergleich zu Nordgraben, nach ARA:</b> Gesamtreduktion an <i>E. coli</i> und Enterokokken 1,3 bzw. 1,2 log an somatischen Coliphagen und Sporen von <i>C.</i> <i>perfringens</i> 0,7 bzw. 0,6 log; Im Vergleich zu Julagraben, vor ARA: Anstieg der Mediane um 2 log (somatischen Coliphagen), 1 log bei den Fäkalindikatorbakterien; hohe Maximalwerte	keine Messung möglich	humane Marker (94 bzw. 81%) Median 3-4 log

### 3.2.2 PODERSDORF SÜDGRABEN

Die Untersuchung in diesem Bereich fand von Juli 2014 bis Dezember 2015 statt. Die Beobachtungspunkte waren:

- Südgraben, Brücke, Georgshof
- Südgraben, Brücke, neben Yachtclub

In diesem Bereich lagen keine Daten von Voruntersuchungen der mikrobiologischen Wasserqualität vor. Es kamen somit die Tools B, C und D zum Einsatz. In Tabelle 96 sind ausgewählte Parameter zur Bewertung der fäkalen mikrobiologischen Belastung zusammengestellt.

Die beiden Beobachtungspunkte des Südgrabens wiesen über den zeitlichen Verlauf stark schwankende und teilweise sehr hohe Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen auf. Im Vergleich zum Beginn Julagraben lagen die Mediane der Konzentrationen und Frachten aller Fäkalindikatororganismen bei der Probenahmestelle Südgraben, Brücke, nach Georgshof, deutlich höher. Dies war vor allem an den Sporen von *C. perfringens* zu sehen, die Anstiege betragen Faktor 30 (Konzentration) bzw. Faktor 110 (Fracht). Über den Verlauf des Südgrabens bis zum Beobachtungspunkt Südgraben neben Yachtclub war kein oder ein nur geringer Anstieg von Konzentration und Fracht erkennbar. Im Beobachtungszeitraum traten vereinzelt hohe Maximalwerte auf, die auf temporäre hohe Fäkaleinträge hinweisen.

**TABELLE 98: PODERSDORF SÜDGRABEN: BEWERTUNG DER FÄKALEN MIKROBIOLOGISCHEN BELASTUNG MITTELS DER ENTWICKELTEN TOOLS (AUSGEWÄHLTE PARAMETER)**

Probenahmestelle	C Fäkalindikator- organismen <u>Konzentrationen</u> (Anzahl/100 ml)	B Fäkalindikator- organismen <u>Frachten</u> (Anzahl/h)	D Fäkale <u>Herkunftsbestimmung</u> (% positive Proben) (log+1 ME/100 ml)
Südgraben, Brücke, Georgshof	Mediane deutlich höher als im Julagraben (Beginn); zusätzlich sporadisch hohe Konzentrationen	Median für Sporen von <i>C.</i> <i>perfringens</i> um den Faktor 80 höher als im Julagraben (Beginn), alle übrigen Fäkalindikatororganismen um Faktor 10 bis 20 erhöht;; sporadisch hohe Frachten Konzentrationen	humane Marker (75 bzw. 77%) Median 2-3 log Maximum 4 log  Rind (8%) Maximum 3 log

Probenahmestelle	C Fäkalindikator- organismen <u>Konzentrationen</u> (Anzahl/100 ml)	B Fäkalindikator- organismen <u>Frachten</u> (Anzahl/h)	D Fäkale <u>Herkunftsbestimmung</u> (% positive Proben) (log+1 ME/100 ml)
Südgraben, Brücke, neben Yachtclub	geringfügiger Anstieg der Mediane (Faktor < 2)	Mediane weitgehend unverändert im Vergleich zu Brücke, Georgshof	humane Marker (31 bzw. 6%) Median < 2 log Maximum 5 log

Die Maximalwerte der Proben entnommen am Südgraben waren sehr hoch und betragen pro 100 ml Probenmenge: 6.500 (*E. coli*), 6.500 (Enterokokken), 950 (Sporen von *C. perfringens*) und 3.000 (somatische Coliphagen). Es wurden 25 Untersuchungsserien bzw. 16 Untersuchungsserien bei somatischen Coliphagen durchgeführt.

Vergleicht man die **Frachtverhältnisse der Fäkalindikatororganismen zwischen Nordgraben und Südgraben (%)** betrug dieses bei Betrieb der UV-Anlage z.B. für Enterokokken 49:51. Die Emissionen dieser beiden Eintragspfade für Fäkalindikatororganismen lagen somit etwa gleich hoch. War die UV-Anlage der ARA hingegen nicht in Betrieb, betrug der Anteil der mikrobiellen Fracht des Südgrabens lediglich 1-3% und jener des Nordgrabens 99%. Diese Ergebnisse sind in Tabelle 69 zusammengestellt.

Die fäkale Herkunftsbestimmung mittels der genetischen Marker ergab für den Beobachtungspunkt Brücke bei Georgshof überwiegend humanen Eintrag (75 bzw. 77% human-fäkal positive Proben). Lediglich eine Probe von 13 war positiv für Rinderfäkalien. Beim Beobachtungspunkt Südgraben neben Yachtclub lagen 31 % bzw. 6 % Proben mit positivem Nachweis von humanen Fäkalmarkern auf. Der Hinweis auf human-fäkalen Eintrag in den Südgraben wurde auch durch die genetische Bestimmung der Enterokokkenisolate (33% humane Stämme) und durch die wirtsspezifischen Bakteriophagen bestätigt. Bei letzterer Methode hatte zusätzlich eine Probe von acht ein positives Ergebnis für Rinderfäzes (Südgraben, vor Yachtclub).

Die für diese Betrachtung verwendeten Daten finden sich in Abbildung 103 und Abbildung 104 (Konzentrationen), Abbildung 136 bis Abbildung 142 (Frachten), Abbildung 79 (genetische Fäkalindikatoren) und Abbildung 84 (Artenbestimmung Enterokokken) sowie der Tabelle 36 (wirtsspezifische Bakteriophagen).

Bei den chemischen Parameter waren die Konzentrationen von Chlorid, Kalium und insbesondere von TOC in den Wasserproben des Südgraben deutlich höher als in den Wasserproben des Julagrabens. Die Frachten an Kalium und TOC lagen höher als im Julagraben und zeigten große Schwankungen (Abbildung 134 und Abbildung 135). Die prozentualen Frachtverhältnisse zwischen Südgraben und Nordgraben waren für TOC 60:40 und für Kalium 30:70 (Mediane). Die im Nordgraben festgestellte höhere Konzentration an Kalium ist auf den Ablauf der ARA Podersdorf zurückzuführen.

### 3.2.3 GOLSER KANAL

Die Untersuchung in diesem Bereich fand von Februar 2015 bis Dezember 2016 statt und umfasste folgende Probenahmestellen:

- Golser Kanal vor Brücke vor ARA
- Golser Kanal nach ARA
- Zulauf Graben vor Brücke (Höhe Akazienweg)
- Golser Kanal nach Bahnbrücke
- Golser Kanal vor Venturikanal
- Golser Kanal Radweg vor Brücke

- Schönungsteich links
- Schönungsteich rechts

In diesem Bereich lagen keine Daten von Voruntersuchungen der mikrobiologischen Wasserqualität vor. Es kamen somit die Tools B, C und D zum Einsatz. In Tabelle 97 sind ausgewählte Parameter zur Bewertung der fäkalen mikrobiologischen Belastung an den relevanten Beobachtungspunkten zusammengestellt.

Auffällig waren die hohen Konzentrationen und Frachten an Fäkalindikatororganismen bereits an der Probenahmestelle **Golser Kanal vor ARA**. Hier trat die höchste Konzentration an somatischen Coliphagen im gesamten Bereich des Golser Kanals auf, die sogar höher als jene im Ablauf der ARA war. Darüber hinaus kam es sporadisch zu sehr hohen Maximalwerten. Durch die Einleitung des Ablaufs der ARA Gols-Mönchhof stiegen die Konzentrationen von *E. coli* und Enterokokken moderat an. Sporen von *C. perfringens* und somatische Coliphagen traten in niedrigerer Konzentration auf. Ein sporadischer Eintrag von Fäkalindikatororganismen war durch den Graben beim Akazienweg gegeben. Die Probenahmestelle nach Bahnbrücke wies einen Anstieg der Konzentrationen sowie temporär hohe Maximalwerte auf.

Bei den Frachten kam es entlang der beobachteten Fließstrecke (Golser Kanal vor ARA bis Radweg) zu einer Zunahme der Konzentration an Sporen von *C. perfringens*. Dies ist durch die hohe Persistenz der Bakteriensporen zu erklären. Die Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken und somatische Coliphagen blieben weitgehend unverändert. Es traten hohe Maximalwerte der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen auf. Die zwischen der Probenahmestelle Bahnbrücke und Venturikanal festgestellten Abnahmen der Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken können auf Absterbevorgänge dieser Bakterien oder Verdünnung durch Wassereinträge zurückzuführen sein. Da die Frachten weitgehend gleich blieben, sind fäkale Einträge durch Einschwemmungen entlang der Fließstrecke anzunehmen. Dafür sprechen auch die beobachteten hohen Maximalwerte an Fäkalindikatororganismen. Die Daten sind in Abbildung 145 bis Abbildung 148 (Frachten) und in Abbildung 161 bis Abbildung 164 (Konzentrationen) dargestellt. Es wurden 13 Untersuchungsserien durchgeführt.

**TABELLE 99: GOLSER KANAL: BEWERTUNG DER FÄKALEN MIKROBIOLOGISCHEN BELASTUNG MITTELS DER ENTWICKELTEN TOOLS (AUSGEWÄHLTE PARAMETER)**

Probenahmestelle	C Fäkalindikator- organismen <b>Konzentrationen</b> (Anzahl/100 ml)	B Fäkalindikator- organismen <b>Frachten</b> (Anzahl/h)	D <b>Fäkale Herkunftsbestimmung</b> (% positive Proben) (log+1 ME/100 ml) Spezies Enterokokken (%)
Golser Kanal vor Brücke vor ARA	Mediane für Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen höher als im Ablauf der ARA; zusätzlich sporadisch stark erhöhte Konzentrationen	im Vergleich zum Ablauf ARA gleich hohe Fracht (Median) bei Sporen von <i>C. perfringens</i> , hohe Maximalwerte bei allen Fäkalindikatororganismen	humane Marker (100 %) hohe Konzentration Median 4-5 log <i>E. faecium/E. faecalis</i> (88%)
Golser Kanal nach ARA	im Vergleich zur Probenahmestelle vor ARA Zunahme von <i>E. coli</i> und Enterokokken um den Faktor 3, Abnahme der Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatische Coliphagen um den Faktor 2	-	humane Marker (100%) Konzentrationsanstieg Median 5-6 log Rind (1 von 4 Proben positiv) Konzentration an der Bestimmungsgrenze (2 log) <i>E. faecium/E. faecalis</i> (100%)
Zulauf Graben, Akazienweg	niedriger als im Golser Kanal, sporadisch erhöht	-	-
Golser Kanal nach Bahnbrücke	vergleichbare Größenordnung wie Golser Kanal nach ARA, hohe Maximalwerte	-	<i>E. faecium/E. faecalis</i> (100%)

Probenahmestelle	C Fäkalindikator- organismen <b>Konzentrationen</b> (Anzahl/100 ml)	B Fäkalindikator- organismen <b>Frachten</b> (Anzahl/h)	D <b>Fäkale Herkunftsbestimmung</b> (% positive Proben) (log+1 ME/100 ml) Spezies Enterokokken (%)
Golser Kanal, vor Venturikanal	Abnahme um Faktor 2 bei Sporen von <i>C. perfringens</i> , starke Abnahme bei <i>E. coli</i> (Faktor 44), Enterokokken (Faktor 21) und somatische Coliphagen (Faktor 9)	hoher Anstieg der Sporen von <i>C. perfringens</i> (Faktor 9), geringer Anstieg der Enterokokken und Enterokokken, keine Veränderung bei somatischen Coliphagen	-
Golser Kanal, Radweg vor Brücke	keine bzw. geringe Abnahme	Mediane gleichbleibend, hohe Maximalwerte	-
Schönungsteich links	Anstieg der Sporen von <i>C. perfringens</i>	-	-
Schönungsteich rechts	keine wesentliche Veränderung bei Medianen; hohe Maximalwerte bei <i>E. coli</i> , Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen	-	humane Marker (100%) hohe Konzentration Median 4 log  Rind (3 von 5 positiv) Median 2,5 log  <i>E. faecium</i> / <i>E. faecalis</i> : 45%

Die fäkale Herkunftsbestimmung mittels der genetischen Marker zeigte für alle drei Beobachtungspunkte (Golser Kanal vor ARA, nach ARA und Schönungsteich 2) bei 100% der Proben, dass ein humaner fäkaler Eintrag vorlag. Diese Erkenntnis wird auch durch die genetische Untersuchung der Enterokokken-Isolate bestätigt, bei der überwiegend die Spezies *E. faecium* und *E. faecalis* detektiert wurden, die in humanen Fäkalien vorkommen (Tabelle 33).

Genetische Marker für Rinderfäkalien traten an den Probenahmestellen Golser Kanal nach ARA und Schönungsteich 2 auf (Abbildung 81).

Bei der chemischen Untersuchung war der Eintrag durch den Ablauf der ARA Gols-Mönchhof durch deutliche Anstiege der Konzentrationen an Chlorid und Kalium zu sehen. Im Verlauf der Fließstrecke zwischen Golser Kanal Bahnbrücke und Venturikanal kam es zu einer starken Verdünnung. Die Frachten an TOC und Kalium nahmen durch den Ablauf der ARA stark und im weiteren Verlauf des Golser Kanals leicht zu. Letzteres kann auf Einschwemmungen entlang des Golser Kanals hinweisen. Die Daten sind im Detail in Abbildung 143 und Abbildung 144 (Frachten) sowie in Abbildung 176 und Abbildung 178 (Konzentrationen) ersichtlich.

### 3.2.4 WULKA

Die Untersuchung fand von Juni 2016 und Dezember 2016 (n=5) statt und umfasste folgende Probenahmestellen:

- Wulka, vor ARA Schützen (RHV Neusiedler See-Westufer)
- Wulka, nach ARA Schützen (RHV Neusiedler See-Westufer)
- Wulka, Ablauf in den See (vor dem Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel)

In diesem Bereich lagen keine Daten von Voruntersuchungen der mikrobiologischen Wasserqualität vor. Es kamen die Tools B, C und D zum Einsatz. In Tabelle 98 sind ausgewählte Parameter zur Bewertung der fäkalen mikrobiologischen Belastung zusammengestellt.



Der Ablauf der ARA RHV wies eine höhere Konzentration an *E. coli* auf als das Wasser der Wulka vor ARA, ein Zeichen für einen rezenten, fäkalen Eintrag. Enterokokken waren im Ablauf in niedrigerer Anzahl feststellbar, Sporen von *C. perfringens* und somatische Coliphagen traten in derselben Konzentration wie in der Wulka auf. An den Beobachtungspunkten Wulka nach ARA und Wulka Zulauf See waren die Konzentrationen für *E. coli*, Enterokokken und Sporen von *C. perfringens* geringfügig höher als vor der ARA (Faktor 1,4 bis 1,6). Keine Änderung war bei der Konzentration an somatischen Coliphagen feststellbar. Es wurden 5 Untersuchungsserien durchgeführt.

Betrachtet man die Frachten der Fäkalindikatororganismen, lagen in der Wulka vor ARA hohe Werte vor, da die Wulka bereits im Oberlauf mehreren Kläranlagen als Vorflut dient. Durch die Einleitung der ARA erhöhten sich die Frachten an Fäkalindikatororganismen um 30-66%, die im Verlauf bis zum Beobachtungspunkt Wulka Zulauf See geringfügig abnahmen (7-21%).

Die genetische Bestimmung der Enterokokken-Isolate ergab das überwiegende Auftreten der Spezies *E. faecies* und *E. faecalis*, die in humanen Fäkalien vorkommen.

Die für diese Betrachtung verwendeten Daten finden sich in Abbildung 151 bis Abbildung 154 (Frachten), Abbildung 166 bis Abbildung 169 (Konzentrationen) und Tabelle 33 (Herkunftsbestimmung).

Bei der chemischen Untersuchung war der Eintrag durch den Ablauf der ARA durch leichte Anstiege der Konzentrationen an Chlorid und Kalium zu sehen. Der Gehalt an TOC blieb unverändert. Die Frachten erhöhten sich bei TOC um 15% und bei Kalium um 24%. Entlang der Fließstrecke kam es zu einer leichten Abnahme der Frachten (7-18%). Die Daten sind im Detail in Abbildung 149 und Abbildung 150 (Frachten) sowie in Abbildung 180 bis Abbildung 182 (Konzentrationen) ersichtlich.

**TABELLE 100: WULKA: BEWERTUNG DER FÄKALEN MIKROBIOLOGISCHEN BELASTUNG MITTELS DER ENTWICKELTEN TOOLS (AUSGEWÄHLTE PARAMETER)**

Probenahmestelle	C Fäkalindikatororganismen <u>Konzentrationen</u> (Anzahl/100 ml)	B Fäkalindikatororganismen <u>Frachten</u> (Anzahl/h)	D Fäkale Herkunftsbestimmung  Spezies Enterokokken (%)
Wulka, vor ARA	im Vergleich zum Ablauf ARA lag Median für <i>E. coli</i> niedriger, Enterokokken und somatische Coliphagen gleich hoch und Enterokokken höher.	deutlich höhere Frachten in der Wulka vor ARA verglichen mit jenen des Ablaufs der ARA	<i>E. faecium/E. faecalis</i> (78%)
Wulka, nach ARA	geringfügiger Anstieg der Mediane (Faktor < 2) bei <i>E. coli</i> , Enterokokken und Sporen von <i>C. perfringens</i> ; somatische Coliphagen unverändert	Anstieg der Mediane der Frachten aller vier Fäkalindikatororganismen (30-66%)	<i>E. faecium/E. faecalis</i> (87%)
Wulka, Ablauf in den See	gleiche Größenordnung	geringfügige Abnahme (12-32%)	<i>E. faecium/E. faecalis</i> (71%)

### 3.2.5 ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN (ARA)

Im Untersuchungszeitraum Juli 2014 bis Dezember 2016 wurde die Reinigungsleistung von drei Kläranlagen im Hinblick auf die Reduktion an Fäkalindikatororganismen untersucht (AP 1, AP 4 und AP 5). Diese Kläranlagen waren ARA Gols-Mönchhof, ARA Schützen (Neusiedler See-Westufer) und ARA Podersdorf. Eine orientierende Untersuchung war zuvor mit jeweils zwei Untersuchungsserien bei ARA Jois, ARA Eisenstadt und ARA Wulkaprodersdorf durchgeführt worden (Tabelle 81, Tabelle 82 und Abbildung 155).

Eine Zusammenstellung über alle während der Pilotstudie und des weiterführenden Untersuchungsprogramms erhaltenen Ergebnisse der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen in den Zuläufen und Abläufen der einbezogenen ARA findet sich in Tabelle 101. Es ist klar zu sehen, dass ungereinigtes Abwasser, wie es auch bei Mischwasserentlastungen auftreten kann, eine hohe mikrobielle Belastung darstellt. Im gereinigten Abwasser treten zwar deutlich geringere, dennoch erhebliche Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen auf. Bei Anwesenheit von Krankheitserregern im kommunalen Abwasser (Rohwasser, Zulauf ARA) werden diese bei der konventionellen Abwasserreinigung somit auch nur in eingeschränktem Ausmaß reduziert.

Die Reduktionen, die in den drei Kläranlagen ARA Gols-Mönchhof, ARA Schützen und ARA Podersdorf bei der mechanisch-biologischen Reinigung erzielt wurden, betragen für *E. coli*, Enterokokken und somatische Coliphagen 2-3 log-Stufen. Dies stimmt mit den Abschätzungen von Farnleitner et al. (2006) für mechanisch-biologisch gereinigtes Abwasser gut überein. Allerdings betragen die Reduktionen von Sporen von *C. perfringens*, die deutlich resistenter sind, lediglich 1-2 log-Stufen. Weiters ist festzustellen, dass über den Zeitverlauf betrachtet, deutliche Schwankungen der Leistungsfähigkeit der ARA für die Reduktion von Fäkalindikatororganismen im Bereich von 1 bis 3 log-Stufen auftraten.

TABELLE 101: KONZENTRATIONEN AN FÄKALINDIKATORORGANISMEN IN DEN ZULÄUFEN UND ABLÄUFEN DER IN DIE PILOTSTUDIE UND DAS WEITERFÜHRENDE PROGRAMM EINBEZOGENEN ARA

	ARA Zuläufe (Rohabwasser)			
Konzentration / 100 ml (gerundet)	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
<b>Untersuchungsserien (5 ARA)</b> Kapitel 2.6.3.1.1. Geom. Mittelwert (n=10)	4.000.000	500.000	600.000	50.000
<b>ARA Podersdorf</b> Median (n=25)	7.000.000	500.000	2.000.000	50.000
<b>ARA Gols-Mönchhof, Gols</b> Median (n=14)	5.000.000	900.000	1.000.000	50.000
<b>ARA Gols-Mönchhof, Mönchhof</b> Median (n=14)	4.000.000	400.000	900.000	60.000
<b>ARA RHV Schützen</b> Median (n=5)	8.000.000	60.000	900.000	140.000
<b>Mittelwert (gerundet)</b>	<b>6.000.000</b>	<b>500.000</b>	<b>1.000.000</b>	<b>70.000</b>
<b>Bereich</b>				
<b>Minimum</b>	4.000.000	60.000	600.000	50.000
<b>Maximum</b>	8.000.000	900.000	1.000.000	140.000
	ARA Abläufe (gereinigtes Abwasser)			
Konzentration / 100 ml (gerundet)	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
<b>Untersuchungsserien (5 ARA)</b> Kapitel 2.6.3.1.1. Geom. Mittelwert (n=10)	13.000	2.000	2.000	800
<b>ARA Podersdorf</b> Median (n=42)	30.000	3.000	8.000	3.000
<b>ARA Gols-Mönchhof</b> Median (n=14)	5.000	600	1.000	300
<b>ARA RHV Schützen</b> Median (n=5)	11.000	100	1.000	300
<b>Mittelwert (gerundet)</b>	<b>15.000</b>	<b>1.000</b>	<b>3.000</b>	<b>1.000</b>
<b>Bereich</b>				
<b>Minimum</b>	5.000	100	1.000	300
<b>Maximum</b>	30.000	3.000	8.000	3.000

Die in der ARA Podersdorf für den Ablauf der ARA installierte UV-Desinfektionsanlage bewirkte eine sehr ausgeprägte weitergehende Reduktion an Fäkalindikatororganismen, wobei die Effizienz stark von der korrekten Betriebsführung abhing. Eine Zusammenschau der Reinigungsleistung der drei Kläranlagen, ausgedrückt als log Reduktionen der vier Fäkalindikatororganismen, findet sich in Tabelle 99 bis Tabelle 102. In Abbildung 196 sind die Mediane der log Reduktionen der vier Fäkalindikatororganismen bei den drei Kläranlagen gegenübergestellt. Die Kläranlagen ARA Gols-Mönchhof und ARA Schützen wiesen ähnlich hohe Reinigungsleistungen auf (log 2,25 bis log 3,06). Die ARA Podersdorf zeigte eine geringere Reinigungsleistung. Durch den Betrieb der UV-Anlage lagen bei korrekter Betriebsführung die höchsten

Reduktionen vor (log 3,12 bis log 6,95). Erwartungsgemäß traten bei den Sporen von *C. perfringens* aufgrund ihrer hohen Widerstandsfähigkeit die niedrigsten Reduktionen auf.

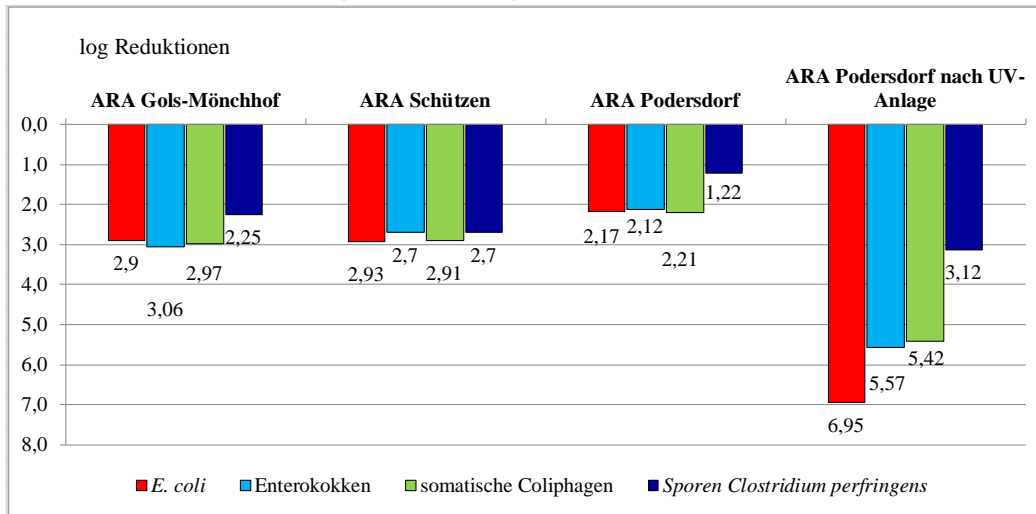


Abbildung 196: Reinigungsleistung der drei untersuchten Kläranlagen ARA Gols-Mönchhof (n=13), ARA Schützen (n=5) und ARA Podersdorf (n=25) im Hinblick auf die log Reduktionen an Fäkalindikatororganismen

TABELLE 102: ARA GOLS-MÖNCHHOF: REDUKTION AN FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM ZUGE DER ABWASSERREINIGUNG

ARA, Reduktion Reinigung				
log Reduktionen				
	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
<b>Mittelwert</b>	2,75	2,85	2,98	2,15
<b>STABW</b>	0,85	0,86	0,46	0,44
<b>Median</b>	2,90	3,06	2,97	2,25
<b>Minimum</b>	1,51	1,33	2,07	1,30
<b>Maximum</b>	4,15	4,11	3,64	2,73
Anzahl Proben	13	13	12	13

TABELLE 103: ARA SCHÜTZEN: REDUKTION AN FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM ZUGE DER ABWASSERREINIGUNG

ARA, Reduktion Reinigung				
log Reduktionen				
	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
<b>Mittelwert</b>	2,99	2,65	2,92	2,14
<b>STABW</b>	0,45	0,79	0,28	1,11
<b>Median</b>	2,93	2,70	2,91	2,70
<b>Minimum</b>	2,37	1,51	2,61	0,16
<b>Maximum</b>	3,59	3,73	3,32	2,70
Anzahl Proben	5	5	5	5

TABELLE 104: ARA PODERSDORF: REDUKTION AN FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM ZUGE DER ABWASSERREINIGUNG

ARA, Reduktion Reinigung				
log Reduktionen				
	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	2,20	2,03	2,27	1,16
STABW	0,60	0,51	0,51	0,45
Median	2,17	2,12	2,21	1,22
Minimum	0,92	1,03	1,51	0,20
Maximum	3,70	3,16	3,65	1,88
Anzahl Proben	25	25	17	25

TABELLE 105: ARA PODERSDORF: REDUKTION AN FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM ZUGE DER ABWASSERREINIGUNG UND UV-BESTRAHLUNG

	ARA, Reduktion UV-Anlage				ARA, Gesamtreduktion			
	log Reduktion				log Reduktion			
nicht korrekte Bedingungen	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	3,40	2,73	2,68	1,18	5,32	4,47	3,98	2,17
Median	3,65	2,68	2,73	1,19	5,56	4,59	4,07	2,30
Zielwerte	4	4	3	1	6	6	4	3
Anzahl Proben	19	19	8	19	9	9	4	9
korrekte Bedingungen	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
Mittelwert	4,29	3,26	> 2,80*	1,75	6,89	5,64	> 5,33*	3,16
Median	4,30	3,34	> 2,91*	1,68	6,95	5,57	> 5,42*	3,12
Zielwerte	4	4	3	1	6	6	4	3
Anzahl Proben	17	17	17	17	12	12	12	12

3.2.6 VERGLEICH DER EINGETRAGENEN FRACHTEN ÜBER DIE ZUFLÜSSE ZUM SEE

Unter Anwendung des Tools B (Erfassung hydraulischer Daten) und des Tools C (Erhebung der Konzentrationen von Fäkalindikatororganismen und chemischen Stoffen) wurden Frachtberechnungen durchgeführt. Diese ermöglichten es, die unterschiedlichen Emissionen im Untersuchungsgebiet zu quantifizieren und miteinander zu vergleichen. Voraussetzung für eine solche Untersuchung sind Messstellen, die im Idealfall die Abflüsse kontinuierlich aufzeichnen oder zumindest so gestaltet sind, dass hydraulische Messungen vorgenommen werden können. So waren in unserem Projekt direkte Messungen der Abflüsse der Schönungsteiche und Abflüsse weiter in den See nicht möglich, da das Abfließen weitgehend diffus erfolgt. Für die Vergleiche der in die Untersuchung miteinbezogenen Zuflüsse zum See, wurde jeweils die dem See am nächsten liegende Probenahmestelle herangezogen, die für eine hydraulische Messung geeignet war. Da sich geeignete Messstellen nur in einigem Abstand zum See befanden, ist eine quantitative Aussage über die Emission direkt in das Wasser des Neusiedler Sees nur eingeschränkt möglich. Die Frachtberechnung wurde auch für den Ablauf der ARA Podersdorf durchgeführt, und es wurden die Unterschiede der Frachten bei Betrieb und Nicht-Betrieb der UV-Anlage untersucht.

Die Messstellen und die Anzahl der Messserien (n) waren:

- Podersdorf, ARA, Ablauf (UV-Anlage) (n=36)
- Podersdorf, Nordgraben, nach Rückhaltebecken (n=25)
- Podersdorf, Südgraben, Brücke, vor Yachtclub (n=25)
- Golser Kanal Radweg vor Brücke (n=13)

– Wulka, Brücke, Zulauf zum See (n=5)

In Tabelle 103 und Tabelle 104 sowie in Abbildung 197 und Abbildung 198 sind die Ergebnisse der Konzentrationsbestimmungen und Frachtberechnungen dieser Untersuchungsbereiche zusammengestellt, wobei die Mediane und die maximalen Werte ausgewiesen sind.

**TABELLE 106: VERGLEICH DER KONZENTRATIONEN (MEDIANE; MAXIMALE WERTE) AN FÄKALINDIKATORORGANISMEN (ANZAHL/100 ML) UND DEN CHEMISCHEN PARAMETERN KALIUM UND TOC (MG/L) IN DEN ZUFLÜSSEN ZUM SEE**

Parameter	Podersdorf			Golser Kanal	Wulka	
	ARA Podersdorf		Nordgraben (nach Rückhalte- becken)	Südgraben (Brücke bei Yachtclub)	(Brücke, bei Radweg)	(Brücke, Zulauf See)
	UV-Anlage Betrieb	Ablauf				
Mikrobiologische Parameter (Anzahl/100 ml)						
<i>E. coli</i>	ja	<b>2</b> (max. 1.200)	<b>250</b> (max. 220.000)	<b>170</b> (max. 1.000)	<b>160</b> (max. 1.900)	<b>4.000</b> (max. 17.000)
	nein	<b>29.000</b> (max. 700.000)	<b>8.000</b> (max. 45.000)			
Enterokokken	ja	<b>2</b> (max. 180)	<b>130</b> (max. 16.000)	<b>130</b> (max. 950)	<b>30</b> (max. 140)	<b>450</b> (max. 1.200)
	nein	<b>3.250</b> (max. 40.000)	<b>1.150</b> (max. 4.500)			
Sporen von <i>C. perfringens</i>	ja	<b>58</b> (max. 1.000)	<b>290</b> (max. 4.000)	<b>80</b> (max. 450)	<b>200</b> (max. 550)	<b>350</b> (max. 400)
	nein	<b>2.650</b> (max. 7.000)	<b>2.000</b> (max. 2.900)			
somatische Coliphagen	ja	<b>10</b> (max. 1.000)	<b>110</b> (max. 10.000)	<b>60</b> (max. 3.000)	<b>200</b> (max. 970)	<b>1.150</b> (max. 3.510)
	nein	<b>8.200</b>	<b>3.000</b>			
Chemische Parameter (mg/l)						
Kalium	-	<b>19,0</b> (max. 38,0)	<b>14,0</b> (max. 29,0)	<b>6,3</b> (max. 10,0)	<b>8,1</b> (max. 12,0)	<b>11,0</b> (max. 14,0)
		<b>4,8</b> (max. 10,6)	<b>4,1</b> (max. 5,5)	<b>5,6</b> (max. 18,0)	<b>2,6</b> (max. 4,0)	<b>3,6</b> (max. 3,8)

Die höchsten **Konzentrationen** an Fäkalindikatororganismen traten im Ablauf der ARA Podersdorf und in Podersdorf Nordgraben auf, wenn die UV-Anlage nicht in Betrieb war, gefolgt von der Probenahmestelle Wulka (Brücke, Zulauf zum See), dem Golser Kanal und dem Südgraben. War die UV-Anlage in korrektem Betrieb, wurden Fäkalindikatororganismen im Ablauf der ARA in nur sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen. Durch nachträgliche fäkale Einträge in den Nordgraben kam es jedoch zu einem deutlichen Anstieg der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen, wie an der Probenahmestelle Nordgraben nach Rückhaltebecken zu sehen ist. Die Werte lagen aber niedriger als jene in der Wulka.

Bei den chemischen Parametern traten die höchsten Konzentrationen an Kalium im Nordgraben, gefolgt von der Wulka auf. Der höchste TOC-Gehalt fand sich im Südgraben.

Betrachtet man die **Frachten** an Fäkalindikatororganismen (log Anzahl/h) traten sporadisch sehr hohe Maximalwerte auf, insbesondere an der Stelle Podersdorf Nordgraben nach Rückhaltebecken, unabhängig davon, ob die UV-Anlage eingeschaltet war oder nicht. Bei Auftreten dieser Maximalwerte lagen die mikrobiologischen Frachten im Nordgraben in derselben Größenordnung wie in der Wulka. Die Mediane der Frachten (log Anzahl/h) an den jeweils zum See nächsten Messpunkten sind Abbildung 197 zu entnehmen. Die höchsten mikrobiologischen Frachten erbrachte die Wulka, gefolgt vom Nordgraben, wenn die UV-



Anlage nicht in Betrieb war, dem Golser Kanal, dem Südgraben und - mit der geringsten Fracht - dem Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb war.

TABELLE 107: VERGLEICH DER FRACHTEN (MEDIANE; MAXIMALE WERTE) AN FÄKALINDIKATORORGANISMEN (LOG ANZAHL/H) UND DEN CHEMISCHEN PARAMETERN KALIUM UND TOC (KG/H) IN DEN ZUFLÜSSEN ZUM SEE

Parameter	Podersdorf				Golser Kanal (Brücke, bei Radweg)	Wulka (Brücke, Zulauf See)
	ARA Podersdorf		Nordgraben (nach Rückhalte- becken)	Südgraben (Brücke bei Yachtclub)		
	UV-Anlage Betrieb	Ablauf				
Mikrobiologische Parameter (log Anzahl/h)						
<i>E. coli</i>	ja	<b>7,12</b> (max. 8,91)	<b>8,56</b> (max. 11,44)	<b>8,32</b> (max. 9,51)	<b>9,11</b> (max. 10,15)	<b>11,02</b> (max. 11,67)
	nein	<b>10,31</b> (max. 10,40)	<b>10,20</b> (max. 11,13)	<b>8,10</b> (max. 8,50)		
Enterokokken	ja	<b>7,12</b> (max. 8,09)	<b>8,24</b> (max. 10,3)	<b>8,31</b> (max. 9,20)	<b>8,32</b> (max. 9,31)	<b>10,00</b> (max. 10,52)
	nein	<b>9,54</b> (max. 10,77)	<b>9,39</b> (max. 10,13)	<b>8,02</b> (max. 8,85)		
Sporen von <i>C. perfringens</i>	ja	<b>7,73</b> (max. 8,79)	<b>8,80</b> (max. 9,89)	<b>8,02</b> (max. 9,11)	<b>9,13</b> (max. 9,90)	<b>9,90</b> (max. 10,05)
	nein	<b>9,75</b> (max. 9,84)	<b>9,64</b> (max. 9,82)	<b>8,29</b> (max. 8,71)		
somatische Coliphagen	ja	<b>6,88</b> (max. 8,83)	<b>8,43</b> (max. 10,10)	<b>8,02</b> (max. 9,54)	<b>9,16</b> (max. 9,74)	<b>10,50</b> (max. 10,99)
	nein	<b>9,59</b>	<b>9,52</b>	<b>7,23</b>		
Chemische Parameter (kg/h)						
Kalium	-	<b>1,67</b> (max. 3,93)	<b>2,75</b> (max. 6,44)	<b>1,07</b> (max. 3,89)	<b>6,28</b> (max. 11,97)	<b>30,46</b> (max. 37,40)
TOC	-	<b>0,44</b> (max. 0,83)	<b>0,78</b> (max. 1,42)	<b>0,92</b> (max. 3,40)	<b>1,93</b> (max. 5,77)	<b>8,90</b> (max. 12,24)

Die Frachten der chemischen Stoffe spiegelten die Einwohnerwerte (EW) der Kläranlagen wider, deren Abläufe in die Wulka, den Golser Kanal bzw. den Nordgraben eingebracht werden. Die Wulka (AWV Eisenstadt-Eisbachtal, WV Wulkatal und RHV Neusiedler See –Westufer, gesamt 218.500 EW) wies mit Abstand die höchsten Frachten an Kalium und TOC auf, gefolgt vom Golser Kanal (ARA Gols-Mönchhof 40.000 EW) und dem Nordgraben (ARA Podersdorf 20.000 EW). Durch den Südgraben wurde zwar die geringste, aber dennoch eine nicht unerhebliche Fracht eingebracht. Die hohen Frachten der Wulka sind auch an der Seestelle 13 (Wulkadelta) zu erkennen, deren Proben im Vergleich zu den anderen Seeproben die höchsten Konzentrationen an Kalium und TOC aufwiesen (Abbildung 121 und Abbildung 122). Die Mediane der Frachten der einzelnen Zuflüsse sind in Abbildung 198 gegenübergestellt.

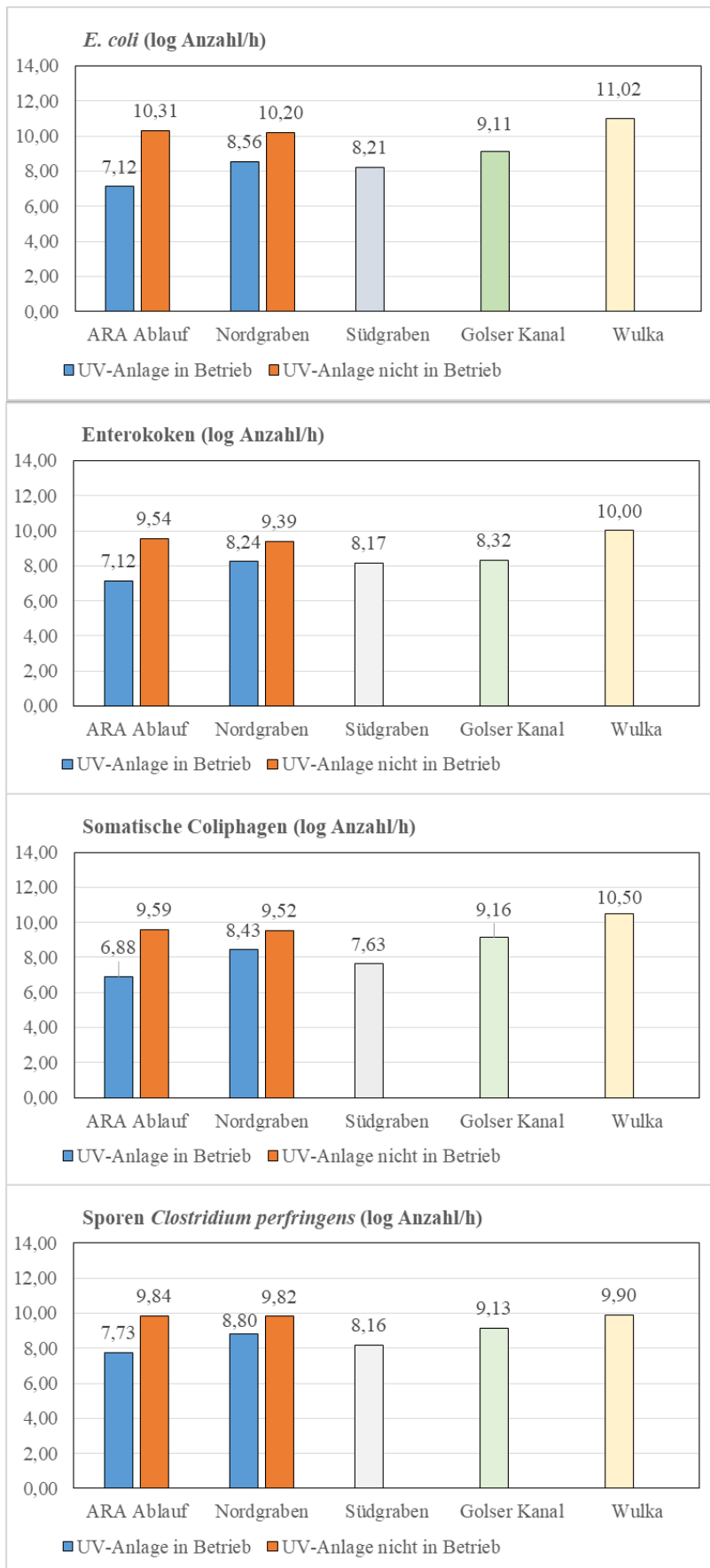


Abbildung 197: Vergleich der Frachten an Fäkalindikatororganismen (log Anzahl/h) in den Zuflüssen zum See an den Messstellen Podersdorf ARA Ablauf, Podersdorf Nordgraben nach Rückhaltebecken, Südgraben Brücke bei Yachtclub, Golser Kanal, Brücke bei Radweg und Wulka Brücke, Zulauf See

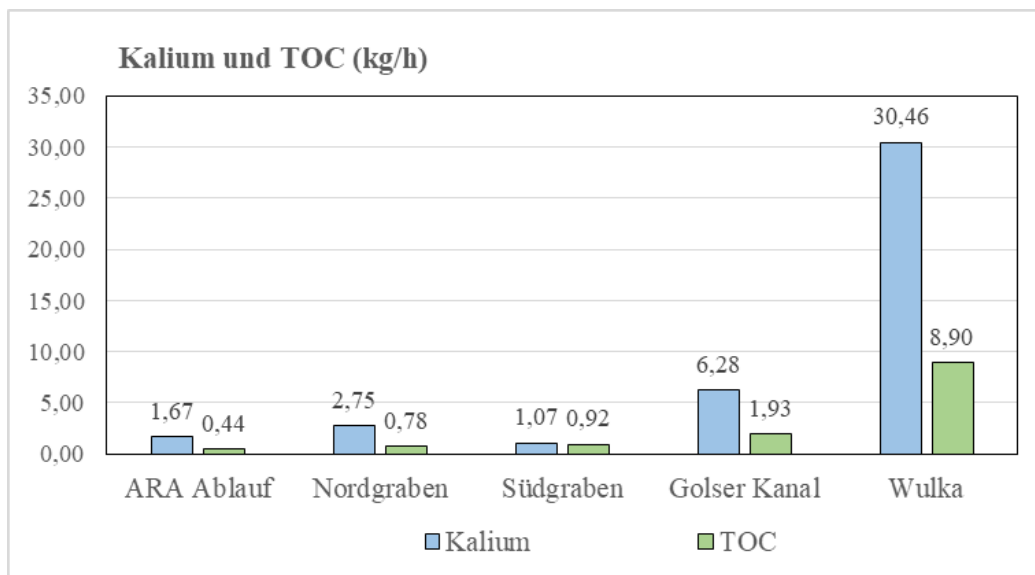


Abbildung 198: Vergleich der Frachten an Kalium und TOC (kg/h) in den Zubringern zum See. Die Messstellen waren Podersdorf ARA Ablauf, Podersdorf Nordgraben nach Rückhaltebecken, Südgraben Brücke bei Yachtclub, Golser Kanal, Brücke bei Radweg und Wulka Brücke, Zulauf See

### 3.2.7 SEEPROBEN

Zur hygienisch-mikrobiologischen Bewertung und Überwachung der Badegewässerqualität sind international unterschiedliche Konzepte etabliert. Zum einen wird eine Klassifizierung der Fäkalbelastung auf Basis eines Datensatzes der Konzentrationen der beiden Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und Enterokokken und einer statistischen Berechnung (Perzentil-Werte) vorgenommen. Dieses Konzept wird z.B. durch die WHO (2003), in der EU-Badegewässerrichtlinie (2006) und in der darauf aufbauenden Österreichischen Badegewässerverordnung (2009) angewendet. Zum anderen werden auf Basis von Daten aus epidemiologischen Studien Schwellenwerte für Magen-Darm-Erkrankungen und Aktionswerte zum Infektionsschutz der Badenden definiert (z.B. US-EPA, 2012; No Observed Adverse Effect Levels, NOAEL, Wiedenmann, 2007). Ein dritter Weg, um ein Infektionsrisiko zu bewerten, ist die Methode der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung, bei der Referenzpathogene für Modellberechnungen herangezogen werden. Diese Vorgangsweise wurde von uns bereits erfolgreich für ein Fluss- und Ausystem angewendet (Derx et al., 2016).

Unter den vielfältigen möglichen Infektionsarten durch Krankheitserreger in Badegewässern sind die Expositions-Wirkungsbeziehungen von Fäkalindikatororganismen (in erster Linie Enterokokken) zu Magen-Darm-Erkrankungen in epidemiologischen Studien wissenschaftlich am besten dokumentiert. Magen-Darm-Infektionen treten am häufigsten auf und können für eine gesundheitliche Risikoabschätzung (Bewertung) und zur Entwicklung von Qualitätskriterien für Badegewässer herangezogen werden. Insbesondere bei der Badeexposition in Binnengewässern konnte eine signifikante, quantitative Konzentration-Wirkungsbeziehung zwischen der Konzentration an Fäkalindikatoren und Magen-Darm Erkrankungen dargestellt werden (US-EPA 2012; Wiedenmann et al., 2006; Wiedenmann 2007; WHO 2003; 2009).

In Tabelle 105 sind die Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken gegenübergestellt, wie sie in internationalen Regulativen und in epidemiologischen Studien für die mikrobiologisch-hygienische Bewertung von Oberflächenbadegewässern herangezogen werden. Diese beruhen entweder auf einer Klassifizierung des Ausmaßes der Fäkalbelastung eines Oberflächenbadegewässers nach Konzentrationsbereichen (EU-Richtlinie; BGewV; WHO) oder auf epidemiologischen Untersuchungen und der Festlegung von Schwellenwerten für ein erhöhtes Risiko einer Magen-Darm-Erkrankung (NOAEL, No Observed Adverse Effect Level) (US-EPA, 2012, Wiedenmann 2007). Die Zunahme des relativen Risikos

für eine Erkrankung mit Gastroenteritis (GI) ist den Schwellenwerten der Konzentrationen von Enterokokken bzw. *E. coli* zugeordnet.

Im Hinblick auf die mikrobiologische Bewertung von Badegewässern ist zu beachten, dass im Zuge der kommenden Neufassung der EU-Badegewässerrichtlinie diskutiert wird, weitere bzw. andere Fäkalindikatororganismen zu inkludieren. So sind insbesondere somatische Coliphagen (viraler Indikator) und Sporen von *C. perfringens*, die das Verhalten widerstandsfähiger Krankheitserreger besser als die derzeit verwendeten Fäkalindikatorbakterien widerspiegeln, im Gespräch. Auch diese Untersuchungsparameter und Überlegungen wurden in die vorliegende Studie miteinbezogen.

Unabhängig von der Art der Bewertung der Wasserqualität ist es eine grundlegende Tatsache, dass der Schutz der Gesundheit der Nutzer von Badegewässern nur erreicht werden kann, wenn ein effizientes Qualitätsmanagement erfolgt. Dieses muss auf der Erhebung von Verschmutzungseinträgen in das jeweilige Badegewässer (Zustandserhebung, „sanitäre Inspektion“), deren hygienischer Bewertung und darauf aufbauend zu Maßnahmen zur weitgehenden Reduktion dieser Einträge führen. Für einen wirksamen Infektionsschutz sind insbesondere die fäkalen Verunreinigungen humaner Herkunft zu berücksichtigen, die aufgrund des spezifischen Vorhandenseins humanpathogener Krankheitserreger, das höchste Gefährdungspotential aufweisen. Die hierfür notwendige, innovative Methodik zur Herkunftsbestimmung wurde im Zuge des Projekts entwickelt (AP 3).

In den Qualitätskriterien der WHO (2003, 2009) erfolgt die Bewertung nicht allein auf Basis der Konzentrationen an Fäkalbakterien, in diesem Fall Enterokokken, sondern es wird auch die sanitäre Situation des Badegewässers in die Bewertung miteinbezogen. Das bedeutet, dass für die Klassifizierung der Qualität eines Badegewässers eine Kombination aus der Konzentration an Enterokokken (Perzentil 95) und der Kategorie des sanitären Zustandes gebildet wird. Ein Beispiel für eine solche kombinierte Bewertung eines Badegewässers ist in Tabelle 106 dargestellt. Hierbei ergibt die Konzentrationsklasse C (201-500 Enterokokken) aufgrund der ausgewiesenen hohen Anfälligkeit für fäkale Beeinflussung die Einstufung „schlecht“. Wäre die Verschmutzungsgefahr geringer, würde die Beurteilung zumindest „ausreichend“ lauten. Die EU-Richtlinie für Badegewässer und die daraus erlassene BGewV gehen zwar auch auf die sanitäre Situation des Badegewässers ein, eine Einbeziehung in die Einstufung erfolgt allerdings nicht. Allerdings sind die möglichen Verschmutzungsursachen in einem Badegewässerprofil zu dokumentieren und der Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Dies erfolgt in Österreich über die [Badegewässer-Datenbank](#), die im Internet frei verfügbar ist (Bundesministeriums für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz und AGES).

**TABELLE 108: KONZENTRATIONEN AN ENTEROKOKKEN UND *E. COLI* ZUR BEWERTUNG DER HYGIENISCH-MIKROBIOLOGISCHEN QUALITÄT VON OBERFLÄCHENBADEGEWÄSSERN (SÜSSWASSER) IN INTERNATIONALEN REGULATIVEN UND EPIDEMIOLOGISCHEN STUDIEN P (PERZENTIL); GI (RISIKO FÜR GASTROENTERITIS), BAV (BEACH ACTION VALUE, AKTIONSWERT), NOAEL (NO OBSERVED ADVERSE EFFECT LEVEL)**

Parameter Methode	Konzentration pro 100 ml	Bewertung	Regulativ bzw. epidemiologische Studien
Intestinale Enterokokken			
ISO 7899-1	200 (95-P)	ausgezeichnet	EU-Richtlinie 2006/7/EG und BGewV (2009)
ISO 7899-2	400 (95-P)	gut	
	330 (90-P)	ausreichend	

ZUSAMMENFASSUNG DER ERKENNTNISSE AUS DEN ARBEITSPAKETEN

Parameter Methode	Konzentration pro 100 ml	Bewertung	Regulativ bzw. epidemiologische Studien
ISO 7899-1	100 400	Richtwert Grenzwert	BGewV (2009)
keine Angabe	≤ 40 (95-P) 41-200 (95-P) 201-500 (95-P) > 500 (95-P)	sehr gut (<1% GI) gut (1-5% GI) ausreichend (5-10% GI) nicht ausreichend (>10% GI)	WHO-Richtlinie (2003, 2009)
US EPA 1600	30 (geom. Mittelwert) 60 (Einzelprobe, Aktionswert-BAV)	3,2 % GI	US EPA (2012)
ISO 7899-1	25 (geom. Mittelwert; NOAEL) 250 (Einzelprobe, Aktionswert/Infektionsschutz)	1,9 -3,6% GI  8-9% GI	Wiedenmann et al (2007)
<i>E. coli</i>			
ISO 9308-3 ISO 9308-1	500 (95-P) 1000 (95-P) 900 (90-P)	ausgezeichnet gut ausreichend	EU-Richtlinie 2006/7/EG
ISO 9308-3	100 1000	Richtwert Grenzwert	BGewV (2009)
-	<i>E. coli</i> ist nicht als Parameter vorgesehen	-	WHO-Richtlinie (2003, 2009)
US EPA 1603	100 (geom. Mittelwert) 190 (Einzelprobe, Aktionswert-BAV)	3,2 % GI	US EPA (2012)
ISO 9308-3	100 (geom. Mittelwert; NOAEL) 1000 (Einzelprobe Aktionswert/Infektionsschutz)	1,9 -3,6% GI  8-9% GI	Wiedenmann et al (2007)

TABELLE 109: BEISPIEL FÜR DIE KLASSIFIZIERUNG EINES BADEGEWÄSSERS AUF BASIS DER KONZENTRATION VON ENTEROKOKKEN (PERZENTIL 95) UND DEM ERGEBNIS DER ERHEBUNG DES SANITÄREN ZUSTANDS DES BADEGEWÄSSERS GEMÄß WHO (2003).

<sup>1)</sup> ERHÖHTE KONZENTRATIONEN KÖNNTEN DURCH SPORADISCHEN EINTRAG VON Z.B. BADEGÄSTE, WASSERVÖGEL BEDINGT SEIN; WEITERE UNTERSUCHUNG ERFORDERLICH;  
<sup>2)</sup> BEI REGENFÄLLEN KANN ES TEMPORÄR ZU FÄKALEN EINTRÄGEN KOMMEN, WIE MISCHWASSERENTLASTUNGEN, EINSCHWEMMUNGEN

		Microbial Water Quality Assessment Category (intestinal enterococci/100 ml)				
		A ≤40	B 41–200	C 201–500	D >500	Exceptional circumstances
<b>Sanitary Inspection Category</b> (susceptibility to faecal influence)	Very low	Very good	Very good	Follow up <sup>1</sup>	Follow up <sup>1</sup>	Action
	Low	Very good	Good	Fair	Follow up <sup>1</sup>	
	Moderate	Good <sup>2</sup>	Good	Fair	Poor	
	High	Good <sup>2</sup>	Fair <sup>2</sup>	Poor	Very poor	
	Very high	Follow up <sup>2</sup>	Fair <sup>2</sup>	Poor	Very poor	
<b>Exceptional circumstances</b>		Action				

**IM RAHMEN DES PROJEKTES WURDEN FOLGENDE DATEN FÜR DIE BEWERTUNG DER SEESTELLEN HERANGEZOGEN:**

- Aufgrund der langjährigen Untersuchungstätigkeit der Biologischen Station Illmitz (Prof. Dr. Alois Herzig / Dr. Thomas Zechmeister) stand ein umfassender Datenpool über die Wasserqualität des Neusiedler Sees zur Verfügung, der erstmalig umfassend statistisch ausgewertet wurde (AP 2). Diese Daten wurden durch Ergebnisse eines regelmäßigen Untersuchungsprogramms erweitert (AP 7) (Tool A).
- Für den Raum Podersdorf wurden im Rahmen der Erhebung der fäkalen Emissionsquellen (AP 4) auch Proben an ausgewählten Seestellen einbezogen, bei denen zusätzlich zu den bakteriologischen Standardparametern (*E. coli* und Enterokokken) auch Sporen von *C. perfringens* und somatische Coliphagen untersucht wurden (Tool C).
- In einem weiteren Schritt wurde die Anwendbarkeit der in diesem Projekt entwickelten Methoden zur Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontamination (AP 3) an Proben ausgewählter Seestellen überprüft (Tool D).

Es kamen für die Bewertung der Seeproben somit die Tools A, B und D zum Einsatz. Die Erkenntnisse im Hinblick auf die fäkale Belastung werden im Folgenden zusammengefasst.

3.2.7.1 SEESTELLEN ALLGEMEIN (HISTORISCHE DATEN)

In Tool A wurden mittels aufwändiger statistischer Analysen der historischen Daten der Jahre 1987 bis 2013 sogenannte Hot-spots fäkaler Verunreinigung eruiert (AP 2). Es kam eine Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) zur Anwendung. Basis für die mikrobiologische Bewertung waren die Konzentrationen der Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und Enterokokken. Als Bewertungsgrundlage wurden die **Grenzwerte für die Bewertung einzelner Proben gemäß BGewV** (*E. coli* 1.000/100 ml und Enterokokken 400/100 ml) herangezogen. Überschreitungen dieser Werte wurden bei *E. coli* als EC Ereignis und bei Enterokokken als ENT Ereignis ausgewiesen. Von den 38 Probenpunkten des Neusiedler Sees, für die Daten vorlagen, konnten nach Durchführung einer Qualitätskontrolle 26 Seestellen im Zeitraum von



1992 bis 2013 für die abschließende Auswertung verwendet werden (27 Jahresdatensätze, jeweils März bis Oktober).

Bei den folgenden **Seestellen** ergab die Hauptkomponentenanalyse für den Zeitraum 1992-2013 die Bewertung als Hot-spot fäkaler Belastung:

- Raum Podersdorf: Stellen 26 (EU-Badestelle), 29 (Einleitung Kläranlage), 30 (Einleitung Kläranlage) und 32 (Badestrand Podersdorf Nord)
- Raum Neusiedl: Stelle 22 (Segelhafen-Kanal)
- Raum Rust: Stelle 7 (Bucht mit Badehütten), 8 (Hafen/Hotelbereich) und 33 (Ruster Bucht)
- Weiden: Stelle 23 (EU-Badestelle)
- Jois: Stelle 20 (Hafen)
- Illmitz: Stelle 1 (Bucht Biologische Station)

Bei der **Seestelle 23 (Weiden, EU-Badestelle)** ist anzumerken, dass im gesamten historischen Untersuchungszeitraum keine Überschreitungen der Grenzwerte für die Bewertung einzelner Proben gemäß BGewV beobachtet wurden (Abbildung 45). Daher wurde diese Badestelle in der abschließenden statistischen Beurteilung aus der Liste der Hot-spots herausgenommen. Dass die ursprüngliche Auswertung als Hot-spot durchwegs berechtigt war, zeigte sich im Juli 2017, als an der Badestelle Weiden stark erhöhte Konzentrationen an Fäkalbakterien auftraten. Die Überschreitungen der Grenzwerte führten zu einem temporären Erlass eines Badeverbots. Dieser Vorfall wurde in dem an die Pilotstudie anschließenden, zusätzlichen **weiterführenden Untersuchungsprogramm** zum Anlass genommen, das Tool D (Herkunftsbestimmung mikrobiologischer Fäkalkontamination) in der Praxis anzuwenden (2.3.3.6). Die Probenahmen für die Untersuchung der fäkalen Herkunftsbestimmung erfolgten im August, September und Oktober 2017. Leider standen keine Seeproben der Badestelle Weiden vom Juli 2017 für die Bestimmung von genetischen Fäkalmarkern zur Verfügung. Es kamen zwei humane Fäkalmarker sowie Marker für Wiederkäuer, Schwein und Möwe zum Einsatz. In drei Proben an zwei Probenahmeterminen traten die Wiederkäuer-assoziierten genetischen Fäkalmarker (Rind) auf. Weiters wurde der Möwen-assoziierte genetische Fäkalmarker nachgewiesen. Zu keinem der drei Zeitpunkte wurde an den drei Probenpunkten des Badestrands Weiden human-assoziierte Fäkalbelastung festgestellt, auch Schweine-assoziierte Fäkalmarker traten nicht auf. Aus diesen Ergebnissen lässt sich rückschließen, dass der Seebereich Weiden an zwei Untersuchungszeitpunkten durch Rinderfäkalien belastet war.

Eine wesentliche Erkenntnis aus dem AP 2 war, dass 60% aller Verschmutzungsereignisse in zeitlichem Zusammenhang mit extremen Wetterereignissen standen. Neben Starkniederschlägen (30 - 35 % aller Ereignisse) waren auch Starkwindereignisse zu 25 - 30% mit den Verschmutzungsereignissen korreliert. Einträge von fäkaler Verunreinigung durch punktuelle oder diffuse Quellen, windbedingtes Aufwirbeln von Sedimenten und Einblasen kontaminierter Wässer aus dem Schilfgürtel durch Starkwinde stehen in kausalem Zusammenhang mit diesen Beobachtungen. Bestätigt wurden diese empirischen Beobachtungen auch durch stochastische Analysen, die einen signifikanten Einfluss des Windes (vor allem Nordwest, Nord und Nordost) auf die fäkale Belastung zeigten. Extrem starke Winde, die zu einer Resuspension von Sedimenten führen und zum Ausspülen belasteter Wässer aus dem Schilfgürtel im Einzugsbereich von Abwassereinleitungen (Golser Kanal, Podersdorf Abwasserpfad & Südgraben) waren häufig mit einem signifikanten Anstieg der Fäkalindikatorkonzentrationen verknüpft (siehe Abbildung 27 bis Abbildung 33 und Tabelle 14 bis Tabelle 18).

## 3.2.7.2 SEEPROBEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET PODERSDORF (2014-2016)

Die Untersuchung der Seeproben im Bereich Podersdorf fand im Zeitraum von Juli 2014 bis Dezember 2016 statt (AP 3, AP 4, AP 6 und AP 7). Einbezogen wurde auch die Seestelle Zufluss Golser Kanal (25) und zu Vergleichszwecken die Seestelle Wulka-Delta (13). Das Programm umfasste somit folgende Probenahmestellen :

- Seestelle 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)
- Seestelle 32 (Podersdorf, Nordstrand)
- Seestelle 26 (Podersdorf, EU-Badestelle)
- Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal)
- Seestelle 13 (Wulka-Delta)

Die Erkenntnisse aus der statistischen Auswertung der historischen Daten 1992-2013 (AP 2) und die Ergebnisse der physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Untersuchungsergebnisse im Projektzeitraum 2014-2016 werden im Folgenden gegenübergestellt.

Die **physikalischen und chemischen Daten** der AP 2, 4 und 7 zeigten übereinstimmend, dass sich im Bereich Podersdorf die Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf) signifikant von den beiden anderen Seestellen 32 (Nordstrand) und 26 (EU-Badestelle) unterschied. Der Zufluss von gereinigtem Abwasser führte zu deutlich niedrigeren Leitfähigkeiten, pH-Werten, Sauerstoffgehalten und geringeren Konzentrationen an TOC und Kalium. Bei der Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal) war der Einfluss von Oberflächenwasser/Abwasser ebenfalls zu erkennen, jedoch in geringerem Ausmaß. Anders verhielt es sich bei der Seestelle 13 (Wulka-Delta). Die dort gezogenen Proben wiesen die höchste Leitfähigkeit und die höchsten Konzentrationen an TOC und Kalium auf (Abbildung 121 bis Abbildung 123 und Abbildung 183).

Die Ergebnisse der **mikrobiologischen Untersuchungen** der fünf Seestellen, wie sie in den Arbeitspaketen 2, 3, 4 und 7 erarbeitet wurden, sind in Tabelle 107 sowie Tabelle 109 bis Tabelle 113 zusammenfassend dargestellt. Es kamen die Tools A, C und D zum Einsatz.

Tabelle 107 stellt die Verbindung zwischen dem historischen Datensatz (1992-2013) und den im Projektzeitraum gemessenen Konzentrationen an *E. coli* (EC) und Enterokokken (ENT) dar. Als Bewertungsgrundlage wurden die Anzahlen der Überschreitungen der Grenzwerte der BGewV für Einzelproben (EC: 1.000/100 ml; ENT 400/100 ml) bzw. der Richtwerte (EC: 100/100 ml; ENT 100/100 ml) herangezogen. Beide Zeiträume zeigten übereinstimmend, dass die Seestelle 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) die jeweils höchste Anzahl an **Grenzwertüberschreitungen** insbesondere bei Enterokokken aufwies (29% bzw. 17%). Bei den anderen vier Seestellen traten Grenzwertüberschreitungen nur selten auf. Es ist jedoch hervorzuheben, dass den Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken, die im Bereich der Grenzwerte der BGewV liegen, einer Erhöhung des relativen Risikos einer Magen-Darmerkrankung von 8-9% zugeordnet werden (Tabelle 105). Zieht man die **Richtwerte der BGewV für Einzelproben** zur Bewertung heran, ist der Einfluss der fäkalen Belastung neben der Seestelle 29, insbesondere bei der Seestelle 13 (Wulka-Delta) und der Seestelle 25 (Golser Kanal) zu erkennen. Die Anzahlen der Überschreitungen des Richtwertes für Enterokokken betragen 40%, 17% und 12%. Einem Schwellenwert von 100 Enterokokken/100 ml wird eine Erhöhung des relativen Risikos einer Magen-Darmerkrankung von 6-7% zugeordnet (Wiedenmann, 2017). Im Sinne der Prävention von Infektionen bei Badenden und Freizeitsportlern und um rechtzeitig auf fäkale Verschmutzungen reagieren zu können, ist es wichtig dem Richtwert der BGewV als Managementtool mehr Aufmerksamkeit als bisher zu schenken und diese auch in den Prüfberichten anzugeben.

In der Pilotstudie wurde erstmalig eine qPCR Methode zur **fäkalen Herkunftsbestimmung** (AP 3) für diese spezifische Probenmatrix entwickelt und erfolgreich für die **EU-Badestelle Podersdorf** (Seestelle 26) angewendet (Tool D). Die Ergebnisse sind in Abbildung 80 dargestellt. An zwei der 12 qualifizierten Probenahmezeitpunkten wurden Mensch-assoziierte genetische Fäkalmarker mit dem etablierten qPCR Verfahren und den Markern BacHum und HF183II nachgewiesen. Die Konzentrationen von BacHum lagen in der Größenordnung von etwa 1.000 Fäkalmarkern pro 100 ml, an einem Termin wurden >100 Fäkalmarker pro 100 ml für HF183II nachgewiesen. Marker für fäkale Verunreinigung von Möwen waren ebenfalls an zwei Terminen feststellbar, diese waren jedoch in geringeren Konzentrationen als die humanen Marker vorhanden und deckten sich nicht mit den Zeitpunkten des Nachweises für Mensch-assoziierte Fäkaleinträge. Genetische Fäkalmarker von Nutztieren konnten nicht nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse belegen, dass an manchen Zeitpunkten an der Seestelle 26 ein Einfluss durch human-assoziierte Fäkaleinträge gegeben ist. Die Nachweishäufigkeit und die Konzentrationen von Mensch-assoziierten Fäkalmarkern waren an der Seestelle 26 zwar wesentlich geringer als im Nordgraben und Südgraben (Abbildung 79), jedoch eindeutig vorhanden. Dies bestätigte sich auch im weiterführenden Untersuchungsprogramm mit der Methode der genetischen Bestimmung der Enterokokkenarten. Der überwiegende Anteil der Isolate waren Enterokokken, die im menschlichen Darm vorkommen (Abbildung 86).

**TABELLE 110: SEEPROBEN: KONZENTRATIONEN AN *E. COLI* (EC) UND ENTEROKOKKEN (ENT): BEWERTUNG AUF BASIS DER GRENZ- UND RICHTWERTE DER BGEWV UND BESTIMMUNG DER DER FÄKALEN HERKUNFT**

Probenahme-stelle	<i>E. coli</i> / Enterokokken Historische Daten (1992-2013) Hot-spot ja/nein Anzahl Überschreitungen Grenzwert Einzelprobe BGewV	<i>E. coli</i> / Enterokokken (2014-2016) Anzahl Überschreitungen Grenzwert Einzelprobe BGewV	<i>E. coli</i> / Enterokokken (2014-2016) Anzahl Überschreitungen Richtwert Einzelprobe BGewV	Fäkale Herkunfts- bestimmung (2014-2016) Anzahl positiver Proben (log+1 ME/100 ml)
<b>Seestelle 29</b> (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)	Hot-spot: ja EC: 51 von 569 (9%) ENT: 164 von 569 (29%)	EC: 2 von 42 (5%) ENT: 7 von 42 (17%)	EC: 14 von 42 (33%) ENT: 17 von 42 (40%)	-
<b>Seestelle 32</b> (Podersdorf, Nordstrand)	Hot-spot: ja EC: 0 von 569 (0,0%) ENT: 3 von 569 (0,5%)	EC: 1 von 37 (3%) ENT: 1 von 37 (3%)	EC: 1 von 37 (3%) ENT: 2 von 37 (5%)	-
<b>Seestelle 26</b> (Podersdorf, EU- Badestelle)	Hot-spot: ja EC: 3 von 569 (0,5%) ENT: 5 von 569 (0,9%)	EC: 1 von 42 (2%) ENT: 1 von 42 (2%)	EC: 3 von 42 (7%) ENT: 2 von 42 (5%)	<b>humane Marker</b> 2 von 12 (17%) Konzentration Median 3 log  <b>Möwe</b> 2 von 12 (17%) Konzentration an der Bestimmungsgrenze (2 log)
<b>Seestelle 25</b> (Zufluss Golser Kanal)	Hot-spot: nein EC: 3 von 569 (0,5%) ENT: 6 von 569 (1,1%)	EC: 1 von 42 (2%) ENT: 1 von 42 (2%)	EC: 4 von 42 (10%) ENT: 5 von 42 (12%)	-
<b>Seestelle 13</b> (Wulka- Delta)	Hot-spot: nein EC: 1 von 569 (0,2%) ENT: 3 von 569 (0,5%)	EC: 1 von 12 (8%) ENT: 1 von 12 (8%)	EC: 5 von 12 (42%) ENT: 2 von 12 (17%)	-

Die **Einteilung in verschiedene Qualitätskategorien der Badegewässer** wie sie auf Basis der EU-Richtlinie in der BGewV über die Qualität der Badegewässern und deren Bewirtschaftung umgesetzt sind, erfolgt auf Basis von Perzentilwerten der Konzentrationen von intestinalen Enterokokken (ENT) und *E. coli*

(EC). Diese statistische Vorgangsweise stellt ein probates Mittel für das Management der Badegewässerqualität im Hinblick auf fäkale Belastung über einen langen Zeitraum dar. Besonderes Augenmerk wird dabei auf stark schwankende Konzentrationen von Fäkalbakterien gelegt, die anzeigen, dass das Badegewässer im Hinblick auf Verschmutzungsereignisse nicht ausreichend geschützt ist. Bei dieser Berechnungsart ergeben große Schwankungen „virtuell“ deutlich höhere Werte für die Konzentrationen an *E. coli* bzw. Enterokokken als die Mittelwerte bzw. Mediane der Messwerte. Je höher die Schwankungen der Messwerte, desto höher sind die „virtuellen“ Konzentrationen. Diese Vorgangsweise dient als Sicherheitsmaßnahme, um Verschmutzungsereignisse des Badegewässers über einen Zeitraum von mehreren Jahren deutlich zu machen. Für die Verantwortlichen von EU-Badestellen ist es schwierig, auf Basis der Einzelergebnisse der bakteriologischen Untersuchungen während der Badesaison abzuschätzen, welche Einstufung sich aufgrund der erhobenen Daten ergibt. Aus diesem Grund wurde im Zuge der Pilotstudie ein einfach zu bedienendes Auswerteprogramm entwickelt (Blaschke, ICC, 2015) und der Gemeinde Podersdorf zur Verfügung gestellt. Durch Eingabe der in den Prüfberichten der Untersuchungsstelle angegebenen Konzentrationen für *E. coli* und Enterokokken wird die daraus resultierende Qualitätsklasse gemäß BGewV (ausgezeichnet, gut, ausreichend, mangelhaft) aktuell ausgewiesen. Somit verfügt der für die Badestelle Verantwortliche über ein kontinuierliches Kontrollwerkzeug zur Einstufung der Badestelle. Das ICC Water & Health stellt dieses Tool allen Interessenten kostenfrei zur Verfügung ([ICC Water & Health Kontakt](#)).

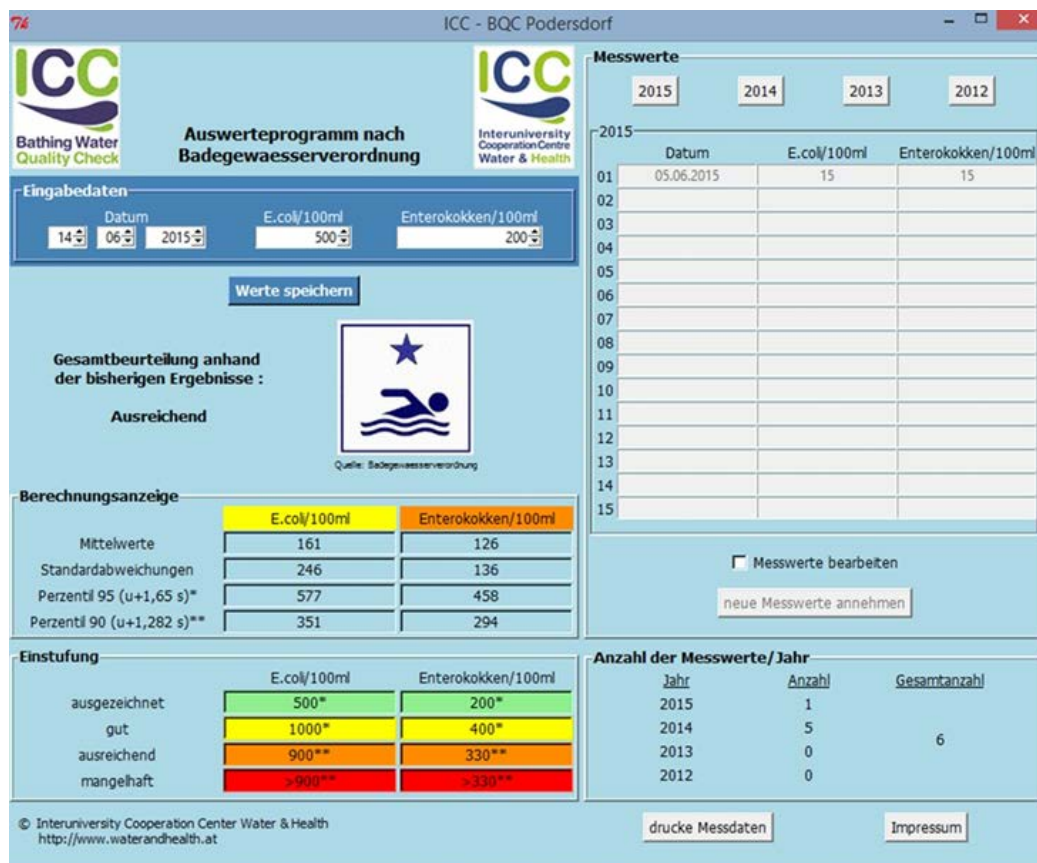


Abbildung 199: Im Rahmen der Pilotstudie entwickeltes Auswerteprogramm zur Berechnung der Qualitätsklassen von Badegewässern gemäß BGewV (ICC, 2015)

Es ist wichtig zu beachten, dass die in der BGewV angeführten Zahlenwerte (Perzentile) nicht dafür gedacht sind, eine **gesundheitliche Bewertung der Badegewässerqualität** einzelner bakteriologischer Messergebnisse vorzunehmen. Diese Tatsache führt im öffentlichen Diskurs häufig zu Missverständnissen und erschwert die Vermittlung von sachlichen Informationen. Zieht man fälschlicherweise den 95-Perzentil-Wert für die Qualitätskategorie „ausgezeichnet“ von 200 Enterokokken/100 ml zum Vergleich eines

Ergebnisses einer Einzelprobe heran, wäre dies bereits der rund 10-fache Wert des NOAEL von 25 Enterokokken/100 ml, ab dem mit einem erhöhten Risiko für Magen-Darm-Erkrankungen gerechnet werden muss. Wie die epidemiologischen Erkenntnisse der deutschen Binnengewässerstudie gezeigt haben, liegt das zusätzliche Infektionsrisiko bei „ausgezeichneter Badewasserqualität“ bereits bei rund 5% (Wiedenmann, 2007). Daraus muss geschlossen werden, dass die Anwendung der Qualitätskriterien der BGewV in jedem Fall einen Anstieg eines Risikos für Magen-Darm-Erkrankungen ergibt. Umgelegt auf moderne, gesundheitsbezogene Qualitätskriterien, wie z.B. die Messgröße Disability-Adjusted Life Years (DALYs), bedeutet dies, dass für die Bewertung von Oberflächenbadegewässern ein höheres Risiko toleriert wird als es bei anderen Arten der Wassernutzung vorgesehen ist (WHO, 2003).

Die Schwierigkeit für Behörden und Gesetzgeber mit diesem Umstand umzugehen, verdeutlicht ein Zitat der WHO (2003): „However, setting recreational water quality standards at water qualities that would provide for levels of health protection similar to those accepted elsewhere would lead to standards that would be so strict as to be impossible to implement in many parts of the developing and developed world and would detract from the beneficial effects of recreational water use.“ Aus diesem Grund wird der umfassenden Information der Nutzer von Badegewässern eine sehr große Bedeutung eingeräumt, damit diese auf Basis der vorliegenden Daten die Entscheidung, ein Badegewässer zu nutzen oder nicht, selbst treffen können („informed choice“).

Die Abschätzung des Risikos für Magen-Darmerkrankungen durch die Exposition mit Fäkalindikatoren in Badegewässer ist naturgemäß mit einigen Unsicherheiten behaftet. Neben den methodischen Schwierigkeiten des Studiendesigns sind insbesondere das Verhältnis Krankheitserreger/Fäkalindikator, also der Zusammenhang der Konzentration von Fäkalindikatoren mit der Konzentration bzw. der Art von Krankheitserregern in einem Wasserkörper. Dieses Verhältnis ist variabel und hängt von der jeweiligen Infektionssituation der Fäkalausscheider (Mensch oder Tier) ab. Neben der zeitlichen und räumlichen Verteilung der Vielzahl an bakteriellen, viralen und parasitären Krankheitserregern ist auch die Virulenz der Krankheitserreger, also deren Infektiosität und die Immunitätslage des Wirtes (Mensch) von Bedeutung. Diese Problematik zeigt sich bereits in vielen früheren Untersuchungen, bei denen große Unterschiede bei den maximalen zusätzlichen Risiken an Magen-Darm-Erkrankungen durch die Exposition in Binnenbadegewässern von 0,4 bis 27,7% festgestellt wurden (Prüss, 1998). Neuere Daten von zwei Epidemien mit Magen-Darm-Erkrankungen während Schwimmveranstaltungen in Großbritannien ergaben hohe Infektionsraten von 31% (PHE, 2013; Hall et al., 2017) und sogar 85% (Logan, 2013). Bei einem Triathlon in Kopenhagen im Jahr 2010 erkrankten 42% der Teilnehmer an Gastroenteritis, der nach einem schweren Niederschlagsereignis, bei dem es zu Mischwasserentlastungen der Kanalisation kam, stattfand. Beim Triathlon im Jahr darauf betrug der Prozentsatz an Erkrankten 8%, in dem Fall waren der Veranstaltung keine Regenfälle bzw. Abwassereinträge vorangegangen (Hall et al., 2017).

In den zwei aussagekräftigsten epidemiologischen Studien (randomisierten Kontrollstudien) wurden die **Schwellenwerte (NOAEL) der Expositionskonzentration** für Enterokokken ermittelt, ab der mit einem erhöhten Risiko für Magen-Darm-Erkrankungen der Badenden im Vergleich zu jenem für Nicht Badende gerechnet werden muss. Das Ergebnis war mit 24 Enterokokken/100 ml (deutsche Studie, Binnengewässer; Wiedenmann et al., 2004; 2006) und 32 Enterokokken/100 ml (englische Studie, Küstengewässer; Kay et al., 1994) nahezu ident. Das jeweilige zusätzliche Risiko von Magen-Darm-Erkrankungen bei Konzentrationen von Enterokokken über diesen Schwellenwerten unterschied sich jedoch mit 4,2% (deutsche Studie) und 19,5% (englische Studie) deutlich. Die Berechnungen in der deutschen Studie ergaben folgende Eckpunkte. Bei einer gemessenen Konzentration von < 10 *E. coli* /100 ml bzw. < 3 Enterokokken/100 ml sind wahrscheinlich weniger als 1% der Badenden über dem NOAEL exponiert. Bei einer Konzentration von 100 *E. coli* bzw. 25 Enterokokken/100 ml sind, da diese beiden Werte dem NOAEL entsprechen, wahrscheinlich 50% über und 50% unter dem NOAEL exponiert. Bei einer Konzentration von ca. 1.000 *E. coli* bzw. ca. 250 Enterokokken /100 ml sind wahrscheinlich über 99% der Badenden über dem NOAEL exponiert und damit einem erhöhten Risiko für Gastroenteritis ausgesetzt, wenn sie mindestens 10 Minuten baden und dabei



mindestens dreimal den Kopf unter Wasser tauchen oder wenn sie beim Baden Wasser verschlucken. Hervorzuheben ist, dass die deutsche Studie, in der fünf verschiedene Badegewässer (Binnenseen) miteinbezogen waren, mit der österreichischen Situation der Badegewässer am besten vergleichbar ist. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die jeweilige Studienkohorte ausschließlich aus der lokalen Bevölkerung rekrutiert wurde. Bei einer gesundheitlichen Bewertung der Badegewässerqualität des Neusiedler Sees muss aber davon ausgegangen werden, dass während der Urlaubssaison der überwiegende Teil der Badenden Touristen sind, bei denen aufgrund des Erstkontakts mit dem Badegewässer von einer höheren Empfindlichkeit, das heißt einer geringeren Immunität hinsichtlich der örtlichen Situation, auszugehen ist. Weiters ist zu bedenken, dass Kinder und ältere Personen oft empfindlicher gegenüber Infektionserregern sind. Das bedeutet, dass die angeführten Schwellenwerte sicherlich nicht als besonders konservativ bzw. streng im Hinblick auf eine gesundheitliche Bewertung des Badegewässers Neusiedler See anzusehen sind.

Als praktikable **Basis für einen Qualitätsstandard für Binnenbadegewässer** wurde bereits im Jahr 2007 von Wiedenmann (2007) Werte für NOAEL von 25 Enterokokken/100 ml und 100 *E. coli*/100 ml sowie von 10 somatischen Coliphagen/100 ml und 10 Sporen von *C. perfringens*/100 ml vorgeschlagen. Diese Basiswerte sind weitgehend konsistent mit jenen der Richtlinie „Recreational Water Quality Criteria“ der US-EPA (2012). In dieser Richtlinie wurde ein Vorsorge-Aktionswert BAV (Beach Action Value) als frühzeitiger Warnwert für amtliche Kundmachungen mit 60 Enterokokken/100 ml, also einer Verdopplung des Schwellenwerts, für die Bewertung einzelner Proben definiert.

Für die **Bewertung von Einzelproben** im Hinblick auf die Konzentrationen an intestinalen Enterokokken und *E. coli* werden international unterschiedliche Werte herangezogen. Eine Auswahl der wichtigsten Daten für die Einzelprobenbewertung findet sich in Tabelle 108, eine Übersicht über internationale Regulative ist Tabelle 105 zu entnehmen.

**TABELLE 111: INTERNATIONALE VORGABEN ZUR BEWERTUNG VON EINZELPROBEN VON OBERFLÄCHENBADEGEWÄSSERN**

Bezeichnung	Enterokokken/100 ml	<i>E. coli</i> /100 ml	Referenz
NOAEL <sup>1)</sup>	25	100	Wiedenmann et al., 2007
Aktionswert für Infektionsschutzmaßnahmen	250	1.000	Wiedenmann et al., 2007
BAV <sup>2)</sup>	60	190	US EPA, 2012
Richtwert Grenzwert <sup>3)</sup>	100 400	100 1.000	Beurteilung von Einzelwerten Badegewässerverordnung, BGBl. II Nr. 349/2009

1) No Observed Adverse Effect Level für Magen-Darm-Erkrankungen

2) Beach Action Value, Vorsorgewert für amtliche Kundmachung

3) Grenzwert, Verlautbarung von Badeverbot bei kurzzeitigen Verschmutzungen

Bei der gesundheitlichen Bewertung von Proben von Badegewässern ist das Verhältnis Krankheitserreger/Indikator von besonderer Bedeutung. Dieses unterliegt zeitlichen Veränderungen (rezenter oder länger zurückliegender Fäkaleintrag) und aufbereitungstechnischen Veränderungen (Abwasserreinigung, Desinfektion) und hängt von der Art der Fäkalquelle (Mensch, Tier) ab. Fewtrell und Kay (2015) stellen in ihrer Überblicksarbeit „Badegewässer und Infektionen“ fest, dass es in allen Studien übereinstimmend zu einem Anstieg an Erkrankten bei den Badenden kam, wenn intermittierende Einleitungen aus Abwasser-führenden Systemen nach Niederschlagsereignissen (Mischwasserentlastungen), fäkal kontaminierte Zuflüsse zum Badegewässer, Fehlanschlüsse von Fäkalkanälen in Regenwassersysteme, unzureichend gereinigte Abwässer durch zu gering dimensionierte Kläranlagen (z.B. nach Bevölkerungsanstieg) vorhanden waren oder wenn Krankheitserreger durch Weidetiere eingebracht wurden. Bei den tierischen Fäkalquellen sind vor allem bakterielle Krankheitserreger und Protozoen als humane



Infektionserreger zu beachten, tierische Viren spielen eine untergeordnete Rolle. Daten aus Studien, in denen Methoden zur Risikobewertung („Quantitative Microbial Risk Assessment“; QMRA) angewendet wurden, belegen, dass die virale Belastung durch menschliches Abwasser (kommunales Abwasser), insbesondere nach starken Regenfällen das größte Risiko für Infektionen bei Badenden und Wassersportlern darstellt (Timm et al., 2016). Die Autoren kommen zum Schluss, dass es daher notwendig ist, moderne Methoden zur fäkalen Herkunftsbestimmung als einen essentiellen integralen Bestandteil bei QMRA anzuwenden (Fewtrell and Kay 2015). Dies ist insbesondere dann wichtig, wenn sowohl fäkale Punktbelastungen als auch diffuse fäkale Einträge vorhanden sind.

Als erste konservative Annäherung für die Konzentration an Krankheitserregern in Badegewässern können *E. coli* oder Enterokokken als Index für abwasserassoziierte bakterielle Erreger (z.B. Salmonellen) eingesetzt werden. Darüber hinausgehend haben sich somatische Coliphagen und Sporen von *Clostridium perfringens* als Surrogate für Enteroviren und parasitäre Protozoen als sehr aussagekräftige Parameter erwiesen (WHO, 2009). Der Einsatz dieser letztgenannten Fäkalindikatororganismen ist dann besonders wichtig, wenn zeitlich länger zurückliegende Fäkaleinträge vorliegen oder wenn der Eintrag desinfizierter Kläranlagenabläufe beurteilt werden sollen. Die Fäkalindikatorbakterien *E. coli* und Enterokokken sterben im Vergleich zu Viren und Parasiten viel zu rasch ab, um eine zuverlässige Aussage hinsichtlich einer möglichen Infektionsgefahr durch resistente oder persistente Krankheitserreger, wie Viren und Protozoen, treffen zu können.

Werden für die Risikoabschätzung direkt Krankheitserreger herangezogen, müssen große Probenmenge von zumindest zehn Litern Wasser untersucht werden, um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten. Als Untersuchungsparameter werden sogenannte Referenzpathogene als Vertreter für bakterielle, virale und parasitäre Krankheitserreger ausgewählt, für die Dosis-Wirkungsdaten vorliegen und die für die quantitative mikrobielle Risikoabschätzung herangezogen werden. Beispiele hierfür sind *Campylobacter jejuni*, *Salmonella enterica*, *Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia*, Rotaviren und Adenoviren (Stalder et al., 2011). Diese Vorgangsweise wurde von uns bereits erfolgreich für ein Fluss- und Ausystem angewendet und ist in Abbildung 200 schematisch dargestellt (Derx et al., 2016). Das Programm QMRAcatch und weitere Informationen finden sich auf der Website [ICC Wasser & Gesundheit](http://www.icc-wasser.de).

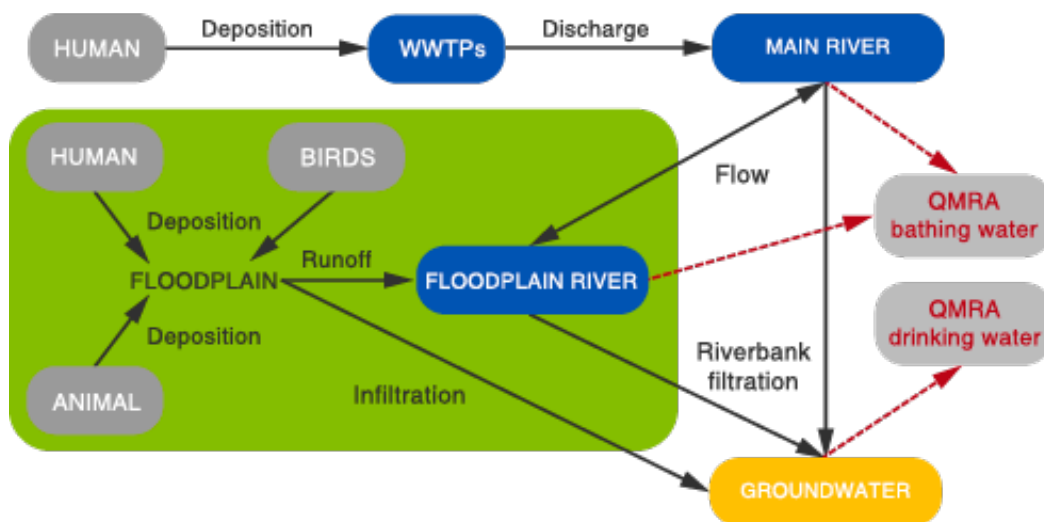


Abbildung 200: Schema der quantitativen mikrobiellen Risikoabschätzung (QMRA) als Beispiel für eine erfolgreiche Anwendung bei einem Fluss-Ausystem (Derx et al., 2016)

## ZUSAMMENFASSENDER MIKROBIOLOGISCHER BEWERTUNG DER SEESTELLEN

In Tabelle 43 bis Tabelle 47 sind die Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatorbakterien (*E. coli* und Enterokokken) und der zusätzlichen Fäkalindikatororganismen (Sporen von *C. perfringens* und somatische Coliphagen) in den über den Versuchszeitraum untersuchten Seeproben 25 (Zufluss Golser Kanal), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf Nordstrand) und 13 (Wulka-Delta) dargestellt. Den Ergebnissen sind die Werte der BGewV und die auf der Grundlage von epidemiologischen Erkenntnissen ermittelten NOAEL-Werte (Wiedenmann et al., 2007) gegenübergestellt. Verwendet wurden alle im Untersuchungszeitraum ermittelten Daten des ARBEITSPAKETES 4 (auch jene außerhalb der Badesaison). Die grafischen Darstellungen der Daten finden sich in (Abbildung 106 bis Abbildung 110).

Die Auswertung der Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken ergab für die beiden **Seestellen 26 und 32 (Podersdorf EU-Badestelle und Podersdorf, Nordstrand)** gemäß BGewV die Klassifizierung **ausgezeichnet**. Allerdings traten bei Starkregenereignissen - insbesondere bei der Seeprobe 32 - sehr hohe Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen auf. Die Maximalwerte der Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken überschritten die Grenzwerte für die Einzelwertbeurteilung. Die historischen Daten aus dem ARBEITSPAKET 2 zeigten, dass bei extremen Niederschlagsereignissen hohe Belastungen vor allem aus dem Abwasserpfad Podersdorf mit dem Auftreten von Spitzenkonzentrationen bei der EU-Badestelle (26) aber auch am Nordstrand (32) korreliert waren (AP 2). Der Probenpunkt Seestelle 26 liegt wenige Meter südlich des Leuchtturms Podersdorf und ist somit sowohl im Einflussbereich des Südstrandes als auch durch von Norden kommender Anströmungen potenziell belasteter Wässer aus dem Zufluss des Abwasserpfades Podersdorf (Julagraben-Nordgraben-Schönungsteiche) beeinflusst. Das Extrem-Starkregenereignis am 31.07.2014 wirkte sich bei der Seestelle 26 deutlich aus, die Seestelle 32 war zum Zeitpunkt der Probenahme, die am frühen Nachmittag stattfand, von der Verschmutzung (noch) nicht betroffen.

Im Hinblick auf die Bewertung mittels NOAEL-Konzept waren von den vier Untersuchungsparametern nur die Konzentrationen an somatischen Coliphagen erhöht (Tabelle 43 und Tabelle 44). Daraus folgt, dass an trockenen Tagen bzw. bei gemäßigten Niederschlägen nicht nur die bakteriologischen Anforderungen der BGewV, sondern - bis auf die etwas erhöhte Konzentration an somatischen Coliphagen - auch die gesundheitsbezogenen NOAEL Werte eingehalten werden. Bei Niederschlägen, die zu Mischwasserentlastungen und Einschwemmungen führten (z.B. beim Extremereignis 31.07.2014), traten jedoch teils stark erhöhte mikrobielle Belastungen auf.

Die **Seestelle 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad)** ergab basierend auf dem Parameter Enterokokken gemäß BGewV die Klassifizierung **nicht ausreichend**. Bei Starkregenereignissen waren extrem hohe Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen zu beobachten. Im Untersuchungszeitraum wurden mehrere Verschmutzungsereignisse beobachtet, die zum Teil mit den erhöhten Konzentrationen an den beiden Badestellen 26 und 32 zusammen fielen (siehe z.B. für das Jahr 2014, Abbildung 185). Besonders dramatisch wirkten sich die extremen Niederschlagsereignisse vor den Probenahmen am 31.07.2014 und am 15.09.2014 aus.

Im Hinblick auf die Bewertung mittels NOAEL-Konzept waren die Konzentrationen an Enterokokken und an somatischen Coliphagen erhöht (Tabelle 45), die auf den festgestellten Abwassereintrag über den Julagraben-Nordgraben zurückzuführen sind. Die in diesem Bereich durchgeführte fäkale Herkunftsbestimmung zeigte als Quelle human-fäkalen Eintrag an.

Die Auswertung der Daten für die **Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal)** ergab die Klassifizierung gemäß BGewV **ausgezeichnet**. Allerdings wurden im Untersuchungszeitraum mehrere Verschmutzungsereignisse beobachtet, die zum Teil mit hohen Konzentrationen einhergingen. Das extreme Niederschlagsereignis am

31.07.2014 wirkte sich mit stark erhöhten Konzentrationen an *E. coli* und Enterokokken deutlich aus (2.900/100 ml bzw. 2.400/100 ml).

Dem entsprechend waren bei der Bewertung mittels NOAEL-Konzept die Konzentrationen an Enterokokken und an somatischen Coliphagen überschritten. Bei der fäkalen Herkunftsbestimmung wurde im Golser Kanal human-fäkaler Eintrag festgestellt.

Der Zufluss des Golser Kanals liegt etwa 2 km nördlich des Podersdorfer Strandbades und könnte aufgrund der dauerhaften Nord-Südströmung des Wassers (Abbildung 21) potenziell belastetes Wasser in den Badebereich Podersdorf bringen. Eine Beeinflussung der Wasserqualität in Podersdorf kann nach diesen Daten unter Berücksichtigung der Strömungsverhältnisse nicht ausgeschlossen werden. Die Häufigkeiten und Größenordnungen der Verschmutzungsereignisse waren jedoch geringer als am Probenpunkt 29 (Zufluss Abwasserpfad Podersdorf).

Die Auswertung der Daten für die **Seestelle 13 (Wulka-Delta)** ergab die Klassifizierung gemäß BGewV **ausreichend**. Die Maximalwerte überschritten die Richtwerte und Grenzwerte für die Einzelwertbeurteilung.

Im Hinblick auf die Bewertung mittels NOAEL-Konzept waren die Konzentrationen an Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von *C. perfringens* erhöht. Dies ist durch die festgestellten hohen Frachten an fäkaler, mikrobieller Belastung erklärbar. Es ist auch zu betonen, dass aufgrund fehlender detaillierter räumlicher Untersuchungen in diesem Bereich, die Seestelle 13 möglicherweise nicht ausreichend repräsentativ den Einfluss der Wulka auf die Qualität des Sees im Bereich des Wulka-Deltas widerspiegelt (Abbildung 47).

Je nach Wetter und Windrichtung könnten andere Stellen höher belastet sein (AP 2). Darüber hinaus gibt es keine Daten, die eine Bewertung des Einflusses des breiten Schilfgürtels auf das Verhalten der Fäkalindikatororganismen möglich machen.

**TABELLE 112: SEESTELLE 26 (PODERSDORF, EU-BADESTELLE) KONZENTRATIONEN DER FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)**

Seestelle 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) (n=41)				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,35	1,31	1,28	0,63
Stabw	0,39	0,26	0,41	0,52
Anzahl Proben (2014-2016)	41	41	27	38
Minimum	15	15	10	1
<b>Maximum (ohne 31.07.2014)</b>	<b>1.600</b>	<b>140</b>	<b>240</b>	<b>60</b>
Extremniederschlagsereignis (31.07.2014)	<b>400</b>	<b>800</b>	-	<b>20</b>
BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert	100 / 1.000	100 / 400	-	-
<b>Perzentil 95 (<math>\mu+1,65 s</math>)</b>	98	55	88	31
BGewV ausgezeichnet / gut (95)	500 / 1.000	200 / 400	-	-
<b>Perzentil 90 (<math>\mu+1,282 s</math>)</b>	71	44	63	20

ZUSAMMENFASSUNG DER ERKENNTNISSE AUS DEN ARBEITSPAKETEN

BGewV ausreichend (90)	900	330	-	-
<b>Beurteilung</b>	ausgezeichnet	ausgezeichnet		
<b>geom. Mittelwert</b>	23	20	19	4
NOAEL (geom. Mittelwert)	100	25	10	10

TABELLE 113: SEEPROBE 32 (PODERSDORF, NORDSTRAND) KONZENTRATIONEN DER FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)

Seestelle 32 (Podersdorf, Nordstrand) (n=36)				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,39	1,34	1,24	0,76
Stabw	0,53	0,33	0,38	0,41
Anzahl Proben (2014-2016)	36	36	22	33
Minimum	15	15	10	1
Maximum (ohne 31.07.2014)	14.000	600	190	40
Extremniederschlagsereignis (31.07.2014)	30	15	-	12
<b>BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert</b>	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	185	77	74	28
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	118	58	53	20
<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
<b>Beurteilung</b>	ausgezeichnet	ausgezeichnet		
geom. Mittelwert	25	22	18	6
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

TABELLE 114: SEEPROBE 29 (PODERSDORF, ZUFLUSS ABWASSERPFAD) KONZENTRATIONEN DER FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)

Seestelle 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) (n=41)				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,77	1,80	1,69	0,81
Stabw	0,61	0,64	0,70	0,49
Anzahl Proben (2014-2016)	41	41	27	38
Minimum	15	15	10	1
Maximum (ohne 31.07.2014)	5.500	1.400	1.200	75
Extremniederschlagsereignis (31.07.2014)	21.000	12.000		700

ZUSAMMENFASSUNG DER ERKENNTNISSE AUS DEN ARBEITSPAKETEN

<b>BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert</b>	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	587	737	710	43
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	351	427	391	28
<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
<b>Beurteilung</b>	gut	nicht ausreichend		
geom. Mittelwert	58	64	49	7
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

TABELLE 115: SEEPROBE 25 (ZUFLUSS GOLSER KANAL) KONZENTRATIONEN DER FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)

Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal) (n=41)				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,30	1,43	1,34	0,76
Stabw	0,27	0,39	0,43	0,50
Anzahl Proben (2014-2016)	41	41	27	38
Minimum	15	15	10	1
Maximum (ohne 31.07.2014)	160	400	210	75
Extremniederschlagsereignis (31.07.2014)	2.900	2.400	-	28
<b>BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert</b>	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	57	118	110	39
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	45	85	76	25
<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
Beurteilung	ausgezeichnet	ausgezeichnet		
geom. Mittelwert	20	27	22	6
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

TABELLE 116: SEEPROBE 13 (WULKA-DELTA) KONZENTRATIONEN DER FÄKALINDIKATORORGANISMEN IM BEZUG AUF DIE WERTE DER BADEGEWÄSSERVERORDNUNG UND DIE NOAEL-WERTE (WIEDENMANN ET AL., 2007)

Seestelle 13 (Wulka-Delta) (n=12)				
Anzahl / 100 ml	<i>E. coli</i>	Enterokokken	somatische Coliphagen	Sporen <i>Clostridium perfringens</i>
log Mittelwert	1,87	1,67	1,87	1,27
Stabw	0,71	0,55	0,52	0,39

Anzahl Proben (2015-2016)	12	12	5	8
Minimum	15	15	30	6
Maximum	3.000	650	580	55
<b>BGewV Einzelwertbeurteilung Richtwert / Grenzwert</b>	<b>100 / 1.000</b>	<b>100 / 400</b>	-	-
Perzentil 95 ( $\mu+1,65 s$ )	1.082	388	542	81
<b>BGewV ausgezeichnet / gut (95)</b>	<b>500 / 1.000</b>	<b>200 / 400</b>	-	-
Perzentil 90 ( $\mu+1,282 s$ )	594	242	348	58
<b>BGewV ausreichend (90)</b>	<b>900</b>	<b>330</b>	-	-
<b>Beurteilung</b>	ausreichend	gut		
geom. Mittelwert	74	47	74	19
<b>NOAEL (geom. Mittelwert)</b>	<b>100</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>10</b>

### 3.3 FAZIT UND AUSBLICK

**IM RAHMEN DER PILOTSTUDIE** konnten erfolgreich Methoden entwickelt und erprobt werden, die es ermöglichen in wasserführenden Systemen fäkale Belastungen, insbesondere Abwassereinträge, qualitativ und quantitativ zu erfassen und deren Herkunft zu bestimmen. Auf Basis von historischen Daten und deren statistischer Bewertung sowie von umfassenden Monitoringdaten von mikrobiologischen, physikalischen und chemischen Parametern war es unter Einbeziehung von hydraulischen Messergebnissen möglich, erstmalig detaillierte Bestimmungen von Konzentrationen und Frachten von Fäkalindikatororganismen und von ausgewählten chemischen Stoffen für dieses Untersuchungsgebiet durchzuführen. Die Kenntnis der Konzentrationen von Mikroorganismen, insbesondere von Krankheitserregern wird benötigt, um eine Aussage hinsichtlich der Infektionsgefahr bzw. des Infektionsrisikos der Nutzer von Badegewässern zu treffen (gesundheitliche Bewertung). Die Bestimmung der Frachten von Mikroorganismen und chemischen Stoffen ist erforderlich, um die Haupteintragswege von Verunreinigungen quantitativ zu bestimmen (Emission). Die neu entwickelte Methode der Anwendung von genetischen Fäkalmarkern machte es möglich, auch erste, wichtige Hinweise auf die Verunreinigungsquelle zu erhalten (fäkale Herkunftsbestimmung).

Im Zuge der Pilotstudie und durch die zusätzlichen Ergebnisse des weiterführenden Untersuchungsprogramms konnten bereits wichtige Erkenntnisse über die hygienische Beschaffenheit der untersuchten Oberflächengewässer und Abwässer sowie über die Effizienz der Abwasserreinigung und Abwasserdesinfektion gewonnen werden. Aus diesen Daten ergeben sich erste Hinweise für Maßnahmen und Vorschläge für weiterführende Tätigkeiten, die im Folgenden überblicksmäßig beschrieben werden. Details zu den Empfehlungen finden sich auch in den Schlussfolgerungen der jeweiligen Arbeitspakete.

#### **BEREICH PODERSDORF**

Die erstmalig erhobenen quantitativen Daten ergaben teils hohe Konzentrationen und erhebliche Frachten der mikrobiellen fäkalen Belastung der Grabensysteme in Podersdorf, Julagraben-Nordgraben und Südgraben. Mit Hilfe der entwickelten und erstmalig für diese Probenmatrix angewendeten Methoden der fäkalen Herkunftsbestimmung wurden überwiegend humane Quellen als Verursacher festgestellt. Als Ursachen können niederschlagsbedingte Mischwasserentlastungen im Bereich Julagraben vor der ARA Podersdorf, aber auch im Bereich Nordgraben nach dem Rückhaltebecken, genannt werden. Da das Wasser des Julagrabens nicht in die Abwasserreinigung miteinbezogen ist, werden diese fäkalen Frachten direkt Richtung See geleitet. Die Einträge im Bereich des Julagrabens vor und des Nordgrabens nach ARA führen



dazu, dass die für das Abwasser der ARA Podersdorf erzielte hohe Reinigungs- und Desinfektionswirkung stark beeinträchtigt bzw. sogar aufgehoben wird.

Die Schönungsteiche bewirkten keine relevanten Konzentrationsänderungen, dies war insbesondere beim Parameter Sporen von *C. perfringens* zu sehen. Bei Niederschlagsereignissen waren an der Probenahmestelle „Schönungsteich 2 Ablauf in den See“ hohe mikrobielle Belastungen festzustellen. Dass durch die Schönungsteiche in dieser Form keine wesentliche Reduktion der Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen erreicht werden, ist auch an den signifikant höheren Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen an der Seestelle 29 (Zufluss Abwasserpfad, ARA Podersdorf) ersichtlich. Eine Bestimmung der Frachten direkt am Ablauf in den See war leider nicht möglich, da für die erforderlichen Abflussmessungen keine definierten Überströmstrecken vorhanden sind und das Abfließen weitgehend diffus erfolgt.

Es hat sich gezeigt, dass - speziell bei Starkregenereignissen - im Entlastungsfall je nach Niederschlagsintensität innerhalb kurzer Zeit ein Mehrfaches der mikrobiellen Fracht des Kläranlagenablaufes in den Vorfluter (Nordgraben) eingeleitet werden kann. Dadurch können erheblich höhere Frachten an Krankheitserregern aus den Entlastungsbauwerken in den Vorfluter eingetragen werden als aus der Kläranlage. Dies gilt insbesondere für widerstandsfähige Krankheitserreger wie Viren, Cysten und Oocysten von Protozoen, die lange Zeit in der Umwelt überleben können.

Für den Südgraben ist festzustellen, dass der Frachtanteil, der in diesem Bereich auftretenden Fäkalindikatororganismen, bei Betrieb der UV-Anlage der ARA Podersdorf je nach Parameter bis zu 50% beträgt. Dazu kommt, dass die Ergebnisse der drei angewendeten Methoden zur fäkalen Herkunftsbestimmung übereinstimmend humanen Ursprung anzeigten. Somit ist auch in diesem Bereich Handlungsbedarf zur Vermeidung eines Abwassereintrages gegeben.

**Es wird empfohlen die im Zeitraum der Pilotstudie begonnenen Maßnahmen weiterzuführen bzw. umzusetzen, um Verunreinigungen des Sees zu vermeiden und einen wirksamen Infektionsschutz für die Nutzer des Badegewässers zu erzielen:**

- Die Erfassung und Reinigung aller Abwässer nach dem Stand der Technik und die rasche Fertigstellung des Kanalkatasters, der sich derzeit in Ausarbeitung befindet (Gesamtlänge des Kanalnetz ca. 48 km).
- Eine Verbesserung der Qualität der Einleitung in den Neusiedler See ist allein durch die Abwasserreinigung und -desinfektion nicht erreichbar. Hier sind weitere Maßnahmen im Abwassermanagement erforderlich, wie die Verringerung der Mengen bei Mischwasserentlastungen z.B. durch Vergrößerung der Speicherkapazitäten und eine Kanalnetzoptimierung zur Verringerung der gesamten Mischwassermenge.
- Die Erfassung des Entlastungsverhaltens des Abwassersystems (Abschlagsmenge, -dauer und -häufigkeit) im Bereich Julagraben, Nordgraben und Südgraben und Erhebung von Fehlan schlüssen (z.B. in der Regenwasserleitung parallel zum Seeufer) weiterzuführen. So konnte bereits z.B. im Bereich des Drainagepumpwerks 8 im Frühjahr 2016 eine Ursache für den Eintrag von Schmutzwasser in den Nordkanal entdeckt und durch technische Maßnahme behoben werden.
- Eine kontinuierliche Messung der Wasserstände in Verbindung mit den entsprechenden Abflussmessungen (Pegelschlüssel) an den bereits in der Pilotstudie ausgewählten Messstellen soll weitergeführt werden.

- Eine Verringerung der Entlastungsfälle durch bautechnische Maßnahmen, wie die Vergrößerung des Kanalvolumens oder einzelner Anlagen, ist anzustreben. Die Vermeidung dieser Einträge stellt eine wirksamere Methode zur Vermeidung des Einbringens von Krankheitserregern in den See dar als eine Desinfektion von Mischwasserüberläufen, z.B. mit Peressigsäure, die sich als nicht zweckmäßig erwiesen hat (Tondera et al., 2016).
- Beim Hochwasserrückhaltebecken am Beginn des Julagraben in Podersdorf sollte der Überlauf in den Julagraben aus dem nicht befestigten Teils des Rückhaltebeckens („Wiesenbecken“) höher gelegt werden, um den Eintrag in den Julagraben im Fall von Mischwasserentlastungen zu verringern.
- Im Falle der Weiterführung der Mischwasserentlastung aus dem Bereich Hofäcker (Speichervolumen ca. 70 m<sup>3</sup>) in den Julagraben, müsste dieser in das Abwasserreinigungssystem eingebunden werden.
- Bei der UV-Anlage ARA Podersdorf ist die korrekte Betriebsführung mittels der Betriebsparameter Bestrahlungsstärke, Durchfluss, UV-Transmission, Trübung und deren Dokumentation essentiell.  
Eine Reduktion der Lampenleistung (d.h. 100% elektrische Leistung) darf nicht vorgenommen werden, da sonst die Desinfektionswirksamkeit nicht gegeben ist.  
Die UV-Anlage ist zumindest in der frostfreien Zeit zu betreiben. Die Inbetriebnahme nach dem Winter hat jedenfalls 6 Wochen vor der Saison zu erfolgen. Hierbei ist nicht nur die offizielle Badesaison sondern auch die Zeit der Nutzung durch Freizeitsportler, die mit dem Badegewässer in Kontakt kommen, in die Betrachtungen miteinzubeziehen. Daraus ergibt sich ein Inbetriebnahmezeitpunkt von etwas Mitte März.  
Während der Betriebszeit ist eine monatliche mikrobiologische Untersuchung zur Kontrolle der mikrobiziden Leistung der UV-Anlage unter Einbeziehung des Parameters Sporen von *C. perfringens* erforderlich, wie sie bereits bescheidmäßig festgelegt ist (Amt der Burgenländischen Landesregierung, 2014).
- Es ist zu beachten, dass während des Winters der Hauptschalter der UV-Anlage immer eingeschaltet sein muss, damit es in der Elektrik und Elektronik nicht zur Betauung kommen kann. Möglicherweise könnte darin der Grund für das häufige Auftreten von Defekten des Monitors der UV-Anlage liegen.
- Es wird empfohlen zu prüfen, ob es möglich ist, den gereinigten, desinfizierten Ablauf der ARA Podersdorf über eine gesonderte Leitung in den Schilfgürtel des Sees einzubringen. Mit dieser Maßnahme würde der Mittransport nachträglich eingebrachter fäkaler Verunreinigungen verringert werden.

## BADESTELLEN

Das Baden in natürlichen Gewässern ist aufgrund der zahlreichen und nicht uneingeschränkt beherrschbaren Einflüsse immer mit einem gewissen Risiko für eine Erkrankung, am häufigsten einer Magen-Darm-Erkrankung, behaftet. Um negative gesundheitliche Auswirkungen möglichst gering zu halten ist neben umfassenden Managementmaßnahmen vor allem eine zweckmäßige Information der Badegäste die Basis der Prävention von Infektionen. Aus diesem Grund ist es in der EU Badegewässer-Richtlinie festgelegt, dass dem Nutzer einer Badestelle ausreichende Information zur Verfügung gestellt wird, die es ihm erlaubt eine fundierte Entscheidung („informed choice“) treffen zu können. Hierfür ist in der BGewV vorgesehen, dass an einer leicht zugänglichen Stelle in nächster Nähe der Badestelle ein Aushang mit den wichtigsten Qualitätskriterien angebracht wird. Weiters wird in Österreich der Informationsfluss durch eine frei im

Internet zugängliche Badegewässerdatenbank unterstützt, die von der Agentur für Lebensmittelsicherheit und Verbraucherschutz (AGES) erstellt und durch das Bundesministerium für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz (BMASGK) veröffentlicht wird ([Badegewässerdatenbank BMASGK](#)). Die der aktuellen Badegewässerqualität wird auch grafisch dargestellt, hierfür sind in der BGewV Piktogramme festgelegt.

**Auf Basis der Ergebnisse der Pilotstudie können folgende Maßnahmen empfohlen werden:**

#### **Bereich Podersdorf**

- Es sollen weiterhin wöchentliche Untersuchung der EU-Badestelle durchgeführt werden, um einerseits ausreichend Daten für eine robuste Berechnung zur Klassifizierung des Badegewässers gemäß BGewV zu erhalten und andererseits - im Fall des Auftretens erhöhter Konzentrationen an Fäkalbakterien - unmittelbar anschließende Daten zur Verfügung zu haben
- Bei der Bewertung von Einzelproben gemäß BGewV sollen nicht nur der jeweiligen Grenzwert sondern auch die Richtwerte für *E. coli* und Enterokokken berücksichtigt werden, um rechtzeitig auf fäkale Verunreinigungen reagieren zu können. Dazu wäre es zweckmäßig, dass die Richtwerte auch in den Prüfberichten der Untersuchungsstelle ausgewiesen werden.
- Während der Badesaison wird empfohlen, die Ergebnisse der Untersuchung von *E. coli* und Enterokokken weiterhin in das im Rahmen der Pilotstudie entwickelte Auswerteprogramm ([ICC Water & Health Kontakt](#)) laufend einzugeben, um Abweichungen von den bakteriologischen Vorgaben rasch erkennen zu können.
- Ein effizientes Warnsystems soll erstellt werden, welches Störfälle, wie z.B. den Ausfall der Kläranlage oder der UV-Anlage der ARA wie auch das Auftreten von Mischwasserentlastungen umfasst. Mit diesem Warnsystem soll der Nutzer auf die verminderte Badegewässerqualität hingewiesen werden. Hierbei können Wettervorhersagen hilfreich sein. Ein geeignetes Verfahren wurde durch die Scottish Environment Protection Agency (SEPA) eingeführt, welches als Vorlage verwendet werden könnte. Näheres siehe Website [SEPA](#). SEPA verwendet das System auch, um gute Nachrichten zu verlautbaren, wie z.B. „Good Water Quality is predicted today“.
- Es wird empfohlen Rückstellproben der im Zuge der saisonalen entnommenen Badegewässerproben vorzusehen, die, im Falle des Verdachts von Verunreinigungen bzw. bei offensichtlicher Verschmutzung, auf die fäkale Herkunft untersucht werden können, um den Verursacher zu eruieren.

#### **Badestellen Neusiedler See allgemein**

- Bei den aufgrund der statistischen Auswertung der historischen Daten ausgewiesenen Badestellen mit erhöhter Verschmutzungsanfälligkeit („Hot-spots“, siehe AP2, Abbildung 17) ist es zweckmäßig eine Ursachenerhebung durchführen. Hierfür kann die für den Bereich Podersdorf entwickelte Methodik, basierend auf Konzentrations- und Frachtbestimmungen von Fäkalindikatororganismen (Standard- und Zusatzparameter) im Einzugsbereich und der Anwendung der Methoden zur fäkalen Herkunftsbestimmung, direkt umgesetzt werden.
- Bei der Bewertung von Einzelproben gemäß BGewV sollen nicht nur der jeweilige Grenzwert sondern auch der Richtwert für *E. coli* und Enterokokken (Anzahl jeweils 100 pro 100 ml Wasserprobe) berücksichtigt werden, um rechtzeitig auf fäkale Verunreinigungen reagieren zu können.

- Während der Badesaison sollen die Ergebnisse der Untersuchung von *E. coli* und Enterokokken in das im Rahmen der Pilotstudie entwickelte Auswerteprogramm ([ICC Water & Health Kontakt](#)) eingegeben werden, um Abweichungen von den bakteriologischen Vorgaben rasch erkennen zu können.
- Ein effizientes Warnsystem soll erstellt werden, das bei Verschmutzungsereignissen den Nutzer auf die verminderte Badegewässerqualität hinweist.
- Es wird empfohlen Rückstellproben der im Zuge der saisonalen entnommenen Badegewässerproben vorzusehen, die im Falle des Verdachts von Verunreinigungen bzw. bei offensichtlicher Verschmutzung die Untersuchung der fäkalen Herkunft ermöglichen, um den Verursacher feststellen zu können.
- Die Methode der fäkalen Herkunftsbestimmung kann optimal angewendet werden, wenn Fragen, wie z.B. der Einfluss von Weidetieren im Bereich des Seeufers, die Auswirkung von Seevögeln auf die Badegewässerqualität oder ein möglicher Eintrag humaner fäkaler Belastung bearbeitet werden sollen. In der vorliegenden Studie wurden im Untersuchungsgebiet im Kot von Möwen, Enten und Gänsen Konzentrationen der Fäkalbakterien *E. coli* und Enterokokken von  $10^7$  bis  $10^8$  *E. coli* /g gemessen. Das Auftreten großer Anzahlen dieser Vögel kann einen relevanten Fäkaleintrag auf ein Gewässer bewirken. Fäkalien von Wasservögeln und Nutzvögeln stellen darüber hinaus ein bedeutendes Reservoir für zoonotische Krankheitserreger, wie *Campylobacter* und Salmonellen, dar.

### **BEREICH GOLSER KANAL**

Der Bereich des Golser Kanals wurde im weiterführenden Untersuchungsprogramm mit 13 Untersuchungsserien miteinbezogen. Auffällig waren die bereits hohen Konzentrationen und Frachten an Fäkalindikatororganismen im Golser Kanal **vor der Einleitung** des Ablaufs der ARA Gols-Mönchhof und der fäkale Eintrag im Bereich der Bahnbrücke. Erhöhte Konzentrationen traten vor allem beim viralen Parameter somatische Coliphagen auf. Die Konzentrationen und Frachten des persistenten Fäkalindikators Sporen von *C. perfringens* nahmen über die Fließstrecke (ca. 8 km) nicht ab. Dies bedeutet, dass widerstandsfähige Krankheitserreger entlang des Kanals ebenfalls nicht absterben. Die fäkale Herkunftsbestimmung ergab überwiegend humane fäkale Belastung.

### **Empfehlung für eine Verringerung des Fäkaleintrags über den Golser Kanal in den See:**

- Es ist erforderlich, die Herkunft der fäkalen Einträge durch das Abwassersystem im Bereich Golser Kanal vor der ARA Gols-Mönchhof abzuklären.
- Können die Abwassereinträge in den Golser Kanal im Oberlauf vor der Kläranlage nicht eliminiert werden, wäre die Möglichkeit zu prüfen, das Wasser des Kanals in das Abwasserreinigungssystem einzubinden.
- Im Verlauf des Golser Kanals wurden mittels der Methode zur fäkaler Herkunftsbestimmung Marker von Rinderfäkalien festgestellt. Es ist anzunehmen, dass diese aus dem näheren Einzugsbereich durch Niederschlagswasser in den Kanal eingespült wurden. Mögliche Ursachen für diesen Eintrag können tierischer Dünger oder Weidebetrieb sein. Hier wäre zu prüfen, inwieweit diese tierischen Einflussquellen eingeschränkt werden können.

- Es ist anzunehmen, dass insbesondere durch eine Verminderung der fäkalen Einträge vor der ARA Gols-Mönchhof der Einfluss des Golser Kanals auf den Neusiedler See im Hinblick auf die fäkale mikrobielle Belastung verringert werden kann.

### **BEREICH WULKA**

Der Bereich Wulka wurde im weiterführenden Untersuchungsprogramm mit fünf Untersuchungsserien miteinbezogen. Die Wulka hat sich erwartungsgemäß als Zubringer mit den höchsten Frachten an Fäkalindikatororganismen erwiesen, hierfür liegen nun erstmalig quantitative Daten vor. Da die Wulka für mehrere Abwasserreinigungsanlagen als Vorflut dient, kommt es zu einer Akkumulation, diese ist auch an den hohen Frachten der chemischen Indikatoren ersichtlich.

Die Abwasserreinigungsanlagen erzielten Reduktionen von Fäkalindikatororganismen im Bereich von 2,5 log. Trotz dieser Leistung, die dem Stand der Reinigungstechnik von konventionellen Kläranlagen entspricht, bedeuten die Einleitungen der Kläranlagenabläufe in Summe eine hohe mikrobielle fäkale Fracht für den Neusiedler See.

An der Seestelle 13 (Wulka-Delta) zeigte sich, dass es trotz des breiten Schilfgürtels zu teils stark erhöhten Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen in den Seeproben kommen kann. Im vorliegenden Projekt war nur eine Seestelle (13) im Bereich des Zuflusses der Wulka einbezogen, sie wies im Vergleich zu den Seestellen im Bereich Podersdorf die höchste Konzentration an Sporen von *C. perfringens* auf. Aufgrund fehlender Daten in diesem Bereich des Sees kann keine Aussage gemacht werden, ob die gewählte Seestelle repräsentativ für die dort vorliegende Wasserqualität ist.

### **Empfehlung**

- Für eine weiterführende Beantwortung der Frage, wie sich die hohe mikrobielle Fracht der Wulka unter Berücksichtigung der Wirkung des breiten Schilfgürtels auf die hygienisch-mikrobiologische Wasserqualität des Neusiedler Sees auswirkt, sind detaillierte, räumlich und zeitlich hoch aufgelöste sowie eventbasierte Untersuchungen des Bereichs des Wulka-Deltas erforderlich. Hierfür kann die in der Pilotstudie entwickelte Methodik (mikrobiologische Standard- und Zusatzparameter, chemische Indikatoren und fäkale Herkunftsbestimmung mit genetischen Markern) direkt angewendet werden.

### **METHODE ZUR FÄKALEN HERKUNGSBESTIMMUNG**

Für die gesundheitliche Bewertung von fäkalen Einträgen ist es essentiell den Verursacher festzustellen. Zum einen haben humane fäkale Verunreinigungen die höchste Relevanz, da diese die Krankheitserreger mit dem höchsten Infektionspotential aufweisen. Zum anderen ist es zum Setzen von Sanierungsmaßnahmen unabdingbar, die Quelle(n) der fäkalen Verunreinigungen zu kennen (Mensch, Tier).

In der Pilotstudie wurde eindrucksvoll gezeigt, dass der Nachweis von Human-assoziierten Abwassersignaturen für das Projektgebiet mit Hilfe der qPCR Nachweisverfahren BacHum und HF183II erstmals „direkt“ sichtbar und somit spezifisch verfolgbar gemacht werden konnte. Diese Methodik wurde gemeinsam mit den Tier-assoziierten Fäkalmarkern für Möwe (Cat998 Verfahren), Wiederkäuer (BacR) und Schwein (Pig2Bac) eingesetzt.

Ein großer Vorteil dieser Methode ist es, dass Proben bzw. die DNA-Extrakte von Proben bei -80°C für lange Zeit gelagert werden können, bevor diese, bei Bedarf, einer qPCR Analyse unterzogen werden (Rückstellproben). Somit kann auch nachträglich eine Ursachenergründung einer fäkalen Verunreinigung erfolgen. Die Methode kann optimal angewendet werden, wenn Fragen, wie z.B. der Einfluss von

Weidetieren im Bereich des Seeufers, die Auswirkung von Seevögeln auf die Badegewässerqualität oder ein möglicher Eintrag humaner fäkaler Belastung bearbeitet werden soll.

**Zur finalen Etablierung dieser Methodik sind noch folgende weitere Entwicklungs- und Forschungsaktivitäten notwendig:**

- Aufgrund der komplexen Wassermatrix des Untersuchungsgebietes stellt die Anwendung einer Qualitätskontrolle auf Basis eines Referenz-Zellstandard (DeTaCS) bei Probenfiltration und DNA-Extraktion eine unbedingte Voraussetzung dar. Um eine generelle und einfache Anwendbarkeit zu ermöglichen, muss noch ein Referenz-Zellstandard mit einer „neutralen“ DNA-Zielsequenz entwickelt werden, der mit keinem der anzuwendenden qPCR Verfahren interferiert.
- Die im Zuge des Projektes weiterentwickelte DNA-Extraktion soll weiter optimiert werden, um auch bei schwierigsten Matrixverhältnissen in Wasserproben des Untersuchungsgebietes erfolgreich qPCR Analysen durchführen zu können.
- Untersuchungen zur Persistenz der wirtsassoziierten genetischen Fäkalmarker (d.h. Stabilität und Nachweisbarkeit nach Eintrag aus dem Abwasser) in den betrachteten Gewässern sind in Zusammenschau mit den Fäkalindikatororganismen erforderlich und die Möglichkeit der Komplementierung durch human-spezifische fäkale Adeno- und Polyomaviren zu prüfen.
- International gesehen können tierische Fäkaleinträge derzeit nur in einem sehr unvollständigen Ausmaß nachgewiesen werden. Für das Projektgebiet wird mittelfristig die methodische Entwicklung zur Detektion von fäkalen Einträgen, vor allem durch die Vogelwelt (Wildtiere) und durch Pferde, als notwendig erachtet.

**METHODE DER QUANTITATIVEN MIKROBIELLEN RISIKOBEWERTUNG (QMRA)**

Die Erkenntnisse aus der Pilotstudien ermöglicht es nun in einem nächsten Schritt die Methode der QMRA anzuwenden, wie sie von uns bereits für ein Fluss-Au-System erfolgreich umgesetzt wurde (QMRACatch, ICC). Mittels dieser Methode können Konzentrationen an Krankheitserregern in Gewässern für unterschiedliche Szenarien simuliert werden. Durch die Integration von Fäkalindikatororganismen, genetischen Fäkalmarkern und Daten über das Vorkommen von pathogenen Mikroorganismen (Referenzpathogenen) können optimale Schutz- und Aufbereitungsanforderungen (log-Reduktionen) für ein gesundheitsbezogenes Wassersicherheitsmanagement festgelegt werden. Dies gilt für die Optimierung von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen ebenso wie für die hygienische Bewertung von tierischen Fäkalquellen. Beispiele hierfür ist die Abschätzung des Einflusses von Wasservögeln oder Weidetieren im Uferbereich auf die Badegewässerqualität. Durch diese Tiergruppen gelangen humanpathogene Parasiten (*Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia*) und bakterielle Krankheitserreger, wie enterohämorrhagische *E. coli*, *Salmonella enterica/typhimurium* und *Campylobacter jejuni/coli* in die Umwelt und das Badegewässer (Stalder et al., 2011 a). Salmonellen und *Campylobacter* spielen insbesondere bei Geflügel und Wasservögeln eine große Rolle. Hier ist mit Prävalenzen bis zu 100 % in domestiziertem Geflügel und in Wildvögel (Prävalenzen bei Zugvögeln bis 35 %) zu rechnen (Stalder et al., 2011 b). In der vorliegenden Studie Fäkaleinträge dieser Art stellen daher ein Infektionsrisiko dar. Durch die Methode der QMRA können die notwendigen Maßnahmen zum Infektionsschutz abgeleitet werden.

**3.4 LITERATUR**

Amt der Burgenländischen Landesregierung, ABTEILUNG 5 – ANLAGENRECHT, UMWELTSCHUTZ UND VERKEHR. (2014). Wasserrechtlicher Bescheid, Zahl 5-W-K1053/86-2014. Marktgemeinde Podersdorf am See, Abwasserreinigungsanlage; 1. Neuerrichtung einer UV-Desinfektionsanlage (BA 16),



wasserrechtliche Bewilligung; 2. Abbau der bisherigen UV-Desinfektionsanlage; Erlöschen der wasserrechtlichen Bewilligung

Badegewässerverordnung-BGewV (2009) BGBl. II Nr. 349/2009, Verordnung des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung

Directive 2006/7/EC concerning the management of bathing water quality (2006) EU Parliament and Council Richtlinie 2006/7/EG über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung (2006) Europäisches Parlament und Rat

Farnleitner AH, Strelic H, Mach R, Kavka GG (2006) Hygienisch - mikrobiologische Aspekte bei der Versickerung von mechanisch – biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen. In Kroiss et al; Auswirkung von Versickerung und Verrieselung von durch Kleinkläranlagen mechanisch biologisch gereinigtem Abwasser in dezentralen Lagen, Endbericht; Phase 2; Im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Hall V, Taye A, Walsh B, Maguire H, Dave J, Wright A, Anderson C and Crook P. (2017). A large outbreak of gastrointestinal illness at an open-water swimming event in the River Thames, London. *Epidemiology and Infection*, 145(6), 1246–1255

Harder-Lauridsen NM, Gaardbo Kuhn K, Erichsen AC, Mølbak K and Ethelberg S (2013) Gastrointestinal illness among triathletes swimming in non-polluted versus polluted seawater affected by heavy rainfall, Denmark, 2010–2011. *PLoS ONE* 8(11) e78371

Logan J (2013). The Strathclyde Loch norovirus outbreak. NHS Lanarkshire Public Health 2012/2013. The annual report of the Director of Public Health

Public Health England, PHE (2013). Epidemiological investigation of an outbreak of gastrointestinal illness following a mass participation swim in the River Thames London October 2012

Derx J, Schijven J, Sommer R, Zoufal-Hruza CM, van Driezum IH, Reischer G, Ixenmaier S, Kirschner A, Frick C, de Roda Husman AM, Farnleitner AH and Blaschke AP (2016) QMRACatch: Human-associated faecal pollution and infection risk modelling for a river/floodplain environment. *Journal of Environmental Quality*, 45(4): 1205-1214

Stalder GL, Sommer R, Walzer C, Mach RL, Beiglböck C, Blaschke AP, Farnleitner AH (2011 a) Hazard- and risk based concepts for the assessment of microbiological water quality - part 1. *Wien. Tierärztl. Mschr. - Vet. Med. Austria* 98: 9 - 24

Stalder GL, Farnleitner AH, Sommer R, Beiglböck C, Walzer C (2011 b) Gefährdungs- und risikobasierende Konzepte zur Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität. Teil 2: Literaturübersicht zum Vorkommen und zur Ökologie potentiell wasserübertragbarer zoonotischer Krankheitserreger in Nutz- und Wildtierpopulationen mit spezieller Berücksichtigung des alpinen und voralpinen Raumes. *Tierärztl. Mschr. - Vet. Med. Austria* 98: 54-65

Timm Ch, Luther S, Jurzik L, Hamz IA, Kistemann Th. (2016) Applying QMRA and DALY to assess health risks from river bathing. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 219: 681–692

Tondera K, Klaer K, Koch Ch, Hamzac IA, Pinnekampa J (2016) Reducing pathogens in combined sewer overflows using performicacid. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 219: 700–708

US-EPA (2012) Recreational Water Quality Criteria. US-EPA 820-F-12-058

WHO (2003) Guidelines for safe recreational-water environments, volume 1, coastal and fresh-waters. Geneva: World Health Organization

WHO (2009) Addendum to the WHO Guidelines for safe recreational water environments, volume 1, coastal and fresh waters. List of agreed updates. Geneva: World Health Organization

Wiedenmann A, Krüger P, Gommel S, Eissler A, Hirlinger M, Paul A, Jüngst K, Sieben E, Dietz K (2004) Epidemiological Determination of Disease Risks from Bathing. Final Report. UFOPLAN 298 61 503. Umweltbundesamt.

Wiedenmann A, Krüger P, Dietz K, López-Pila JM, Szewzyk R, Botzenhart K (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. Environmental Health Perspectives, 114:228-236

Wiedenmann A (2007) Gesundheitliche Bewertung einzelner mikrobiologischer Messergebnisse bei der Kontrolle von Badegewässern auf der Grundlage neuer epidemiologischer Erkenntnisse. Umweltmed Forsch Prax 12 (6) 351-365

## 4 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Bedeutende Krankheitserreger, die über fäkales Abwasser auf den Menschen übertragen werden können .....	23
Tabelle 2: Technische Vorgaben für die Kläranlage und die UV-Anlage der ARA Podersdorf gemäss wasserrechtlichem Bescheid (Zahl 5-W-K1053/86-2014) .....	27
Tabelle 3: UV-Anlage: Betriebsparameter zur Überwachung der Desinfektionsleistung (Messgeräte und zentrale Leittechnik (ZTL)).....	28
Tabelle 4: Mikrobiologische Parameter und Untersuchungsverfahren .....	29
Tabelle 5: Physikalische und chemische Parameter /Untersuchungsverfahren.....	29
Tabelle 6: Zusammenstellung der Betriebsparameter zum Zeitpunkt der jeweiligen Untersuchungsserie (n = 37): ablesungen an den anlageneigenen Anzeigen (Bestrahlungsstärken, Durchfluss, UVT) und der Ergebnisse der Messungen vor ort und im Labor (UVT, Trübung, TOC) .....	33
Tabelle 7: Zusammenstellung der Konzentrationen (Mittelwerte, Mediane) an <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> .....	35
Tabelle 8: Zusammenstellung der Reduktionen (Mittelwerte, Mediane) von <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> durch die mechanisch-biologische Reinigung der ARA Podersdorf .....	37
Tabelle 9: Zusammenstellung der Reduktionen (Mittelwerte, Mediane) von <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> durch die UV-Anlage und durch die gesamte Aufbereitung durch die ARA Podersdorf .....	37
Tabelle 10: Vorschlag eines periodischen Untersuchungsprogramms zur Überprüfung der mikrobiziden Leistung der UV-Anlage der ARA Podersdorf und Qualitätsanforderungen (monatliche Einzelproben) .....	43
Tabelle 11: Datenverfügbarkeit für alle Probenahmestationen und Umweltparameter für die Jahre 1992 - 2013. Die Werte zeigen die Prozentsätze (auf 10% gerundet) an fehlenden Daten. Die Farbskala geht dabei von grün (alle/viele Daten vorhanden) bis zu rot (wenige/keine Daten vorhanden).....	55
Tabelle 12: Signifikante Korrelationskoeffizienten zwischen den unabhängigen Variablen und den jeweils ersten Hauptkomponenten für EC und ENT. Signifikanzniveau: Alpha=0.1 (*), Alpha=0.05 (**). .....	60
Tabelle 13: Korrelationskoeffizienten zwischen den mit den simplifizierten Windrichtungen (N*, E*, W*, S*) assoziierten Windgeschwindigkeiten und den EC und ENT Konzentrationen. Signifikanzniveau: Alpha=0.1 (*), Alpha=0.05 (**)......	61
Tabelle 14: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 26 (1992-2013). NW: Nordwestwind; drhd: drehend .....	68
Tabelle 15: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 32 (1992-2013). NW: Nordwestwind; .....	69
Tabelle 16: Übersicht über alle EC und ENT Verschmutzungsereignisse (n = 29) am Probenpunkt 29 (1992-2013). NW: Nordwestwind; N: Nordwind, W: Westwind; Die Zahlen in eckiger Klammer geben die Anzahl aufeinander folgender Probenahmen an, an denen zumeist beide oder zumindest einer der beiden Parameter über dem Grenzwert lag.....	71
Tabelle 17: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 30 (1992-2013). NW: Nordwestwind .....	72
Tabelle 18: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 25 (1992-2013). W: Westwind; SE: Südostwind; drhd: drehend .....	73
Tabelle 19: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 1 (1992-2013). W: Westwind. ....	74
Tabelle 20: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 20 (1992-2013). NW: Nordwestwind, drhd: drehend .....	75
Tabelle 21: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 7 (1992-2013). S: Südwind ....	76
Tabelle 22: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 8 (1992-2013). NW: Nordwestwind .....	76
Tabelle 23: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 33 (1992-2013). NW: Nordwestwind; W: Westwind; drhd: drehend .....	77
Tabelle 24: Übersicht über alle Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 22 (1992-2013). drhd: drehender Wind.....	78
Tabelle 25: Übersicht über alle ENT Verschmutzungsereignisse am Probenpunkt 19 (1992-2013). .....	79

Tabelle 26: Übersicht über alle <i>E. coli</i> und Enterokokken Ereignisse an den Hot-spots fäkaler Belastung und ihre zeitliche Zuordnung zu Wetterereignissen. Nds: Niederschlag; * nur Enterokokken-Ereignisse gezählt die mit EC Ereignissen zusammen fielen. ....	80
Tabelle 27: Zugabemengen an Pufferlösung und Enzym für die Extraktion von DNA aus Bakterien. ....	91
Tabelle 28: Übersicht über die bereits etablierten und die für die Pilotstudie noch zu etablierenden Verfahren zur Identifikation fäkaler Kontaminationen im Untersuchungsgebiet Neusiedler See.....	100
Tabelle 29: Durchschnittswerte und Schwankungsbreite der Untersuchten chemischen Parameter an den 6 standorten. Abkürzungen: TOC – gesamt organischer Kohlenstoff, TSS – gesamt suspendierte Feststoffe. GW – Grundwasser, L – Neusiedler See, OS – Oberer Stinkersee, P- Schönungsteich, RB – Schilfgürtel, W-t – biologisch gereinigtes Abwasser, UV bestrahlt.....	111
Tabelle 30: Konzentrationen an Fäkalmarkern in Wasserproben aus dem Neusiedler See – Weiden Nord, Weiden Mitte, Weiden Süd [Markeräquivalente / 100 mL] Marker: BacHum (human); HF183II (human); BacR (Wiederkäuer); Pig2Bac (Schwein); ME: (Möwe) n.n. (nicht nachweisbar); TD (theoretische Detektionsgrenze). ....	132
Tabelle 31: Konzentrationen an Fäkalindikatororganismen in Wasserproben aus dem Neusiedler See – Weiden Nord, Weiden Mitte, Weiden Süd NOAEL (No observed adverse effect level).....	132
Tabelle 32: Spezies aus dem Genus <i>Enterococcus</i> und deren derzeit bekannte Habitate (verändert nach: Byappanahalli <i>et al.</i> 2012).....	136
Tabelle 33: Übersicht über die Zusammensetzung der Enterokokkenspezies in den Proben der angeführten Probenahmestellen (Angaben in Prozent) .....	144
Tabelle 34: Ergebnis der Vergleichenden Untersuchung der Spezieszuordnung basierend auf dem 16S rRNA Gen und dem sodA Gen .....	145
Tabelle 35: Übersicht über die in der DNA Probenbank vorhanden Proben.....	146
Tabelle 36: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse zur Bestimmung wirtsassoziierter Bakteriophagen. <i>Abkürzungen:</i> GA17 – Bacteroidetes Wirtstamm für human-assoziierte Bakteriophagen (GA17 und GB124), für rinder-assoziierte Bakteriophagen (CW18) und für geflügel-assoziierte Bakteriophagen (PL122). n.d. nicht detektierbar.....	148
Tabelle 37: Übersicht über die verfügbaren/fehlenden Nachweisverfahren (qPCR) zur Quantifizierung von wirtsassozierten genetischen Fäkalmarkern im Untersuchungsgebiet. ....	155
Tabelle 38: Konzentrationsverlauf von Enterokokken entlang des Abwasserpfades Julagraben-Nordgraben-Schönungsteiche im Zeitraum 2014-2015 .....	173
Tabelle 39: Konzentrationsverlauf von Sporen von <i>C. perfringens</i> entlang des Abwasserpfades Julagraben-Nordgraben-Schönungsteiche im Zeitraum 2014-2015.....	174
Tabelle 40: Konzentrationsverlauf von <i>E. coli</i> entlang des Abwasserpfades Julagraben-Nordgraben-Schönungsteiche im Zeitraum 2014-2015 .....	176
Tabelle 41: Beispiele für den Vergleich der Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatoren ( <i>E. coli</i> und Enterokokken) mit den zusätzlichen Fäkalindikator-Organismen (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen) in den Seeproben 25 (Zufluss Golser Kanal), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf Nordstrand) und 13 (Wulka-Delta) .....	184
Tabelle 42: Seeprobe 26 (Podersdorf, EU-Badestelle ), Korrelationsanalyse der log Konzentrationen an Standard-Fäkalindikatoren ( <i>E. coli</i> und Enterokokken) und den zusätzlichen Fäkalindikator-Organismen (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen) (P-Wert = 0,05; signifikant gelb markiert; n=27).....	185
Tabelle 43: Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatoren ( <i>E. coli</i> und Enterokokken) und der zusätzlichen Fäkalindikator-Organismen (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen) in der Seeprobe 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und auf die NOAEL-Werte (Wiedenmann et al, 2007).....	186
Tabelle 44: Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatoren ( <i>E. coli</i> und Enterokokken) und der zusätzlichen Fäkalindikator-Organismen (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen) in der Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand) im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und auf die NOAEL-Werte (Wiedenmann et al, 2007).....	186
Tabelle 45: Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatoren ( <i>E. coli</i> und Enterokokken) und der zusätzlichen Fäkalindikator-Organismen (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen) in der Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und auf die NOAEL-Werte (Wiedenmann et al, 2007) .....	187
Tabelle 46: Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatoren ( <i>E. coli</i> und Enterokokken) und der zusätzlichen Fäkalindikator-Organismen (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen) in der Seeprobe	

## TABELLENVERZEICHNIS

25 (Zufluss Golser KanaL) im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und auf die NOAEL-Werte (Wiedenmann et al, 2007).....	188
Tabelle 47: Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatoren ( <i>E. coli</i> und Enterokokken) und der zusätzlichen Fäkalindikator-Organismen (Sporen von <i>C. perfringens</i> und somatischen Coliphagen) in der Seeprobe 13 (Wulka-Delta) im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und auf die NOAEL-Werte (Wiedenmann et al, 2007) .....	188
Tabelle 48: Konzentrationen von <i>E. coli</i> , Enterokokken und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> in tierischen Fäzesproben aus dem Untersuchungsgebiet.....	190
Tabelle 49: Seeproben 25 (Zufluss Golser Kanal), 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) – Ergebnis vom 31.07.2014 im Vergleich zu den Richtwerten und Grenzwerten für die Bewertung von Einzelproben gemäss Badegewässerverordnung (BGewV) und dem NOAEL-Wert (Wiedenmann, 2007).....	192
Tabelle 50: Konzentrationen der Standard-Fäkalindikatoren ( <i>E. coli</i> und Enterokokken) und Sporen von <i>C. perfringens</i> in den Seeproben 25 (Zufluss Golser Kanal), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) und 32 (Podersdorf Nordstrand) beim Starkregenereignis am 15.09.2014.....	194
Tabelle 51: Konzentrationen der Fäkalindikatororganismen im Verlauf des Abwasserpfades Julagraben vor ARA und Schönungsteich (Ablauf in den See), bei Betrieb bzw. Nicht-Betrieb der UV-Anlage .....	203
Tabelle 52: Konzentrationen (geometrischer Mittelwert) an Indexorganismen (thermotolerante coliforme Bakterien und Sporen von <i>C. perfringens</i> ) und Krankheitserregern in Rohabwasser (Tabelle 4.5; WHO, 2003).....	206
Tabelle 53: Konzentrationen und Frachten von TOC im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Südgraben sowie Anteil (%) Nordgraben und Südgraben.....	222
Tabelle 54: Konzentrationen und Frachten von Kalium im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Julagraben und Nordgraben.....	223
Tabelle 55: Konzentrationen und Frachten von Kalium im Untersuchungsbereich PODERSDORF – ARA .....	224
Tabelle 56: Frachten von Kalium im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Südgraben sowie Anteil (%) Nordgraben und Südgraben.....	225
Tabelle 57: Konzentrationen und Frachten von Sporen <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Julagraben und Nordgraben.....	230
Tabelle 58: Konzentrationen und Frachten von Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF – ARA .....	231
Tabelle 59: Konzentrationen und Frachten von Sporen <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Südgraben sowie Anteil (%) Nordgraben und Südgraben.....	232
Tabelle 60: Konzentrationen und Frachten von <i>E. coli</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Julagraben und Nordgraben.....	233
Tabelle 61: Konzentrationen und Frachten von <i>E. coli</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF – ARA	234
Tabelle 62: Konzentrationen und Frachten Von <i>E. coli</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Südgraben sowie Anteil (%) Nordgraben und Südgraben.....	235
Tabelle 63: Konzentrationen und Frachten von Enterokokken im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Julagraben und Nordgraben.....	236
Tabelle 64: Konzentrationen und Frachten von Enterokokken im Untersuchungsbereich PODERSDORF – ARA .....	237
Tabelle 65: Konzentrationen und Frachten von Enterokokken im Untersuchungsbereich PODERSDORF – SÜDGRABEN sowie ANTEIL (%) Nordgraben und Südgraben.....	238
Tabelle 66: Konzentrationen und Frachten von Somatischen Coliphagen im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Julagraben und Nordgraben.....	239
Tabelle 67: Konzentrationen und Frachten von Somatischen Coliphagen im Untersuchungsbereich PODERSDORF – ARA.....	239
Tabelle 68: Konzentrationen und Frachten von Somatischen Coliphagen im Untersuchungsbereich PODERSDORF – Südgraben sowie Anteil (%) Nord- und Südgraben .....	240
Tabelle 69: Frachten der untersuchten Mikroorganismen im Untersuchungsbereich PODERSDORF. Zusammenstellung Anteil (%) Nordgraben zu Südgraben.....	241
Tabelle 70: Messergebnisse von TOC im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL.....	243
Tabelle 71: Messergebnisse von Kalium im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL.....	243
Tabelle 72: Messergebnisse von Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL.....	246



Tabelle 73: Messergebnisse von Intestinalen Enterokokken im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL	247
Tabelle 74: Messergebnisse von Somatischen Coliphagen im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL..	247
Tabelle 75: der Messergebnisse von TOC im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF .....	249
Tabelle 76: Messergebnisse von Kalium im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF .....	249
Tabelle 77: Messergebnisse von Sporen <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich WULKA- UNTERLAUF .....	252
Tabelle 78: Tabelle der Messergebnisse von <i>Escherichia coli</i> im Untersuchungsbereich WULKA- UNTERLAUF .....	252
Tabelle 79: Messergebnisse von Intestinalen Enterokokken im Untersuchungsbereich WULKA- UNTERLAUF .....	252
Tabelle 80: Messergebnisse von Somatischen Coliphagen im Untersuchungsbereich WULKA- UNTERLAUF .....	253
Tabelle 81: Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen der Zuläufe und Abläufe der Abwasserreinigungsanlagen (ARA) bei den beiden Untersuchungsserien (09.02.2015 und 28.04.2015) .....	260
Tabelle 82: Reduktionen der Mikroorganismen durch die Abwasserreinigungsanlagen (ARA) dargestellt als Mittelwerte der Ergebnisse der beiden Untersuchungsserien (09.02.2015 und 28.04.2015) .....	261
Tabelle 83: Zusammenstellung der Konzentrationen (Mittelwerte, Mediane) an <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> in den Zuläufen und im Ablauf der ARA Gols (GOLS-MÖNCHHOF).....	263
Tabelle 84: Zusammenstellung der Reduktionen (Mittelwerte, Mediane) von <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> durch die mechanisch-biologische Reinigung der ARA GOLS (Gols-Mönchhof) .....	263
Tabelle 85: Zusammenstellung der Konzentrationen (Mittelwerte, Mediane) an <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> im Zulauf und Ablauf der ARA Schützen .....	265
Tabelle 86: Zusammenstellung der Reduktionen (Mittelwerte, Mediane) von <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> durch die mechanisch-biologische Reinigung der ARA Schützen .....	265
Tabelle 87: Konzentrationen an <i>E. coli</i> und Enterokokken in kommunalen Abwässern im Untersuchungsgebiet .....	285
Tabelle 88: Konzentrationen an <i>E. coli</i> und Enterokokken im Golser Kanal.....	286
Tabelle 89: Konzentrationen an <i>E. coli</i> und Enterokokken in der Wulka, Bereich ARA Schützen (Reinhalteverbandes Neusiedler See Westufer).....	286
Tabelle 90: Korrelationsmatrix zwischen den <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokkendaten (ENT) an den 4 Probenpunkten im Jahr 2014. Signifikanzniveau: Dunkelgrün $p < 0.001$ , mittelgrün $p < 0.01$ ; hellgrün $p < 0.05$ ; n.s.: nicht signifikant. ....	297
Tabelle 91: Korrelationsmatrix zwischen den gemessenen Umweltparametern und den Fäkalindikatorkonzentrationen (log-Daten) an den 4 Probenpunkten im Jahr 2014. EC: <i>E. coli</i> , ENT: Enterokokken; Signifikanzniveau: dunkelgrün $p < 0.001$ , mittelgrün $p < 0.01$ .....	297
Tabelle 92: Korrelationsmatrix zwischen den <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokkendaten (ENT) an den 4 Probenpunkten im Jahr 2015. Dunkelgrün: $p < 0.001$ , mittelgrün: $p < 0.01$ ; hellgrün: $p < 0.05$ ; n.s.: nicht signifikant.....	303
Tabelle 93: Korrelationsmatrix zwischen den gemessenen Umweltparametern und den Fäkalindikatorkonzentrationen (log-Daten) an den 4 Probenpunkten im Jahr 2015. EC: <i>E. coli</i> , ENT: Enterokokken; MTP: Mikrotiterplattenverfahren; MPN: most probable number Verfahren; MF- Membranfiltration; BSI: Biologische Station Illmitz, MUW: Medizinische Universität Wien; dunkelgrün: $p < 0.001$ , mittelgrün: $p < 0.01$ ; hellgrün: $p < 0.05$ ; n.s.: nicht signifikant .....	303
Tabelle 94: 90% (90P) und 95% Perzentilwerte (95P) als Grundlagen für die Einstufung der Badestelle Podersdorf in den Perioden 2010-2013, 2014 und 2015. Die Einstufung erfolgte auf Basis der Daten der AGES bzw. der BSI. EC: <i>E. coli</i> in MPN/100 ml; ENT: Enterokokken in MPN/100 ml (AGES) bzw. KBE/100 ml (BSI); n = Anzahl der Proben in der Periode 1. Juni bis 31. August. Alle AGES-Daten, die nicht parallel von der BSI gemessen worden waren, flossen in die BSI – Bewertung mit ein. Um die Vergleichbarkeit zwischen den Methoden zu gewährleisten wurden alle Werte $< 15$ als 15 angegeben (vgl. BGewV). Farbcode: blau: ausgezeichnete Qualität, grün: gute Qualität, rot: mangelhafte Qualität. .....	310
Tabelle 95: Abwasserpfad Podersdorf Julagraben-Nordgraben: Bewertung der fäkalen mikrobiologischen Belastung mittels der entwickelten Tools (ausgewählte Parameter) .....	318



Tabelle 96: Podersdorf Südgraben: Bewertung der fäkalen mikrobiologischen Belastung mittels der entwickelten Tools (ausgewählte Parameter) .....	319
Tabelle 97: Golser Kanal: Bewertung der fäkalen mikrobiologischen Belastung mittels der entwickelten Tools (ausgewählte Parameter) .....	321
Tabelle 98: Wulka: Bewertung der fäkalen mikrobiologischen Belastung mittels der entwickelten Tools (ausgewählte Parameter) .....	323
Tabelle 99: ARA Gols-Mönchhof: Reduktion an Fäkalindikatororganismen im Zuge der Abwasserreinigung .....	326
Tabelle 100: ARA Schützen: Reduktion an Fäkalindikatororganismen im Zuge der Abwasserreinigung ...	326
Tabelle 101: ARA Podersdorf: Reduktion an Fäkalindikatororganismen im Zuge der Abwasserreinigung	327
Tabelle 102: ARA Podersdorf: Reduktion an Fäkalindikatororganismen im Zuge der Abwasserreinigung und UV-Bestrahlung.....	327
Tabelle 103: Vergleich der Konzentrationen (Mediane) an Fäkalindikatororganismen (Anzahl/100 ml) und den chemischen Parametern Kalium und TOC (mg/l) in den Zuflüssen zum See .....	328
Tabelle 104: Vergleich der Frachten (Mediane; maximale Werte) an Fäkalindikatororganismen (Anzahl/h) und den chemischen Parametern Kalium und TOC (kg/h) in den Zuflüssen zum See.....	329
Tabelle 105: Konzentrationen an Enterokokken und <i>E. coli</i> zur Bewertung der hygienisch-mikrobiologischen Qualität von Oberflächenbadegewässern (Süßwasser) in internationalen Regulatoriven und epidemiologischen Studien P (Perzentil); GI (Risiko für Gastroenteritis), BAV (beach action value, Aktionswert), NOAEL (no observed adverse effect level) .....	332
Tabelle 106: Beispiel für die Klassifizierung eines Badegewässers auf Basis der Konzentration von Enterokokken (Perzentil 95) und dem Ergebnis der Erhebung des sanitären Zustands des Badegewässers gemäß WHO (2003). <sup>1)</sup> erhöhte Konzentrationen könnten durch sporadischen Eintrag von z.B. Badegäste, Wasservögel bedingt sein; weitere Untersuchung erforderlich; <sup>2)</sup> bei Regenfällen kann es temporär zu fäkalen Einträgen kommen, wie Mischwasserentlastungen, Einschwemmungen	334
Tabelle 107: Seeproben: Konzentration an <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Bewertung auf Basis der Grenz- und Richtwerte der BGewV und der fäkalen Herkunftbestimmung .....	337
Tabelle 108: Internationale Vorgaben zur Bewertung von Einzelproben von Oberflächenbadegewässern..	340
Tabelle 109: Seestelle 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) Konzentrationen der Fäkalindikatororganismen im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und die NOAEL-Werte (Wiedenmann et al, 2007) .....	343
Tabelle 110: Seeprobe 32 (Podersdorf, Nordstrand) Konzentrationen der Fäkalindikatororganismen im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und die NOAEL-Werte (Wiedenmann et al, 2007) .....	344
Tabelle 111: Seeprobe 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad) Konzentrationen der Fäkalindikatororganismen im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und die NOAEL-Werte (WIEDENMANN ET AL, 2007).....	344
Tabelle 112: Seeprobe 25 (Zufluss Golser KanaL) Konzentrationen der Fäkalindikatororganismen im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und die NOAEL-Werte (WIEDENMANN ET AL, 2007) .....	345
Tabelle 113: Seeprobe 13 (Wulka-Delta) Konzentrationen der Fäkalindikatororganismen im Bezug auf die Werte der Badegewässerverordnung und die NOAEL-Werte (Wiedenmann et al, 2007) .....	345
Tabelle 115: Liste der getesteten Umweltproben und Angabe über Anzahl der Proben. Berechnung der Sensitivität und Spezifität des Verfahrens sowie Vergleich mit Literaturdaten .....	382
Tabelle 116: Zusammenstellung der Ionenkonzentrationen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Proben entlang des Abwasserpfades Podersdorf (Julagraben-Nordgraben) (Anzahl Untersuchungsserien: 27) .....	383
Tabelle 117: Zusammenstellung der pH-Werte, Leitfähigkeiten, Konzentrationen an TOC, UV-Transmissionen und Trübungen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Proben entlang des Abwasserpfades Podersdorf (Julagraben-Nordgraben) (Anzahl Untersuchungsserien: 27) .....	384
Tabelle 118: Zusammenstellung der Ionenkonzentrationen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Proben entlang des Südgrabens in Podersdorf (Anzahl Untersuchungsserien: 27) .....	385
Tabelle 119: Zusammenstellung der PH-Werte, Leitfähigkeiten, Konzentrationen an TOC, UV-Transmissionen und Trübungen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Proben entlang des Südgrabens in Podersdorf (Anzahl Untersuchungsserien: 27) .....	385

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 120: Zusammenstellung der pH-Werte, Leitfähigkeiten, Konzentrationen an TOC, UV-Transmissionen und Trübungen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Seeproben .....	386
Tabelle 121: Zusammenstellung der Ionenkonzentrationen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Seeproben.....	387
Tabelle 122: Zusammenstellung der Niederschlagsdaten an der Messstelle Podersdorf im Untersuchungszeitraum. Datum der Probenahmen (rote Schrift), Niederschläge drei Tage vor der Probenahme (grün) und Summe der Niederschläge seit der jeweils vorherigen Probenahme (orange)	388
Tabelle 123: Zusammenstellung der Ionenkonzentrationen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Proben entlang des Golser Kanals (Anzahl Untersuchungsserien: 13).....	390
Tabelle 124: Zusammenstellung der PH-Werte, Leitfähigkeiten, Konzentrationen an TOC, UV-Transmissionen und Trübungen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Proben entlang des Golser Kanals (Anzahl Untersuchungsserien: 13).....	391
Tabelle 125: Zusammenstellung der Ionenkonzentrationen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Proben entlang der Wulka, Bereich ARA Schützen (Anzahl Untersuchungsserien: 5) .....	392
Tabelle 126: Zusammenstellung der pH-Werte, Leitfähigkeiten, Konzentrationen an TOC, UV-Transmissionen und Trübungen (Mittelwerte, Mediane, Verhältnis maximaler und minimaler Wert) in den Proben der Wulka, Bereich ARA Schützen (Anzahl Untersuchungsserien: 5) .....	393

## 5 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Dreiphasige Untersuchungsstrategie zur Entwicklung eines mikrobiologisch-hygienischen Gesamtkonzeptes für den Neusiedler See, ausgehend vom „Akutfall“ Podersdorf .....	18
Abbildung 2: ARA Podersdorf UV-Desinfektionsanlage .....	27
Abbildung 3: ARA Podersdorf UV-Anlage, technische Ausstattungen (von links): Messgerät für den Wasserdurchfluss, elektrischer Schaltkasten mit Mess- und Steuereinrichtungen, Einrichtung für die Reinigung der Quarzhüllrohre der UV-Strahler .....	27
Abbildung 4: Laborbelichtungsanlage zur Photoreaktivierung von UV-bestrahlten Bakterien .....	30
Abbildung 5: Belichtung von UV-bestrahlten Proben des Ablaufes der Kläranlage mit der Laboranlage für Photoreaktivierung im Betriebslabor der ARA Podersdorf .....	31
Abbildung 6: ARA Podersdorf, Zentrale Leittechnik (ZLT). Anzeigen der Betriebsparameter UV-Transmission (UVT), Bestrahlungsstärke („Intensität“) der beiden Radiometer für Bank A und Bank B und Durchfluss .....	31
Abbildung 7: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> und somatischen Coliphagen (ab 08.04.2015) im Zulauf zur ARA Podersdorf (Rohabwasser) im Zeitraum 2014-2015 .....	34
Abbildung 8: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> und somatische Coliphagen (ab 08.04.2015) der ARA Podersdorf im Ablauf der ARA nach Reinigung, vor der UV-Anlage und nach der UV-Anlage (ausschließlich Ergebnisse, wenn UV-Anlage in Betrieb) .....	35
Abbildung 9: Prozentuelle Zusammensetzung der Konzentrationen an Fäkalindikatoren in den drei Abwasserarten ARA Zulauf (Rohabwasser), ARA Ablauf (nach mechanisch-biologischer Reinigung) und ARA Ablauf (nach UV-Anlage). Die dargestellten Werte weisen die geometrischen Mittelwerte der Konzentrationen über den gesamten Studienzeitraum (2014-2016) aus. ....	36
Abbildung 10: Konzentrationen an <i>E. coli</i> und Enterokokken in den Proben nach UV-Bestrahlung und nach Photoreaktivierung (PR), dargestellt als Anzahl pro 1 Liter Probenmenge im zeitlichen Verlauf des Beobachtungszeitraums (2014-2016). ....	38
Abbildung 11: Konzentrationen an Sporen von <i>C. perfringens</i> pro 100 ml Probenmenge im zeitlichen Verlauf des Beobachtungszeitraums (2014-2016). Rote Balken (UV-Anlage ausgeschaltet; Winterbetrieb bzw. extremes Starkregenereignis im Juli 2014). Grüne Linie (50 Sporen/100 ml; wird bei korrektem Betrieb der UV-Anlage nicht überschritten) .....	43
Abbildung 12: Schematische Darstellung der verschiedenen Schritte zum Aufbau der Datenbank für die nachfolgende statistische Analyse. WQ: Wasserqualität; ZAMG: Zentralanstalt für Meteorologie, BSI: Biologische Station Illmitz; Hydro: Hydrographischer Dienst Burgenland. ....	50
Abbildung 13: Segmentierte Regression zwischen Fäkalcoliformen in log(KBE/100 ml) (X-Achse) und <i>E. coli</i> in log(MPN/100 ml) (Y-Achse). Nur Werte über der Quantifizierungsgrenze (log 1.48) wurden herangezogen. ....	52
Abbildung 14: Regressionsgerade zwischen Gesamtschwebstoffen und Secchi-Tiefe, erstellt aus 71 Parallelmessungen aus den Jahren 2006 und 2007. ....	52
Abbildung 15: Konvertierung der numerischen Windrichtungsdaten in Text (N: Norden, E:Osten, S: Süden; W Westen). ....	53
Abbildung 16: Übersicht über die Jahres-Niederschlagssummen an den 5 Standorten Rust, Podersdorf, Apetlon, Weiden am See und Neusiedl am See. ....	54
Abbildung 17: (A) Gesamtübersicht der PCA mit den Hot-spots fäkaler Belastung ermittelt auf Basis der Konzentrationen an EC (rote Kreise) und der ENT (gelbe Quadrate). Probenahmestellen, die nicht in der Analyse berücksichtigt wurden (siehe Kapitel 3.2.2.5) sind durchgestrichen (B) Kumulative (Gesamt-) und proportionelle (Teil-) Varianz der ersten beiden Hauptkomponenten für <i>E. coli</i> (EC) sowie die Probenahmestellen (Hot-spots), die mit einem Gewichtungskoeffizienten von mehr als 0.7 (analog zum Korrelationskoeffizienten) mit der ersten Hauptkomponente korreliert sind (in rot). (C) Kumulative (Gesamt-) und proportionelle (Teil-) Varianz der ersten beiden Hauptkomponenten für Enterokokken (ENT) sowie die Probenahmestellen (Hot-spots), die mit einem Gewichtungskoeffizienten von mehr als 0.7 (analog zum Korrelationskoeffizienten) mit der ersten Hauptkomponente korreliert sind (in gelb). ....	57
Abbildung 18: Größenordnung und Variabilität der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen im Zeitraum 1992-2013 an den ausgewählten Probenahmestellen 5 (offener See), 7 (Rust), 26 (EU Badestelle Podersdorf) sowie 29 (Zufluss Kläranlage Podersdorf). ....	59

Abbildung 19: Simplifizierter Ansatz um die mit den vier Haupt-Windrichtungen assoziierten Windgeschwindigkeiten in einem statistischen Verfahren mit den Fäkalindikatoren in Beziehung setzen zu können. ....	61
Abbildung 20: Korrelationen zwischen den durchschnittlichen jährlichen Windgeschwindigkeiten assoziiert mit den verschiedenen Windrichtungen und den EC und ENT Konzentrationen. Die roten Dreiecke markieren die dominanten Windrichtungen. ....	62
Abbildung 21: Strömungsmuster im Neusiedler See bei Podersdorf bei verschiedenen Windrichtungen ( $v = 10 \text{ m s}^{-1}$ ) und Pegelständen. Abbildung aus Józsa et al (2008). ....	62
Abbildung 22: Box-Whisker Plots der täglichen gemessenen Niederschlagsmengen (oben) und maximalen Windgeschwindigkeiten (unten) mit Ausreißern (Kreise) und Extremwerten (Sterne). Werte zwischen dem 1.5 bis 3 Fachen des Interquartilsabstandes gelten als Ausreißer, Werte größer als der 3 fache Interquartilsabstand gelten als Extremwerte. Die schwarzen Linien in den Boxen sind die Mediane. ...	64
Abbildung 23: Drei unterschiedliche Szenarien für die Verknüpfung von Verschmutzungsereignissen mit Wetterereignissen. a) ein EC und/oder ENT Event erfolgt am selben Tag oder 1-3 Tage nach einem Wetter-Ereignis (Wind bzw. Niederschlag); b) Beobachtung eines EC/ENT Ereignisses ohne vorhergehendes Wetterereignis; c) nach einem Wetterereignis erfolgte kein EC/ENT Ereignis. Der Beobachtungszeitraum für die empirische Analyse war dabei jeweils 2 Wochen vor dem Ereignis bis 1 Woche nachher. ....	65
Abbildung 24: ENT Ereignis vom 7.8.2000 am Probenahmepunkt 8 (Rust) mit den entsprechenden Niederschlagsmengen (oben) und maximale Windgeschwindigkeiten (unten). Die orange horizontale Linie markiert den Grenzwert für das ENT Ereignis ( $\log 2.6$ ; 400 KBE/100 ml), die blaue Linie den Grenzwert für ein Niederschlagsereignis, und die grüne Linie den Grenzwert für ein Windereignis, jeweils berechnet für das betroffene Jahr. ....	66
Abbildung 25: EC Ereignis vom 14.9.1992 am Probenahmepunkt 33 (Rust) mit den entsprechenden Niederschlagsmengen (oben) und maximale Windgeschwindigkeiten (unten). Die orange horizontale Linie markiert den Grenzwert für das EC Ereignis ( $\log 3$ ; 1000 MPN/100 ml), die blaue den Grenzwert für ein Niederschlagsereignis, die grüne Linie den Grenzwert für ein Windereignis, jeweils berechnet für das betroffene Jahr. ....	66
Abbildung 26: ENT Ereignis vom 9.7.1997 am Probenahmepunkt 1 (Illmitz) mit den entsprechenden Niederschlagsmengen (oben) und maximale Windgeschwindigkeiten (unten). Die orange horizontale Linie markiert den Grenzwert für das ENT Ereignis ( $\log 2.6$ ; 400 KBE/100 ml), die blaue den Grenzwert für ein Niederschlagsereignis, die grüne Linie den Grenzwert für ein Windereignis, jeweils berechnet für das betroffene Jahr. ....	67
Abbildung 27: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 26 (Podersdorf) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	68
Abbildung 28: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 32 (Podersdorf) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	69
Abbildung 29: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 29 (Podersdorf) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	70
Abbildung 30: Visualisierung der beobachteten Anzahlen an EC und ENT Messwerten, die über den jeweiligen Grenzwerten lagen. ....	70
Abbildung 31: Langzeittrend der Mediane mikrobiologisch-fäkaler Verunreinigungen am Probenpunkt 29. EC: <i>E. coli</i> ; ENT: Enterokokken ....	71
Abbildung 32: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 30 (Podersdorf) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	72
Abbildung 33: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 25 (Golser Kanal) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	73
Abbildung 34: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 1 (Biologische Station Illmitz) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	74
Abbildung 35: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 20 (Hafen Jois) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	74

Abbildung 36: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 7 (Rust) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	75
Abbildung 37: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 8 (Rust) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	76
Abbildung 38: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 33 (Rust) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	77
Abbildung 39: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 22 (Neusiedl) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	78
Abbildung 40: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 22 (Neusiedl) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	79
Abbildung 41: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU Badestelle Breitenbrunn von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	81
Abbildung 42: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU Badestelle Illmitz von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	82
Abbildung 43: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU Badestelle Mörbisch von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	82
Abbildung 44: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU Badestelle Neusiedl von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	83
Abbildung 45: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der Probenstelle 23 (Weiden) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	83
Abbildung 46: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen an der EU-Badestelle Fertőrákos (Ungarn) von 2004-2012. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	84
Abbildung 47: Oben: Wulkadelta mit Wulka-Zufluss (blaue Linie), Schilfgürtel (dunkelgrüne Fläche) und offenem See (graue Fläche). Unten: Vergrößerte Darstellung der im oberen Bereich rot umrandeten Fläche (um 90° gedreht) mit dem Probenahmepunkt 13. Erkennbar sind auch die dunkelgrau/braunen Einflussfahnen von huminstoffreichem Wasser aus dem Schilfgürtel im Bereich von Schilfkanälen. Ob es sich hierbei um die präferenziellen Fließwege der Wulka handelt ist nicht bekannt. Beide Abbildungen von Google Maps, verändert. ....	85
Abbildung 48: Zeitlicher Verlauf der <i>E. coli</i> (EC) und Enterokokken (ENT) Konzentrationen am Probenpunkt 13 (Wulka-Delta) von 1992-2013. Die orange (EC) und blaue (ENT) horizontale Line geben den jeweiligen Grenzwert für die Einstufung als Verschmutzungsereignis an. ....	86
Abbildung 49: Box-Whisker plots der täglich gemessenen Abflussmengen der Wulka [m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ], nach Jahren geordnet, mit Ausreißern (Kreise) und Extremwerten (Sterne). ....	86
Abbildung 50: Schematische Darstellung der einzelnen Rekombinationsschritte zur Herstellung des Referenz-Zellstandards. <b>a)</b> Homologe Rekombination zwischen dem Plasmid, das das Zielgen (BacR) trägt (innerer Kreis) und dem Phagen-Genom (äußerer Kreis). <b>b)</b> Rekombination des Phagen-Genoms mit bereits integriertem Zielgen in das Genom von <i>E. coli</i> DHB 6501. <b>c)</b> Dritte und letzte homologe Rekombination, die eine Wiederholung des zweiten Rekombinationsschritts darstellt, in das Genom von <i>E. coli</i> DHB 6501 um noch vorhandene phagenspezifische Gene zu eliminieren. Aus: Boyd et al. 2000. ....	94
Abbildung 51: Beispiele für häufig im Untersuchungsgebiet vorkommende Tierarten: Steppenrind, Mangalicashwein, Gans (Quelle: Internet); Beispiel eines Fäkal-Probenahmeröhrchens nach Probennahme. ....	98
Abbildung 52: Bilder von der Elektrofischung im Herbst 2014. ....	98
Abbildung 53: Beispiel für eine Agarose-Gelelektrophorese von Amplifikationsprodukten eines qPCR Verfahrens mit Fäkalproben unterschiedlicher Herkunft. Reihenfolge von links nach rechts (NTC = Negativkontrolle qPCR): Möwe 2, Möwe 1, Möwe 4, NTC Möwe, 50 bp ladder (Größenmarker), EP	



Gans Podersdorf (4.8.14), 273 Ringelgans, 275 Weisswangengans, 212 Anser sp., 32 Graugans, Gans NTC, Ente 1 Podersdorf, 34 Stockente, 105 Krickente, NTC Ente, 50 bp ladder (Größenmarker), 198 Mensch, 200 Mensch, 223 Mensch, NTC Mensch. Abkürzungen: NTC - Negativkontrolle in der qPCR.	100
Abbildung 54: Test des qPCR Verfahrens Cat998. A) Amplifikations-Kurven der Standardreihe und b) Auswertung der Standardreihe.	102
Abbildung 55: Schema des Temperaturgradienten-Experiments auf einer 96-well Platte. 1, 2 - Standards; a, b - Zielorganismus: Möwe (Cat998); Temperaturgradient: von links nach rechts: 55 °C bis 65 °C.	102
Abbildung 56: Graphische Darstellung des Temperaturgradienten Experiments für das neu zu etablierende Verfahren Cat998. Lineare Amplifikationskurven Möwen-T-Gradient; dunkelblau: Möwe 8, dunkelbraun: Std. +6, hellblau: Möwe 4, hellbraun: Std. +3. Abkürzungen: Std. – Standard, T-Gradient – Temperatur-Gradient.	103
Abbildung 57: Darstellung der Konzentration an BacR Markeräquivalenten (ME) in Fäkalproben von Säugetieren (n=20), Rinder (n=10), Fischen (n=4) und Vögeln (n=33). Alle Werte sind als log <sub>10</sub> ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100 µl.	104
Abbildung 58: Darstellung der Konzentration an Pig2Bac Markeräquivalenten in Fäkalproben von Säugetieren (n=20), Schweinen (n=10), Fischen (n=4) und Vögeln (n=33). Alle Werte sind als log <sub>10</sub> ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100 µl.	105
Abbildung 59: Darstellung der Konzentration an BacHum Markeräquivalenten in Fäkalproben von Säugetieren (n=30), Fischen (n=4) und Vögeln (n=33). Alle Werte sind als log <sub>10</sub> ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100 µl.	106
Abbildung 60: Darstellung der Konzentration an HF183II Markeräquivalenten in Fäkalproben von Säugetieren (n=30), Fischen (n=4) und Vögeln (n=33). Alle Werte sind als log <sub>10</sub> ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100 µl.	107
Abbildung 61: Darstellung der Konzentration an Cat998 Markeräquivalenten in Fäkalproben von Säugetieren (n=30), Fischen (n=4), Möwen (n=12) und Vögeln (n=21). Alle Werte sind als log <sub>10</sub> ME/DNA Extrakt angegeben. Pro Extraktion wurden ca. 0,25 g Fäzes eingesetzt. Das Elutionsvolumen betrug 100 µl.	108
Abbildung 62: Wachstumskurve des die Zielsequenz des Referenz-Zellstandards tragenden <i>E. coli</i> Stamms im Bioreaktor. Die Kultivierung erfolgte bei 21 °C.	109
Abbildung 63: Umgebungsplan mit Kennzeichnung der verschiedenen Probenahmestellen. Abkürzungen: GW – Grundwasser, L – Neusiedler See, OS – Oberer Stinkersee, P- Schönungsteich, RB – Schilfgürtel, WWTP – Kläranlage.	110
Abbildung 64: Ablaufschema des Arbeitsprozesses.	111
Abbildung 65: Konzentration des zur Prozesskontrolle bei der Extraktion zugesetzten und anschließend in der qPCR evaluierten Zellstandards [logME/Filter]. Abkürzungen: L, Neusiedler See; OS, Oberer Stinkersee; GW, Grundwasser; RB, Schilfgürtel; P, Schönungsteich; Wt, Kläranlage Ablauf; Wut, Kläranlage Zulauf; F, Kontrollfilter. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte (n=20), die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer.	112
Abbildung 66: Abhängigkeit der Menge an extrahierbarer DNA vom Sedimentgehalt im Wasser.	114
Abbildung 67: Bestimmung der DNA Konzentration und AllBac Markeräquivalenten zur Überprüfung des Einflusses der Zugabe von Na-Pyrophosphat im Zuge der DNA Extraktion. a) Steigerung der DNA Ausbeute durch Sättigen der Adsorptionsstellen des Sediments mit Na-Pyrophosphat. b) Quantitativer Nachweis bakterieller Indikatoren (AllBac; Bacteroidetes) in Proben, die jeweils mit und ohne Zugabe von Na-Pyrophosphat extrahiert wurden. Abkürzungen: ME – Markeräquivalente, TSS – Total Suspended Solids.	115
Abbildung 68: Steigerung der DNA Ausbeute in Abhängigkeit von der Menge an zugesetzter ssDNA. Abkürzungen: ssDNA – DNA aus Lachssperma.	116
Abbildung 69: Bestimmung von AllBac Markeräquivalenten und Referenz-Zellstandard (BacR) Kopien zur Überprüfung des Einflusses der Zugabe von DNA aus Lachssperma während der DNA Extraktion. a) Bestimmung der Markeräquivalente (AllBac) pro 100 mL Probe in Abhängigkeit von der Menge an bei der Extraktion zugesetzter ssDNA. b) Bestimmung der Zellzahl des definierten Zellstandards (DeTaCS) der bei der Extraktion als Kontrolle zugegeben wurde. Abkürzungen: ME – Markeräquivalente.	117



- Abbildung 70: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus **Rohabwasser (Zulauf der Kläranlage Podersdorf)**. A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Zulauf der Kläranlage Podersdorf. B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden. .... 119
- Abbildung 71: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen in der Kläranlage Podersdorf (**gereinigtes Abwasser vor UV Desinfektion**). A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus der Kläranlage Podersdorf vor UV Desinfektion. B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden..... 120
- Abbildung 72: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen in der Kläranlage Podersdorf (**gereinigtes Abwasser nach UV Desinfektion**). A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus der Kläranlage Podersdorf nach UV Desinfektion. B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden..... 121
- Abbildung 73: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem **Nordgraben (nach Abwasserreinigungsanlage)**. A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Nordgraben. B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden..... 122
- Abbildung 74: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus **dem Schönungsteich 2 (Ablauf in den See)**. A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Schönungsteich 2 (Ablauf in den See). B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden. .... 123
- Abbildung 75: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem **Julagraben (Einleitung Grundwasserpumpe)**. A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Julagraben (Einleitung Grundwasserpumpe). B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für

Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden. ....	124
Abbildung 76: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem <b>Südgraben (Brücke bei Yachtclub)</b> . A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Südgraben (Brücke bei Yachtclub). B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden. ....	125
Abbildung 77: Überprüfung der zwei Extraktionsprotokolle auf ihre Anwendbarkeit auf Wasserproben entnommen aus dem <b>Neusiedler See (Probenahmestelle 26)</b> . A) Anwendung der beiden Extraktionsprotokolle auf Proben aus dem Neusiedler See (Probenahmestelle 26). B) Darstellung der Konzentration des Referenzzellstandards. Graue Balken zeigen Ergebnisse die mit dem Standardprotokoll erhalten wurden, schraffierte Balken zeigen das Ergebnis mit modifiziertem Protokoll. Die gestrichelte Linie stellt die in der Extraktionskontrolle gemessene Konzentration des Referenzzellstandards dar. Abkürzungen: BacHum – humaner Fäkalmarker, HF183II – humaner Fäkalmarker, Schwein – Indikator für Fäkalkontaminationen durch Schweine, Möwe - Indikator für Fäkalkontaminationen durch Möwen, mod – bezeichnet Werte die mittels des modifizierten Protokolls ermittelt wurden. ....	126
Abbildung 78: Bestimmung der genetischen Fäkalindikatoren für humane Kontamination (BacHum, HF183II) sowie Kontamination durch Nutztiere (Schwein) und Vögel (Möwe) in DNA Extrakten aus Proben aus dem <b>Bereich der Kläranlage Podersdorf</b> . Abkürzungen: n – Stichprobenzahl, positiv – Anzahl der positiven Proben, % positiv – Angabe der positiven Proben in % der Gesamtprobenzahl, failed QC – Anzahl jener Proben die aufgrund der Ergebnisse der Prozesskontrolle exkludiert wurden. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte, die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer. Gestrichelte Linie: Threshold of Detection .....	128
Abbildung 79: Bestimmung der genetischen Fäkalindikatoren für humane Kontamination (BacHum, HF183II) sowie Kontamination durch Nutztiere (Schwein, Wiederkäuer/Rind) und Vögel (Möwe) in Proben aus <b>Oberflächengewässern des Untersuchungsgebiets</b> . Abkürzungen: n – Stichprobenzahl, positiv – Anzahl der positiven Proben, % positiv – Angabe der positiven Proben in % der Gesamtprobenzahl, failed QC – Anzahl jener Proben die aufgrund der Ergebnisse der Prozesskontrolle exkludiert wurden. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte, die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer. Gestrichelte Linie: Threshold of Detection .....	129
Abbildung 80: Bestimmung der genetischen Fäkalindikatoren für humane Kontamination (BacHum, HF183II) sowie Kontamination durch Nutztiere (Schwein, Wiederkäuer/Rind) und Vögel (Möwe) in Proben aus dem <b>Neusiedler See</b> . Abkürzungen: n – Stichprobenzahl, positiv – Anzahl der positiven Proben, % positiv – Angabe der positiven Proben in % der Gesamtprobenzahl, failed QC – Anzahl jener Proben die aufgrund der Ergebnisse der Prozesskontrolle exkludiert wurden. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte, die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer. Gestrichelte Linie: Threshold of Detection .....	130
Abbildung 81: Bestimmung der genetischen Fäkalindikatoren für humane Kontamination (BacHum, HF183II) sowie Kontamination durch Nutztiere (Schwein, Wiederkäuer/Rind) und Vögel (Möwe) in Proben aus dem <b>Golser Kanal</b> . Abkürzungen: n – Stichprobenzahl, positiv – Anzahl der positiven Proben, % positiv – Angabe der positiven Proben in % der Gesamtprobenzahl, failed QC – Anzahl jener Proben die aufgrund der Ergebnisse der Prozesskontrolle exkludiert wurden. Die Box umfasst 50% aller auftretenden Werte, die Linie in der Mitte der Box repräsentiert den Median; Antennen umspannen den Bereich 10%-90% aller Werte. Punkte, Ausreißer. Gestrichelte Linie: Threshold of Detection .....	131
Abbildung 82: Neusiedler See, Aufnahmen aus dem Bereich Weiden, Rinderweise südlich von Weiden (rote Markierung).....	133
Abbildung 83: Darstellung von möglichen Quellen (source) für den Eintrag von Enterokokken in Gewässer (blaue Pfeile) sowie Bereiche in denen Deposition und Immobilisation (sink) von Enterokokken in der	

Umwelt (gelber Pfeil) erfolgen. Bereiche in denen Enterokokken von einem Reservoir in ein anderes umgelagert werden können, sind mit grünen Pfeilen dargestellt. Solche Bereiche repräsentieren sekundäre Quellen (sources) und/oder Senken (sinks), je nach vorhandenen Bedingungen. Aus: Byappanahalli et al. 2012. .... 134

Abbildung 84: Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben aus a) dem Nordgraben, b) dem Südgraben und c) dem Neusiedler See. Alle Proben wurden im Zeitraum von Oktober 2014 bis Dezember 2015 entnommen. Pro Probenahme (=Wasserprobe) wurden jeweils 3 Enterokokkenkolonien isoliert. Anzahl der Wasserproben: Nordgraben (n=21), Südgraben (n=20), See (teilweise pro Tag mehrere Stellen beprobt; n=28). Anzahl der Enterokokkenisolate: Nordgraben (n=58), Südgraben (n=58), See (n=81)..... 137

Abbildung 85: Verteilung der Enterokokkenarten in den Proben triplicaten aus a) dem Nordgraben (n=58 Isolate), b) dem Südgraben (n=58 Isolate) und c) dem Neusiedler See (n=81 Isolate) im Jahresverlauf. .... 138

Abbildung 86: Podersdorf, EU-Badestelle (Stelle 26): Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben..... 140

Abbildung 87: Podersdorf, Badestrand Nord (Stelle 32): Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben..... 140

Abbildung 88: Podersdorf, Einlauf Kläranlage (Stelle 29): Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben..... 141

Abbildung 89: Probenahmestellen Golser Kanal (vor ARA, nach ARA, nach Bahnbrücke, Schönungsteich rechts) und Seestelle 25 (Zufluss Golser Kanal): Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben..... 142

Abbildung 90: Wulka, vor ARA Schützen: Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben ..... 143

Abbildung 91: Wulka, nach ARA Schützen: Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben ..... 143

Abbildung 92: Wulka, Zulauf in den See: Artenzusammensetzung der Enterokokken in den untersuchten Wasserproben ..... 143

Abbildung 93: Schematische Darstellung des Aufbaus eines Bakteriophagen. Quelle: [http://e-learning.studmed.unibe.ch/Gen\\_Kurs/GEN\\_KURS/TECHN/KLON07.HTM](http://e-learning.studmed.unibe.ch/Gen_Kurs/GEN_KURS/TECHN/KLON07.HTM). .... 147

Abbildung 94: Probenahmestelle Abwasserpfad Podersdorf, Nordgraben, nach Rückhaltebecken, vor Schönungsteich..... 166

Abbildung 95: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* (2014-2015) und somatischen Coliphagen (Probenstelle Julagraben vor ARA, im Jahr 2015) an den ausgewählten Beobachtungspunkten des Julagraben. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet. .... 167

Abbildung 96: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* (2014-2015) und somatischen Coliphagen (im Jahr 2015) an den ausgewählten Beobachtungspunkten des Nordgrabens. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet. An den Terminen 31.07.2014 (Extrem-Starkregenereignis) und 06.08.2014 sowie am 11.12.2014, 04.02.2015, 09.03.2015 und 14.12.2015 war die UV-Anlage außer Betrieb. .... 168

Abbildung 97: Verlauf der Konzentrationen an *E. coli* entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage außer Betrieb ist. .... 170

Abbildung 98: Verlauf der Konzentrationen an *E. coli* entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist. .... 170

Abbildung 99: Verlauf der Konzentrationen an intestinalen Enterokokken entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage außer Betrieb ist. .... 171

Abbildung 100: Verlauf der Konzentrationen an Enterokokken entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist. .... 171

Abbildung 101: Verlauf der Konzentrationen an Sporen von *Clostridium perfringens* entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage außer Betrieb ist. .... 172

Abbildung 102: Verlauf der Konzentrationen an Sporen von *Clostridium perfringens* entlang des Abwasserpfandes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist..... 172

Abbildung 103: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an *E. coli*, Enterokokken, Sporen von *Clostridium perfringens* und somatischen Coliphagen an den beiden Beobachtungspunkten des Südgrabens. Somatische Coliphagen wurden in den Proben des Südgrabens, Brücke, Yachtclub im Jahr 2015

analysiert. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet. ....	177
Abbildung 104: Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> und somatischen Coliphagen (im Jahr 2015; Brücke, Yachtclub) an den beiden Probenahmestellen des Südgrabens im Zeitraum 2014 und 2015.....	178
Abbildung 105: Verlauf der Konzentrationen an somatischen Coliphagen entlang des Abwasserpfadendes Julagraben-Nordgraben, wenn die UV-Anlage in Betrieb ist. Die roten Punkte geben die Konzentrationen an somatischen Coliphagen wieder, wenn die UV-Anlage außer Betrieb ist. Die Konzentrationen an der Probenahmestelle Südgraben, Brücke, neben Yachtclub sind zum Vergleich angeführt.....	179
Abbildung 106: Konzentrationen von <i>E. coli</i> , Enterokokken, somatischen Coliphagen und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> der Seeproben 25 (Zufluss Golser Kanal), 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle) und 13 (Wulka-Delta) im zeitlichen Verlauf des Beobachtungszeitraums (2014-2016) blaue Linie :NOAEL (IE) (No Observed Adverse Effect Level für Intestinale Enterokokken von 25/100 ml; Wiedenmann, 2007).....	181
Abbildung 107: Konzentrationen an <i>E. coli</i> in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016) .....	182
Abbildung 108: Konzentrationen an Enterokokken in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016) .....	182
Abbildung 109: Konzentrationen an Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016).....	183
Abbildung 110: Konzentrationen an somatischen Coliphagen in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016) .....	183
Abbildung 111: Konzentrationen von <i>E. coli</i> , Enterokokken und Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> am Tag des Starkregen-Ereignisses (31.07.2014; Niederschlagsmenge 158 mm in 24 h) im Vergleich zu den jeweiligen Konzentrationen dargestellt als Median und geometrisches Mittel im Beobachtungszeitraum (2014-2015) Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) .....	193
Abbildung 112: Konzentrationen und Werte der physikalischen und chemischen Untersuchung der Wasserproben des Julagrabens vor der Einleitung der Ablaufs der ARA Podersdorf (bei Grundwasserpumpe, Höhe Rückhaltebecken, vor ARA Podersdorf) im Beobachtungszeitraum (2014-2015).....	195
Abbildung 113: Konzentrationen und Werte der physikalischen und chemischen Untersuchung der Wasserprobe des Ablaufs der ARA Podersdorf im Beobachtungszeitraum (2014-2016).....	195
Abbildung 114: Konzentrationen und Werte der physikalischen und chemischen Untersuchung der Wasserproben des Nordgraben nach der Einleitung der Ablaufs der ARA Podersdorf entlang des Abwasserpfadendes (Brücke, nach ARA, nach Rückhaltebecken, Schönungsteich 1 in 2, Schönungsteich, Ablauf in den See) im Beobachtungszeitraum (2014-2015) .....	196
Abbildung 115: Konzentrationen und Werte der physikalischen und chemischen Untersuchung der Wasserproben des Südgrabens (Brücke bei Georgshof und Brücke neben Yachtclub) im Beobachtungszeitraum (2014-2015) .....	197
Abbildung 116: Konzentrationen an Kalium (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Julagrabens, Nordgrabens und Südgrabens (grüne Markierung), den Proben Ablaufs der ARA Podersdorf (rote Markierung) und der Seeprobe 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf; graue Markierung) im Beobachtungszeitraum (2014-2015) .....	198
Abbildung 117: Konzentrationen an Chlorid (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Julagrabens, Nordgrabens und Südgrabens (grüne Markierung), den Proben Ablaufs der ARA Podersdorf (rote Markierung) und der Seeprobe 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf; graue Markierung) im Beobachtungszeitraum (2014-2015) .....	198
Abbildung 118: Konzentrationen an TOC (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Julagrabens, Nordgrabens und Südgrabens, den Proben Ablaufs der ARA Podersdorf (rote Markierung) und der Seeprobe 29 (Zufluss Abwasserpfad ARA Podersdorf; graue Markierung) gegenübergestellt, im Beobachtungszeitraum (2014-2015) .....	199



Abbildung 119: Zeitlicher Verlauf ausgewählter physikalischer und chemischer Parameter in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016) .....	200
Abbildung 120: Konzentration an Kalium (mg/l) in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016) .....	201
Abbildung 121: Konzentration an TOC (mg/l) in den Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016) .....	201
Abbildung 122: Elektrische Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; $20^\circ\text{C}$ ) der Seeproben 29 (Podersdorf, Zufluss Abwasserpfad), 32 (Podersdorf, Nordstrand), 26 (Podersdorf, EU-Badestelle), 25 (Zufluss Golser Kanal) und 13 (Wulka-Delta) im Beobachtungszeitraum (2014-2016) .....	202
Abbildung 123: Grundwasserspiegelverhältnisse für niedere Grundwasserverhältnisse (24.7.2014).....	212
Abbildung 124: Flurabstand für niedere Grundwasserspiegelverhältnisse (24.7.2014).....	212
Abbildung 125: Grundwasserspiegelverhältnisse für hohe Grundwasserverhältnisse (5.11.2014).....	213
Abbildung 126: Flurabstand für hohe Grundwasserspiegelverhältnisse (5.11.2014).....	213
Abbildung 127: Lage und Bezeichnung der Messstellen im Bereich Podersdorf .....	215
Abbildung 128: Lage und Bezeichnung der Messstellen im Bereich Golser-Kanal (Quelle: Google Maps).....	216
Abbildung 129: Lage und Bezeichnung der Messstellen im Bereich Wulka-Unterlauf (Quelle: Google Maps) .....	216
Abbildung 130: Geometrie und Foto der Messstelle am Nordgraben (NG11).....	217
Abbildung 131: Lageplan des Kanal- und Entwässerungssystems Podersdorf soweit aus den vorhandenen Planunterlagen und zusätzlichen Begehungen erfassbar .....	218
Abbildung 132: Detail Julagraben: Lageplan des Hochwasserschutz am oberen Ende des Julagrabens. Quelle: Ziviltechnikerbüro Bichler & Kolbe ZT GmbH .....	219
Abbildung 133: Boxplot-Darstellung der Frachten von TOC im Untersuchungsbereich PODERSDORF ..	221
Abbildung 134: Boxplot-Darstellung der Frachten an Kalium im Untersuchungsbereich PODERSDORF.	221
Abbildung 135: Boxplot-Darstellung der Frachten von Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage in Betrieb .....	226
Abbildung 136: Boxplot-Darstellung der Frachten von Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage nicht in Betrieb .....	226
Abbildung 137: Boxplot-Darstellung der Frachten von <i>E. coli</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage in Betrieb .....	227
Abbildung 138: Boxplot-Darstellung der Frachten von <i>E. coli</i> im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage nicht in Betrieb.....	227
Abbildung 139: Boxplot-Darstellung der Frachten von Enterokokken im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage in Betrieb.....	228
Abbildung 140: Boxplot-Darstellung der Frachten von Enterokokken im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage nicht in Betrieb.....	228
Abbildung 141: Boxplot-Darstellung der Frachten von somatischen Coliphagen im Untersuchungsbereich PODERSDORF, UV-Anlage in Betrieb.....	229
Abbildung 142: Boxplot TOC im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL.....	242
Abbildung 143: Boxplot Kalium im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL.....	242
Abbildung 144: Boxplot Sporen <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL ...	244
Abbildung 145: Boxplot Escherichia coli im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL .....	244
Abbildung 146: Boxplot Intestinale Enterokokken im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL.....	245
Abbildung 147: Boxplot Somatische Coliphagen im Untersuchungsbereich GOLSER KANAL .....	245
Abbildung 148: Boxplot TOC im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF .....	248
Abbildung 149: Boxplot Kalium im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF .....	248
Abbildung 150: Boxplot Sporen <i>Clostridium perfringens</i> im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF .....	250
Abbildung 151: Boxplot Escherichia coli im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF.....	250
Abbildung 152: Boxplot Intestinale Enterokokken im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF ....	251
Abbildung 153: Boxplot Somatische Coliphagen im Untersuchungsbereich WULKA-UNTERLAUF.....	251
Abbildung 154: Reduktionen der Mikroorganismen durch die Abwasserreinigungsanlagen (ARA) dargestellt als Mittelwerte und Standardabweichungen der Ergebnisse der beiden Untersuchungsserien .....	261
Abbildung 155: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> und somatischen Coliphagen der beiden Zuläufe und des Ablaufs der ARA Gols (Gols-	

Mönchhof). Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet.....	262
Abbildung 156: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> und somatischen Coliphagen im Zulauf und Ablauf der ARA Schützen.....	264
Abbildung 157: Probenahmestellen am Golser Kanal im Bereich der ARA Gols-Mönchhof: (1) ARA, Ablauf, (2) vor ARA, (3) nach ARA, (4) Zulauf Graben, Höhe Akazienweg, (5) nach Bahnbrücke (Quelle: Google Maps).....	266
Abbildung 158: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> und somatischen Coliphagen in den Proben an ausgewählter Stellen entlang des Golser Kanals. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet. ....	267
Abbildung 159: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> und somatischen Coliphagen in den Proben an ausgewählter Stellen entlang des Golser Kanals. Die Summen der Niederschlagsmengen zwischen den Probenahmezeitpunkten (mm) sind als Balken (hellblau) eingezeichnet. ....	268
Abbildung 160: Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> in den Proben der ARA Gols/Mönchhof und entlang des Golser Kanals.....	270
Abbildung 161: Verlauf der Konzentrationen an Enterokokken in den Proben der ARA Gols/Mönchhof und entlang des Golser Kanals.....	270
Abbildung 162: Verlauf der Konzentrationen an Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> in den Proben der ARA Gols/Mönchhof und entlang des Golser Kanals.....	271
Abbildung 163: Verlauf der Konzentrationen an somatischen Coliphagen in den Proben der ARA Gols/Mönchhof und entlang der des Golser Kanals.....	271
Abbildung 164: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> , Enterokokken, Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> und somatischen Coliphagen in den Proben an ausgewählter Stellen entlang der Wulka vor und nach dem Zulauf der ARA Schützen.....	272
Abbildung 165: Verlauf der Konzentrationen an <i>E. coli</i> in der ARA Schützen und entlang der Wulka .....	273
Abbildung 166: Verlauf der Konzentrationen an Enterokokken in der ARA Schützen und entlang der Wulka .....	274
Abbildung 167: Verlauf der Konzentrationen an Sporen von <i>Clostridium perfringens</i> in der ARA Schützen und entlang der Wulka .....	274
Abbildung 168: Verlauf der Konzentrationen an somatischen Coliphagen in der ARA Schützen und entlang der Wulka .....	275
Abbildung 169: Probenahmestellen am Golser Kanal im Bereich der ARA Gols-Mönchhof.....	276
Abbildung 170: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern an den Beobachtungspunkten des Golser Kanals ARA Gols-Mönchhof (ARA, Ablauf), vor ARA und nach ARA, nach Bahnbrücke .....	277
Abbildung 171: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern am Beobachtungspunkt des Golser Kanals, nach ARA Gols-Mönchhof .....	277
Abbildung 172: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern am Beobachtungspunkt des Zulaufs des Grabens, Höhe Akazienweg .....	278
Abbildung 173: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern an den Beobachtungspunkten des Golser Kanals bei Venturikanal, bei Radweg und des Schönungsteichs, Ablauf in den See .....	278
Abbildung 174: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern am Beobachtungspunkt Golser Kanal, linker Schönungsteich.....	279
Abbildung 175: Konzentrationen an Kalium (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Golser Kanals (vor ARA, Ablauf der ARA Gols-Mönchhof (rote Markierung) bis Ablauf in den See) und der Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016) .....	280
Abbildung 176: Konzentrationen an Chlorid (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Golser Kanals (vor ARA, Ablauf der ARA Gols-Mönchhof (rote Markierung) bis Ablauf in den See) und der Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016) ...	280
Abbildung 177: Konzentrationen an gesamtorganischem Kohlenstoff (TOC) (mg/l) in den Proben entnommen entlang des Golser Kanals (vor ARA, Ablauf der ARA Gols-Mönchhof (rote Markierung) bis Ablauf in den See) und der Seeprobe 25 (Zufluss Golser Kanal; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016) .....	281



Abbildung 178: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen und Werte von ausgewählten physikalischen und chemischen Parametern an den Beobachtungspunkten der Wulka (ARA, Ablauf), vor ARA und nach ARA, Zulauf See .....	282
Abbildung 179: Konzentrationen an Kalium (mg/l) in den Proben entnommen entlang der Wulka (vor ARA Schützen, Ablauf der ARA (rote Markierung), nach ARA und Ablauf in den See) und der Seeprobe 13 (Zufluss Wulka; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016).....	283
Abbildung 180: Konzentrationen an Chlorid (mg/l) in den Proben entnommen entlang der Wulka (vor ARA Schützen, Ablauf der ARA (rote Markierung), nach ARA und Ablauf in den See) und der Seeprobe 13 (Zufluss Wulka; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016).....	283
Abbildung 181: Konzentrationen an gesamtorganischem Kohlenstoff (TOC) (mg/l) in den Proben entnommen entlang der Wulka (vor ARA Schützen, Ablauf der ARA (rote Markierung), nach ARA und Ablauf in den See) und der Seeprobe 13 (Zufluss Wulka; graue Markierung) gegenübergestellt im Beobachtungszeitraum (2016).....	284
Abbildung 182: Chemophysikalische Charakterisierung der 4 Probenahmestellen im Raum Podersdorf. 25: Zufluss Golser Kanal, 26: EU-Badestelle, 29: Zufluss Abwasserpfad Podersdorf, 32: Badestrand Nord. Box-Whisker-Plots mit 25 und 75% Quartil sowie Minimum und Maximum-Werten (gepoolte Daten aus 2014 und 2015). .....	293
Abbildung 183: <i>E. coli</i> und Enterokokkenkonzentrationen an der EU-Badestelle und im Badebereich Nordstrand Podersdorf. Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2:2012 ( <i>E. coli</i> ) bzw. ISO 7899-2:2000 (Enterokokken). Die drei strichlierten Linien geben i) den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 <i>E. coli</i> bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BgV 2009), ii) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency 2012 (235 <i>E. coli</i> bzw. 70 Enterokokken pro 100 ml) sowie (iii) den „No observed adverse effect level“ NOAEL für Magen-Darminfektionen (100 <i>E. coli</i> bzw. 25 Enterokokken pro 100 ml; Wiedenmann et al 2006) an. Sterne geben an, dass die Proben nicht genügend verdünnt worden waren, die Farbe symbolisiert die jeweilige Probenstelle.....	294
Abbildung 184: <i>E. coli</i> und Enterokokkenkonzentrationen am Zufluss des Golser Kanals und des Abwasserpfad Podersdorf. Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2:2012 ( <i>E. coli</i> ) bzw. ISO 7899-2:2000 (Enterokokken). Sterne geben an, dass die Proben nicht genügend verdünnt worden waren, die Farbe symbolisiert die jeweilige Probenstelle. ....	296
Abbildung 185: <i>E. coli</i> und Enterokokkenkonzentrationen an der EU-Badestelle im Jahr 2015. Die Analyse der Proben erfolgte jeweils parallel mit 2 verschiedenen Standards. Für die Mikrotiterplattenverfahren wurden die Proben parallel an der Biologischen Station Illmitz (BSI) und der Medizinischen Universität Wien (MUW) analysiert. Die drei strichlierten Linien geben i) den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1.000 <i>E. coli</i> bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BGewV 2009), ii) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency 2012 (235 <i>E. coli</i> bzw. 70 Enterokokken pro 100 ml) sowie (iii) den „No observed adverse effect level“ NOAEL für Magen-Darminfektionen (100 <i>E. coli</i> bzw. 25 Enterokokken pro 100 ml; Wiedenmann et al 2006) an .....	299
Abbildung 186: <i>E. coli</i> und Enterokokkenkonzentrationen an der Probestelle Nordstrand Podersdorf im Jahr 2015. Die Analyse der Proben erfolgte jeweils parallel mit 2 verschiedenen Standards. Für die Mikrotiterplattenverfahren wurden die Proben parallel an der Biologischen Station Illmitz (BSI) und der Medizinischen Universität Wien (MUW) analysiert. Die drei strichlierten Linien geben i) den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 <i>E. coli</i> bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BgV 2009), ii) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency 2012 (235 <i>E. coli</i> bzw. 70 Enterokokken pro 100 ml) sowie (iii) den „No observed adverse effect level“ NOAEL für Magen-Darminfektionen (100 <i>E. coli</i> bzw. 25 Enterokokken pro 100 ml; Wiedenmann et al 2006) an.....	300
Abbildung 187: <i>E. coli</i> und Enterokokkenkonzentrationen an der Probestelle Zufluss Abwasserpfad Podersdorf im Jahr 2015. Die Analyse der Proben erfolgte jeweils parallel mit 2 verschiedenen Standards. Für die Mikrotiterplattenverfahren wurden die Proben parallel an der Biologischen Station Illmitz (BSI) und der Medizinischen Universität Wien (MUW) analysiert. Die strichlierten Linien geben den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen an (1000 <i>E. coli</i> bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BgV 2009), der BAV und NOAEL sind hier nicht eingezeichnet, da es sich bei den untersuchten Probenstellen nicht um Badestellen handelt.....	301
Abbildung 188: <i>E. coli</i> und Enterokokkenkonzentrationen an der Probestelle Zufluss Golser Kanal im Jahr 2015. Die Analyse der Proben erfolgte jeweils parallel mit 2 verschiedenen Standards. Für die Mikrotiterplattenverfahren wurden die Proben parallel an der Biologischen Station (BS) und der	

Medizinischen Universität Wien (MUW) analysiert. Die strichlierten Linien geben den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen an (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BgV 2009), der BAV und NOAEL sind hier nicht eingezeichnet, da es sich bei den untersuchten Probenstellen nicht um Badestellen handelt. .... 302

Abbildung 189: Behördliche Untersuchungsergebnisse (AGES) der *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der EU-Badestelle Podersdorf in den Jahren 2014 (oben) und 2015 (unten). EC: *E. coli*, ENT: Enterokokken; Die strichlierten Linien geben i) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency ..... 305

Abbildung 190: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der EU-Badestelle 26 (oben) und im Badebereich Nordstrand Podersdorf (Punkt 32, unten). Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2/2012 (*E. coli*) bzw. ISO 7899-2/2000 (Enterokokken). Die strichlierten Linien geben i) den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BgV 2009), ii) den Vorsorgewert BAV (Beach Action Value) der US Environmental Protection Agency 2012 (235 *E. coli* bzw. 70 Enterokokken pro 100 ml)..... 306

Abbildung 191: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an den Seestellen 25 (oben) und 29 (unten). Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2/2012 (*E. coli*) bzw. ISO 7899-2/2000 (Enterokokken). Die strichlierten Linien geben den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BgV 2009 an. .... 307

Abbildung 192: *E. coli* und Enterokokkenkonzentrationen an der Stelle 13 (Wulkadelta). Die Analyse der Proben erfolgte nach ISO 9308-2/2012 (*E. coli*) bzw. ISO 7899-2/2000 (Enterokokken). Die strichlierten Linien geben den Grenzwert für kurzfristige Verschmutzungen (1000 *E. coli* bzw. 400 Enterokokken pro 100 ml; gemäß BgV 2009 an. .... 308

Abbildung 193: Boxplot-Vergleich zwischen *E. coli* (EC) und Enterokokkendaten (ENT) an der EU-Badestelle Podersdorf während der Badesaisonen 2010-2013, ermittelt durch die AGES und durch die Biologische Station Illmitz (BSI). Die Proben der AGES wurden vom Ufer aus, die Proben der BSI wurden mit dem Boot genommen. Links: Originalwerte, rechts: logarithmierte Werte. Box-Whisker-Plots mit 25 und 75% Quartil sowie Minimum und Maximum-Werten. Um die Vergleichbarkeit zwischen den Methoden zu gewährleisten wurden alle Werte < 15 als 15 angegeben (vgl. BGewV).. 309

Abbildung 194: Boxplot-Vergleich zwischen *E. coli* (EC) und Enterokokkendaten (ENT) an der EU-Badestelle Podersdorf während der Badesaisonen 2014-2015, ermittelt durch die AGES und durch die BSI. Alle Proben wurden mit dem Boot genommen. Links: Originalwerte, rechts: logarithmierte Werte. Box-Whisker-Plots mit 25 und 75% Quartil sowie Minimum und Maximum-Werten. Um die Vergleichbarkeit zwischen den Methoden zu gewährleisten wurden alle Werte < 15 als 15 angegeben (vgl. BGewV). .... 310

Abbildung 195: Reinigungsleistung der drei untersuchten Kläranlagen ARA Gols-Mönchhof, ARA Schützen und ARA Podersdorf im Hinblick auf die log Reduktionen an Fäkalindikatororganismen ..... 326

Abbildung 196: Vergleich der Frachten an Fäkalindikatororganismen (log Anzahl/h) in den Zuflüssen zum See an den Messstellen Podersdorf ARA Ablauf, Podersdorf Nordgraben nach Rückhaltebecken, Südgraben Brücke bei Yachtclub, Golser Kanal, Brücke bei Radweg und Wulka Brücke, Zulauf See 330

Abbildung 197: Vergleich der Frachten an Kalium und TOC (kg/h) in den Zubringern zum See. Die Messstellen waren Podersdorf ARA Ablauf, Podersdorf Nordgraben nach Rückhaltebecken, Südgraben Brücke bei Yachtclub, Golser Kanal, Brücke bei Radweg und Wulka Brücke, Zulauf See ..... 331

Abbildung 198: Im Rahmen der Pilotstudie entwickeltes Auswerteprogramm zur Berechnung der Qualitätsklassen von Badegewässern gemäß BGewV ..... 338

Abbildung 200: AllBac Log ME/Extrakt in den 67 untersuchten Fäkalproben. .... 375

Abbildung 201: BacR Log ME/Extrakt in den 67 untersuchten Fäkalproben..... 375

Abbildung 202: Pig2Bac Log ME/Extrakt in den 67 untersuchten Fäkalproben. .... 376

Abbildung 203: BacHum Log ME/Extrakt in den 67 untersuchten Fäkalproben. .... 376

Abbildung 204: Cat998 Log ME/Extrakt. Proben: Jene Proben, die im Zuge der Pilotstudie gesammelt wurden..... 377

Abbildung 205: Cat998 Log ME/Extrakt in den untersuchten Kläranlagen sowie weiteren an der TU Wien vorhandenen Fäkalproben von Vögeln..... 377

Abbildung 206: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens. .... 378

Abbildung 207: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens. .... 378

Abbildung 208: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens. .... 379

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 209: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens. ....	379
Abbildung 210: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens. ....	380
Abbildung 211: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens. ....	380
Abbildung 212: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens. ....	381
Abbildung 213: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens. ....	381

## 6 ANHANG

### 6.1 ARBEITSPAKET 1

Daten siehe Kapitel 2.1

### 6.2 ARBEITSPAKET 2

Daten siehe Kapitel 2.2

### 6.3 ARBEITSPAKET 3

#### 6.3.1 EVALUIERUNG ETABLIERTER QPCR VERFAHREN AUF IHRE ANWENDBARKEIT IM UNTERSUCHUNGSGEBIET

##### 6.3.1.1 DETAILERGEBNISSE FÜR DIE BEREITS ETABLIERTEN QPCR VERFAHREN

Bereits etablierte qPCR Verfahren – AllBac, BacR, Pig2Bac, BacHum und Hf183II

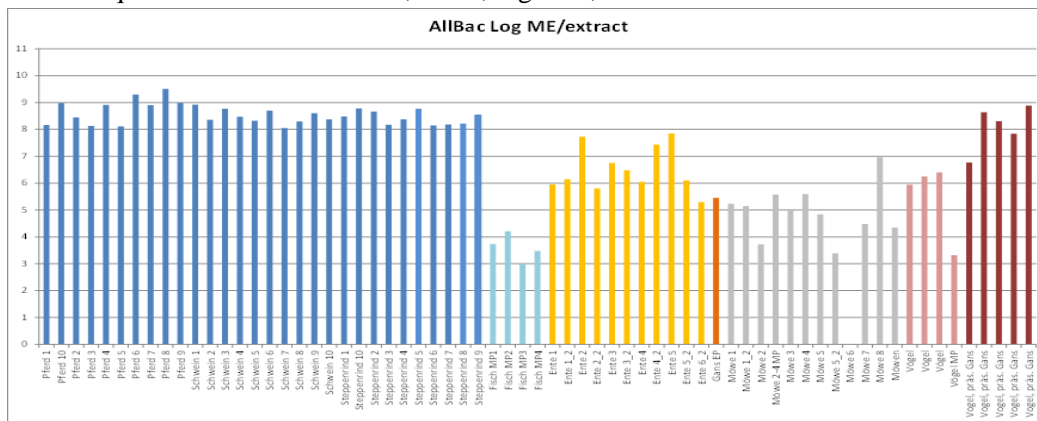


Abbildung 201: AllBac Log ME/Extrakt in den 67 untersuchten Fäkalproben.

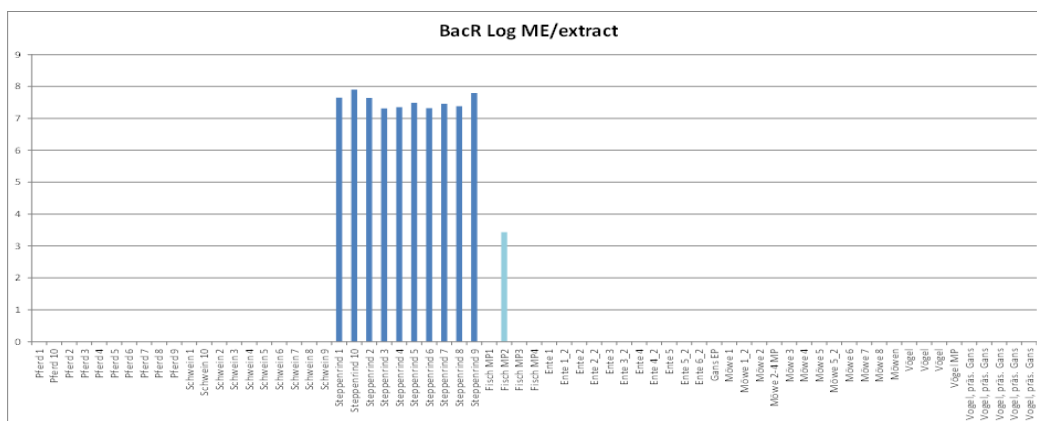


Abbildung 202: BacR Log ME/Extrakt in den 67 untersuchten Fäkalproben.

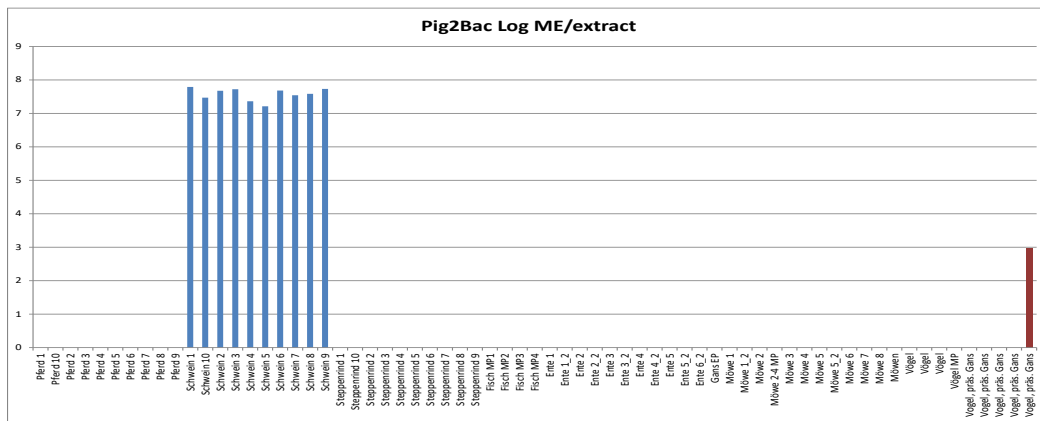


Abbildung 203: Pig2Bac Log ME/Extrakt in den 67 untersuchten Fäkalproben.

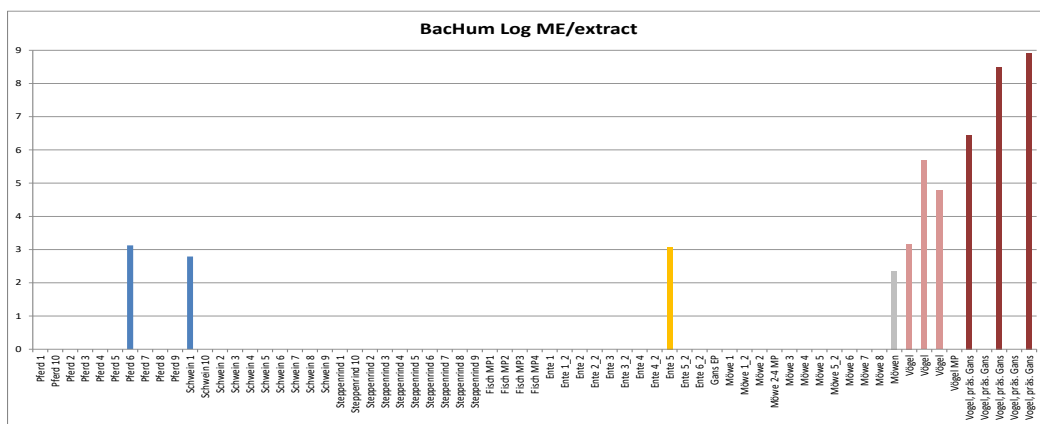


Abbildung 204: BacHum Log ME/Extrakt in den 67 untersuchten Fäkalproben.





### 6.3.2 ÜBERPRÜFUNG DER QPCR ERGEBNISSE FÜR DAS CAT998 VERFAHREN ANHAND VON GELELEKTROPHORESE

Es wurden 2%ige Gele vorbereitet und bei 60V für 1,5 h laufen gelassen. Bei den Gelen zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens war deutlich zu erkennen, dass die Spezifität des Verfahrens nicht über die Primer gegeben war, sondern über die Sonde, da viele untersuchten und bei der qPCR negativen Nichtzielorganismen (vor allem Säuger) Banden mit richtiger Länge zeigten.

#### Gel 1:

Reihenfolge:

In Klammer hinter den Proben das Ergebnis der qPCR: positiv = +, negativ = -, nah am LOD bzw. nur 1 Replikat positiv (+)

50 bp ladder, EP Gans -, MP Vögel -, Ente 1 (+), Ente 2 -, Ente 3 -, Ente 4 -, Ente 5 -, Möwe 1 +, 50 bp ladder, Möwe 2 +, Möwe 3 +, Möwe 4 +, Möwe 5 +, Pferd 1 -, Pferd 2 -, Pferd 3 (+), NTC -, Standard +, 50 bp ladder

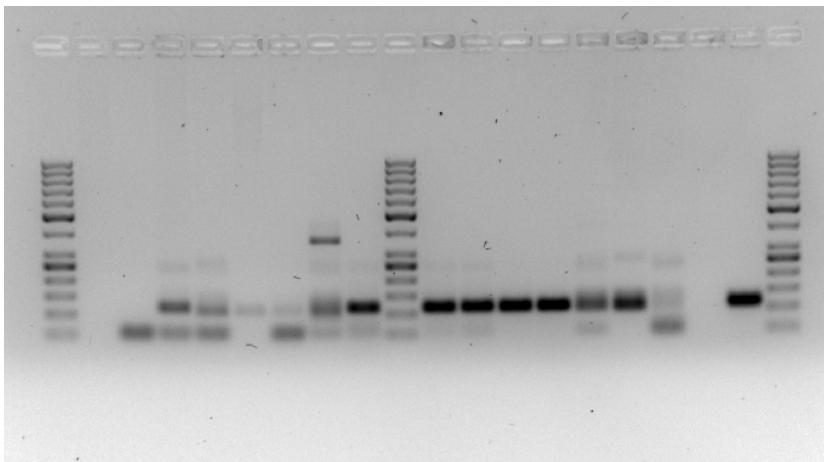


Abbildung 207: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens.

#### Gel 2:

50 bp ladder, Pferd 4 -, Pferd 5 -, Rind 1 -, Rind 2 -, Rind 3 -, Merck -, Standard +, Rind 4 -, Rind 5 -, 50 bp ladder, Schwein 1 -, Schwein 2 -, Schwein 3 -, Schwein 4 -, Schwein 5 -, Möwe 6 +, NTC -, Standard +, 50 bp ladder

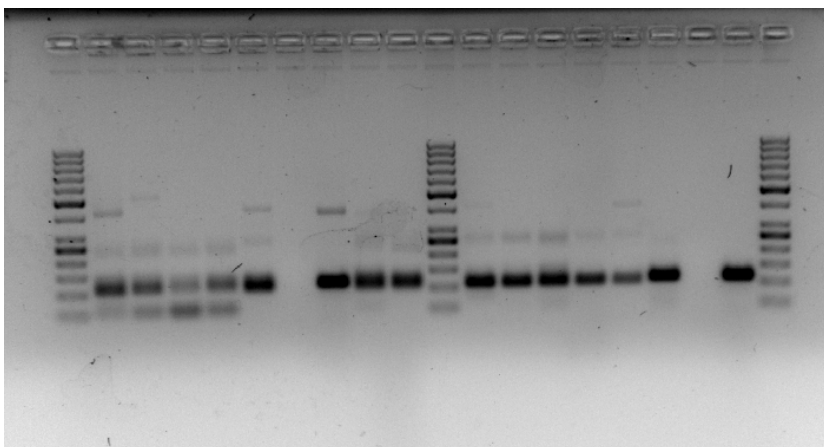


Abbildung 208: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens.

Gel 3:

50 bp ladder, Möwe 7 +, Möwe 8 +, Fisch MP1 -, Fisch MP2 -, Möwe 1 -, Möwe 5 (+), Möwe MP (+), Möwe MP(3) -, Vogel EP1 -, 50 bp ladder, Vogel EP2 -, Vogel EP3 -, Vogel EP4 -, Standard +, Ente 2 -, Ente 3 -, NTC -, Standard +, 50 bp ladder

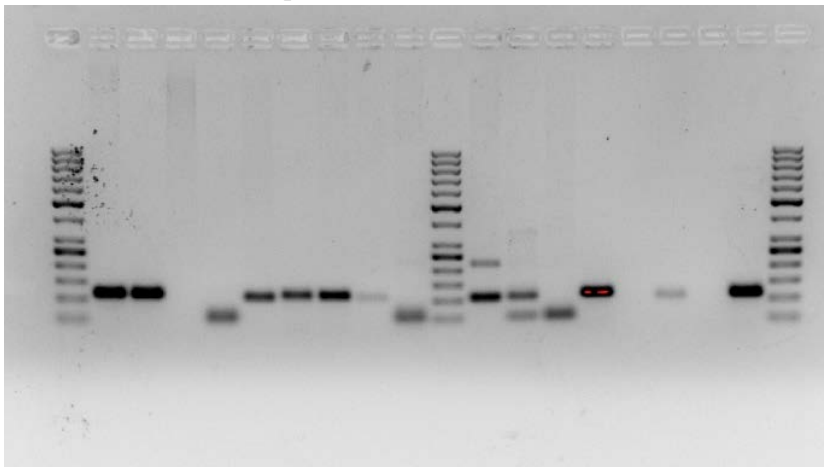


Abbildung 209: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens.

Gel 4:

50 bp ladder, Ente 4 -, Ente 5 -, Ente 6 -, Rotkehlchen -, Trauerschnäpper -, Haushuhn -, Truthahn -, Ziegenmelker -, 50 bp ladder, Alpenstrandläufer +, Eisvogel -, Flußregenpfeifer -, Tüpfelsumpfhuhn -, Anser sp. 213 -, Anser sp. 214 -, Anser sp. 215 (+), Anser sp. 216, Standard +, 50 bp ladder

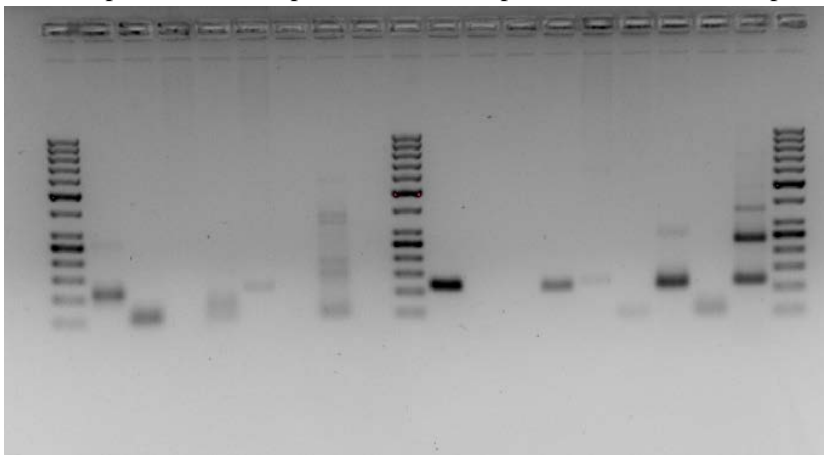


Abbildung 210: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens.

Gel 5:

50 bp ladder, *Anser* sp. 217, Fasan 270 -, Vogel EP5 -, Rind 6 -, Rind 7 -, Rind 8 -, Rind 9 -, Rind 10 -, Pferd 6 (+), 50 bp ladder, Pferd 7 +, Pferd 8 -, Pferd 9 -, Pferd 10 -, Schwein 6 -, Schwein 7 -, NTC -, Standard +, 50 bp ladder

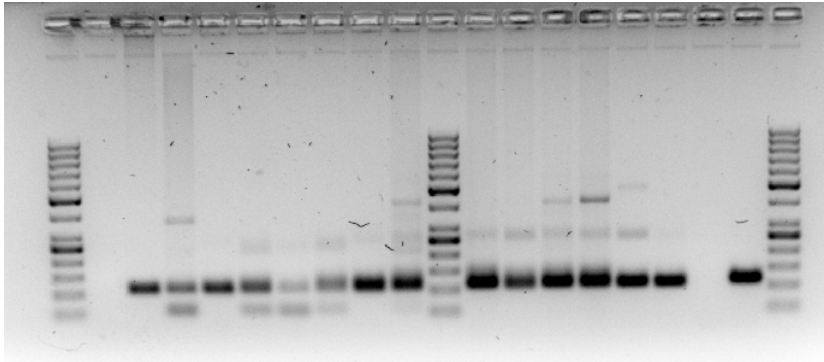


Abbildung 211: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens.

Gel 6:

50 bp ladder, Schwein 8 -, Schwein 9 -, Schwein 10 -, Vogel MP1 -, Vogel MP2 -, Vogel MP3 -, Ente 1 -, Standard +, 50 bp ladder

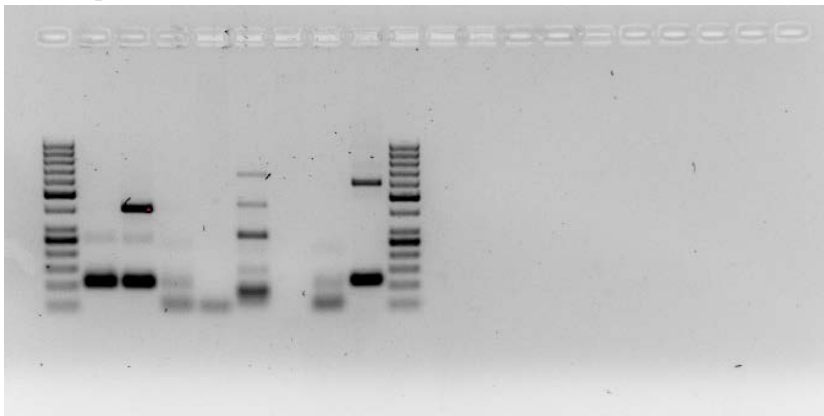


Abbildung 212: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens

Gel 7 (Kläranlagen):

50 bp ladder, KAP zu 3.10.12 1:100 -, KAB zu 3.10.12 1:100 -, KAP ab 3.10.12 1:10 -, KAP ab 3.11.12 1:100 -, KAP ab 8.8.12 1:10 (+), KAP ab 8.8.12 1:100 -, KAP zu 8.8.12 1:10 -, KAP zu 8.8.12 1:100 -, 50 bp ladder, KAB ab 8.8.12 1:100 -, KAP zu 3.10.12 1:10 -, KAB ab 13.6.12 1:10 (+), KAB zu 13.6.12 1:10 -, KAB ab 3.10.12 1:100 -, KAW zu 3.10.12 1:100 -, KAP zu 24.7.12 -, NTC -, Standard +, 50 bp ladder

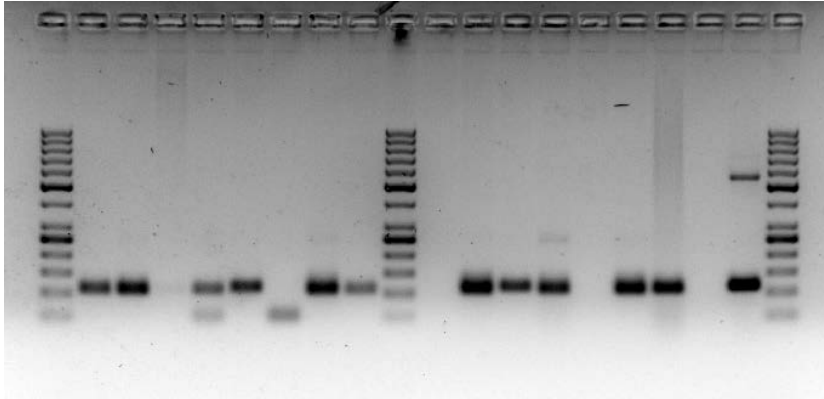


Abbildung 213: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens.

Gel 8 (Kläranlagen):

50 bp ladder, KAB ab 3.10.12 1:10 -, KAP ab 7.11.12 +, KAW ab 3.10.12 1:100 -, KAB zu 7.11.12 +, KAB 24.7.12 +, Standard +

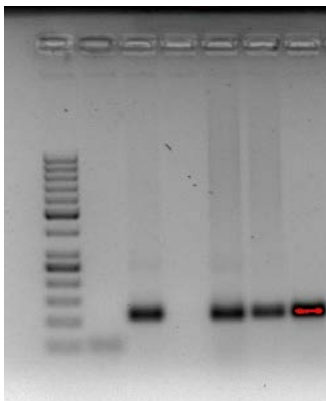


Abbildung 214: Agarose-Gelelektrophorese von untersuchten Umweltproben zur Evaluierung des Cat998 Verfahrens.

TABELLE 117: LISTE DER GETESTETEN UMWELTPROBEN UND ANGABE ÜBER ANZAHL DER PROBEN. BERECHNUNG DER SENSITIVITÄT UND SPEZIFITÄT DES VERFAHRENS SOWIE VERGLEICH MIT LITERATURDATEN

Cat998 Verfahren Evaluierung - Proben				
Projekt	Gruppe	Anzahl	Samples	Anzahl
Podersdorf	Säuger	30		
	Vögel	33		
			Möwen	12
			Enten	11
			Vogel MP	4
			Gans	1
			präs. Gans	5
	Fische	4		
Unified	Vögel	15	Gans	5
			Ziegenmelker	1
			Alpenstrandläufer	1
			Flussregenpfeifer	1
			Eisvogel	1
			Tuepfelsumpfhuhn	1
			Rotkehlchen	1
			Trauerschnaepper	1
			Haushuhn	1
			Truthahn	1
			Fasan	1
GeBaM	Kläranlagen	16	KAP	7
			KAB	7
			KAW	2
<b>Gesamt</b>	Säuger	30		
	Vögel	48		
	Fische	4		
	Kläranlagen	16		
			Positiv	Negativ
<b>Summe Zielorganismen</b>		<b>12</b>	9	3
<b>Summe Nicht-Zielorganismen</b>		<b>86</b>	5	79
Spezifität %		91,86		
Sensitivität %		75,00		
<i>Literatur</i>				
Spezifität %		91,8 (n=110)		
Sensitivität %		80,9 (n=47)		



## 6.4 ARBEITSPAKET 4

## 6.4.1 ERGEBNIS DER CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG (IONENKONZENTRATIONEN) DES ABWASSERPFADES PODERSDORF

TABELLE 118: ZUSAMMENSTELLUNG DER IONENKONZENTRATIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNIS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN PROBEN ENTLANG DES ABWASSERPFADES PODERSDORF (JULAGRABEN-NORDGRABEN) (ANZAHL UNTERSUCHUNGSSERIEN: 27)

Bez.	Parameter	Fluorid (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Sulfat (mg/l)	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	Gesamthärte (°dH)
Julagraben, Grundwasserpumpe	Mittelwert	0,8	45,4	7,9	357,5	37,7	4,7	66,9	140,9	35,1
	STABW	0,4	1,8	3,6	17,2	1,0	0,5	2,1	4,8	1,1
	Median	1,0	45,0	10,0	355,5	38,0	5,0	67,0	141,0	35,1
	Min	0,1	41,0	1,8	319,0	34,0	3,8	59,0	125,0	31,2
	Max	1,0	48,0	10,0	386,0	39,0	5,0	69,0	148,0	36,6
	Max/Min	10	1	6	1	1	1	1	1	1
Julagraben, Höhe Rückhaltebecken	Mittelwert	0,8	45,5	7,6	358,5	37,8	4,7	67,0	141,3	35,2
	STABW	0,4	1,7	3,8	17,2	1,1	0,5	2,0	4,5	1,1
	Median	1,0	45,0	10,0	358,0	38,0	5,0	67,0	141,0	35,2
	Min	0,1	41,0	1,0	318,0	34,0	3,8	60,0	127,0	31,6
	Max	1,0	49,0	10,0	386,0	39,0	5,0	69,0	148,0	36,6
	Max/Min	10	1	10	1	1	1	1	1	1
Julagraben, vor ARA	Mittelwert	0,7	44,7	6,9	348,6	37,6	4,7	66,0	139,3	34,7
	STABW	0,4	2,6	4,1	29,9	1,6	0,5	3,5	7,2	1,8
	Median	1,0	45,0	10,0	358,0	38,0	5,0	67,0	141,0	35,1
	Min	0,1	39,0	1,0	275,0	34,0	3,9	57,0	122,0	30,4
	Max	1,1	48,0	10,0	380,0	39,0	5,6	70,0	148,0	36,6
	Max/Min	11	1	10	1	1	1	1	1	1
ARA Ablauf, nach UV	Mittelwert	0,3	80,4	5,9	196,1	63,0	20,6	47,1	96,5	24,3
	STABW	0,4	16,1	6,5	45,1	9,1	6,2	10,5	15,6	4,6
	Median	0,1	78,0	3,4	193,0	62,0	19,0	46,0	97,0	24,2
	Min	0,1	52,0	1,0	116,0	46,0	11,0	30,0	65,0	16,1
	Max	1,0	119,0	28,0	285,0	83,0	38,0	66,0	124,0	32,4
	Max/Min	10	2	28	2	2	3	2	2	2
Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Mittelwert	0,1	70,1	5,1	250,3	56,2	15,3	56,2	111,5	28,5
	STABW	0,0	13,1	4,5	37,9	7,2	4,4	9,7	12,1	3,9
	Median	0,1	70,5	3,5	257,5	57,0	14,0	57,5	112,5	29,3
	Min	0,1	50,0	1,3	194,0	42,0	5,9	41,0	88,0	21,8
	Max	0,2	102,0	19,0	315,0	70,0	26,0	71,0	130,0	34,1
	Max/Min	2	2	15	2	2	4	2	1	2
Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Mittelwert	0,8	68,7	9,0	252,9	57,9	15,2	56,6	110,7	28,5
	STABW	0,5	9,2	3,6	33,7	6,6	4,1	9,8	10,3	3,6
	Median	1,0	66,5	10,0	255,0	58,5	14,0	53,0	110,0	27,5
	Min	0,1	53,0	2,3	194,0	44,0	11,0	42,0	91,0	22,4
	Max	1,9	96,0	20,0	305,0	72,0	29,0	75,0	125,0	34,6
	Max/Min	19	2	9	2	2	3	2	1	2
Schönungsteich 1 in 2	Mittelwert	0,8	68,1	8,7	248,6	57,7	14,7	56,0	106,2	27,7
	STABW	0,4	9,3	2,6	44,8	7,3	3,4	11,0	15,4	4,6
	Median	1,0	67,5	10,0	249,5	57,0	14,0	57,5	110,0	28,5
	Min	0,1	52,0	2,8	160,0	44,0	9,5	35,0	79,0	19,1
	Max	1,0	93,0	11,0	342,0	77,0	24,0	74,0	134,0	34,2
	Max/Min	10	2	4	2	2	3	2	2	2
Schönungsteich 2, Ablauf in See	Mittelwert	0,8	68,1	8,5	243,5	58,1	15,1	55,4	96,9	26,3
	STABW	0,5	10,5	3,0	43,8	8,9	3,7	11,7	19,7	5,3
	Median	1,0	67,0	10,0	253,0	57,5	14,0	58,0	102,0	27,3
	Min	0,1	46,0	2,2	136,0	37,0	11,0	30,0	55,0	15,4
	Max	2,2	94,0	10,0	302,0	80,0	24,0	71,0	123,0	33,3
	Max/Min	16	2	5	2	2	2	2	2	2

6.4.2 ERGEBNIS DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG DES ABWASSERPFADES PODERSDORF

TABELLE 119: ZUSAMMENSTELLUNG DER PH-WERTE, LEITFÄHIGKEITEN, KONZENTRATIONEN AN TOC, UV-TRANSMISSIONEN UND TRÜBUNGEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNISS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN PROBEN ENTLANG DES ABWASSERPFADES PODERSDORF (JULAGRABEN-NORDGRABEN) (ANZAHL UNTERSUCHUNGSSERIEN: 27)

Bez.	Parameter	pH-Wert	Leitfähigkeit (µS/cm)	TOC (mg/L)	UVT - 1cm 254 nm (%)	Trübung (NTU)
Julagraben, Grundwasserpumpe	Mittelwert	7,4	1.126	2,0	86,7	3,8
	STABW	0,1	15	0,2	1,1	1,7
	Median	7,4	1.118	2,0	87,0	3,3
	Min	7,3	1.110	1,8	84,0	2,8
	Max	7,7	1.164	2,7	89,0	11,0
	Max/Min	1	1	2	1	4
Julagraben, Höhe Rückhaltebecken	Mittelwert	7,5	1.083	2,0	85,1	8,2
	STABW	0,2	208	0,4	11,7	25,0
	Median	7,5	1.119	2,0	87,0	2,9
	Min	7,3	63	1,8	28,0	1,2
	Max	8,6	1.152	3,6	90,0	130,0
	Max/Min	1	18	2	3	108
Julagraben, vor ARA	Mittelwert	7,9	1.105	2,4	87,6	4,0
	STABW	0,1	34	0,4	1,9	4,6
	Median	7,9	1.112	2,3	88,0	2,5
	Min	7,7	983	1,8	81,0	0,7
	Max	8,1	1.148	3,4	90,0	23,0
	Max/Min	1	1	2	1	33
ARA Ablauf, nach UV	Mittelwert	7,7	981	5,2	74,9	3,2
	STABW	0,2	173	1,6	3,6	1,9
	Median	7,7	1.013	4,8	76,0	2,5
	Min	7,3	476	2,7	64,0	1,2
	Max	8,7	1.180	10,6	80,0	9,0
	Max/Min	1	2	4	1	8
Nordgraben, nach ARA, bei Brücke	Mittelwert	7,8	1.037	4,2	77,0	4,0
	STABW	0,1	140	0,6	4,6	3,1
	Median	7,8	1.050	4,2	78,0	3,1
	Min	7,6	622	2,6	61,0	0,9
	Max	8,0	1.184	5,6	85,0	17,0
	Max/Min	1	2	2	1	19
Nordgraben, nach Rückhaltebecken	Mittelwert	7,8	1.042	4,3	76,0	10,6
	STABW	0,1	150	0,6	6,5	20,1
	Median	7,8	1.060	4,1	78,0	4,0
	Min	7,5	580	3,5	47,0	1,7
	Max	8,0	1.233	5,9	82,0	100,0
	Max/Min	1	2	2	2	59
Schönungsteich 1 in 2	Mittelwert	7,9	1.020	4,9	71,3	13,8
	STABW	0,2	174	1,1	8,7	13,1
	Median	7,8	1.060	4,6	74,0	8,2
	Min	7,6	554	2,9	40,0	2,2
	Max	8,2	1.241	7,2	85,0	60,0
	Max/Min	1	2	2	2	27
Schönungsteich 2, Ablauf in See	Mittelwert	7,9	983	5,4	70,9	10,7
	STABW	0,2	201	1,3	9,8	12,6
	Median	7,9	1.021	5,0	74,0	5,7
	Min	7,6	487	3,9	30,0	2,1
	Max	8,9	1.229	8,1	81,0	65,0
	Max/Min	1	3	2	3	31

6.4.3 ERGEBNIS DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG (IONENKONZENTRATIONEN) DES SÜDGRABENS

TABELLE 120: ZUSAMMENSTELLUNG DER IONENKONZENTRATIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNISS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN PROBEN ENTLANG DES SÜDGRABENS IN PODERSDORF (ANZAHL UNTERSUCHUNGSSERIEN: 27)

Bez.	Parameter	Fluorid (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Sulfat (mg/l)	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	Gesamthärte (°dH)
Südgraben, Brücke, Georgshof	Mittelwert	0,9	66,0	7,7	322,6	169,3	6,5	64,4	109,0	30,1
	STABW	0,2	3,9	3,7	27,4	12,1	1,4	5,5	4,5	1,7
	Median	1,0	65,5	10,0	319,0	170,5	6,2	66,5	109,0	30,3
	Min	0,3	61,0	1,0	293,0	145,0	5,0	54,0	99,0	26,3
	Max	1,0	75,0	10,0	428,0	186,0	9,6	72,0	117,0	32,5
	Max/Min	3	1	10	1	1	2	1	1	1
Südgraben, Brücke, neben Yachtclub	Mittelwert	0,9	66,3	7,7	321,5	169,6	6,9	64,8	108,6	30,1
	STABW	0,2	3,9	3,7	27,7	12,2	1,6	5,8	4,5	1,7
	Median	1,0	66,0	10,0	316,5	170,0	6,3	66,5	109,0	30,4
	Min	0,3	61,0	1,0	292,0	149,0	5,1	55,0	101,0	26,9
	Max	1,0	75,0	10,0	433,0	189,0	10,0	72,0	118,0	32,6
	Max/Min	3	1	10	1	1	2	1	1	1

6.4.4 ERGEBNIS DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG DES SÜDGRABENS PODERSDORF

TABELLE 121: ZUSAMMENSTELLUNG DER PH-WERTE, LEITFÄHIGKEITEN, KONZENTRATIONEN AN TOC, UV-TRANSMISSIONEN UND TRÜBUNGEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNISS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN PROBEN ENTLANG DES SÜDGRABENS IN PODERSDORF (ANZAHL UNTERSUCHUNGSSERIEN: 27)

Bez.	Parameter	pH-Wert	Leitfähigkeit (µS/cm)	TOC (mg/L)	UVT - 1cm 254 nm (%)	Trübung (NTU)
Südgraben, Brücke, Georgshof	Mittelwert	8,0	1.407	6,7	62,8	22,4
	STABW	0,1	203	3,5	20,1	85,7
	Median	8,0	1.443	5,5	70,0	2,2
	Min	7,8	485	3,9	0,7	0,6
	Max	8,2	1.571	17,5	81,0	440,0
	Max/Min	1	3	4	116	733
Südgraben, Brücke, neben Yachtclub	Mittelwert	8,0	1.447	6,6	64,5	6,1
	STABW	0,1	79	3,3	16,2	11,0
	Median	8,0	1.444	5,6	70,0	3,5
	Min	7,8	1.343	4,1	22,0	0,9
	Max	8,3	1.573	18,0	80,0	57,0
	Max/Min	1	1	4	4	63

## 6.4.5 ERGEBNIS DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG DER SEEPROBEN

TABELLE 122: ZUSAMMENSTELLUNG DER PH-WERTE, LEITFÄHIGKEITEN, KONZENTRATIONEN AN TOC, UV-TRANSMISSIONEN UND TRÜBUNGEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNISS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN SEEPROBEN

Seeprobe 29		pH-Wert	Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	TOC (mg/l)	UVT % (253,7 nm; 1 cm)	Trübung (NTU)
	<b>Mittelwert</b>	8,3	1.326	9,5	49	52
STABW	0,4	261	2,2	13	58	
<b>Median</b>	8,4	1.381	10,0	51	31	
<b>Min</b>	7,7	400	4,5	8	2	
<b>Max</b>	8,8	1.755	12,6	75	310	
<b>Max/Min</b>	1	4	3	9	182	
<b>Anzahl Werte</b>	38	39	39	38	38	
Seeprobe 26		pH-Wert	Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	TOC (mg/l)	UVT % (253,7 nm; 1 cm)	Trübung (NTU)
	<b>Mittelwert</b>	8,8	1.603	12,1	37	119
STABW	0,1	121	0,8	13	130	
<b>Median</b>	8,8	1.609	12,3	42	75	
<b>Min</b>	8,6	1.395	10,7	6	18	
<b>Max</b>	8,9	1.845	14,1	53	571	
<b>Max/Min</b>	1	1	1	9	32	
<b>Anzahl Werte</b>	38	39	39	38	38	
Seeprobe 32		pH-Wert	Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	TOC (mg/l)	UVT % (253,7 nm; 1 cm)	Trübung (NTU)
	<b>Mittelwert</b>	8,8	1.598	12,1	37	128
STABW	0,1	126	0,8	14	139	
<b>Median</b>	8,7	1.605	12,3	41	92	
<b>Min</b>	8,5	1.400	10,7	4	17	
<b>Max</b>	8,9	1.845	13,7	54	613	
<b>Max/Min</b>	1	1	1	14	36	
<b>Anzahl Werte</b>	33	33	34	33	33	
Seeprobe 25		pH-Wert	Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	TOC (mg/l)	UVT % (253,7 nm; 1 cm)	Trübung (NTU)
	<b>Mittelwert</b>	8,7	1.549	11,8	39	93
STABW	0,1	137	1,2	11	78	
<b>Median</b>	8,7	1.553	11,9	43	81	
<b>Min</b>	8,3	1.256	7,7	8	11	
<b>Max</b>	8,9	1.810	14,6	55	363	
<b>Max/Min</b>	1	1	2	7	33	
<b>Anzahl Werte</b>	38	38	39	38	38	
Seeprobe 13		pH-Wert	Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	TOC (mg/l)	UVT % (253,7 nm; 1 cm)	Trübung (NTU)
	<b>Mittelwert</b>	8,6	1.684	12,8	33	157
STABW	0,2	250	1,9	13	226	
<b>Median</b>	8,7	1.718	13,2	38	80	
<b>Min</b>	8,2	1.059	8,4	3	31	
<b>Max</b>	8,8	1.950	14,4	48	710	
<b>Max/Min</b>	1	2	2	15	23	
<b>Anzahl Werte</b>	8	9	9	8	8	

TABELLE 123: ZUSAMMENSTELLUNG DER IONENKONZENTRATIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNIS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN SEEPROBEN

Seeprobe 29		Fluorid (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Sulfat (mg/l)	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	Gesamthärte (°dH)
	<b>Mittelwert</b>	0,9	127	8,8	257	153	20	78	55	25,6
STABW	0,3	34	3,1	40	49	4	15	20	3,3	
<b>Median</b>	1,0	135	10,0	263	161	21	79	51	26,4	
<b>Min</b>	0,2	34	1,0	92	33	8	23	24	10,9	
<b>Max</b>	1,0	180	10,0	309	237	27	99	99	30,0	
<b>Max/Min</b>	5	5	10	3	7	3	4	4	3	
<b>Anzahl Werte</b>	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36
Seeprobe 26		Fluorid (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Sulfat (mg/l)	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	Gesamthärte (°dH)
	<b>Mittelwert</b>	0,9	167	8,8	286	216	23	94	31	26,1
STABW	0,3	22	3,0	35	29	3	10	9	2,3	
<b>Median</b>	1,0	171	10,0	286	221	24	95	30	26,3	
<b>Min</b>	0,2	92	1,0	153	125	13	53	18	14,8	
<b>Max</b>	1,0	202	10,0	345	271	30	112	51	29,3	
<b>Max/Min</b>	5	2	10	2	2	2	2	3	2	
<b>Anzahl Werte</b>	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36
Seeprobe 32		Fluorid (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Sulfat (mg/l)	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	Gesamthärte (°dH)
	<b>Mittelwert</b>	0,9	166	8,6	287	215	24	94	31	26,0
STABW	0,3	24	3,3	38	32	3	11	9	2,4	
<b>Median</b>	1,0	168	10,0	289	219	24	96	29	26,4	
<b>Min</b>	0,2	90	1,0	148	121	13	52	19	14,6	
<b>Max</b>	1,0	199	10,0	342	266	29	111	51	29,1	
<b>Max/Min</b>	5	2	10	2	2	2	2	3	2	
<b>Anzahl Werte</b>	31	31	31	31	31	31	31	31	31	31
Seeprobe 25		Fluorid (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Sulfat (mg/l)	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	Gesamthärte (°dH)
	<b>Mittelwert</b>	0,9	158	8,8	276	205	23	91	34	25,8
STABW	0,3	27	3,0	42	36	4	13	9	3,0	
<b>Median</b>	1,0	159	10,0	279	208	23	93	32	26,5	
<b>Min</b>	0,2	55	1,0	107	71	9	36	21	11,9	
<b>Max</b>	1,0	197	10,0	341	265	29	111	56	29,3	
<b>Max/Min</b>	5	4	10	3	4	3	3	3	2	
<b>Anzahl Werte</b>	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36
Seeprobe 13		Fluorid (mg/l)	Chlorid (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Sulfat (mg/l)	Natrium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	Gesamthärte (°dH)
	<b>Mittelwert</b>	1,0	166	10,0	276	214	24	92	31	25,5
STABW	0,0	38	0,0	69	56	5	21	15	4,7	
<b>Median</b>	1,0	184	10,0	303	241	26	103	25	26,7	
<b>Min</b>	1,0	97	10,0	154	105	14	54	13	14,4	
<b>Max</b>	1,1	193	10,0	330	257	27	107	66	29,5	
<b>Max/Min</b>	1	2	1	2	2	2	2	5	2	
<b>Anzahl Werte</b>	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

6.4.6 NIEDERSCHLÄGE ZUM ZEITPUNKT DER PROBENAHMEN (MESSSTELLE PODERSDORF)

TABELLE 124: ZUSAMMENSTELLUNG DER NIEDERSCHLAGSDATEN AN DER MESSSTELLE PODERSDORF IM UNTERSUCHUNGSZEITRAUM. DATUM DER PROBENAHMEN (ROTE SCHRIFT), NIEDERSCHLÄGE DREI TAGE VOR DER PROBENAHME (GRÜN) UND SUMME DER NIEDERSCHLÄGE SEIT DER JEWEILS VORHERIGEN PROBENAHME (ORANGE)

Datum (2014-2015)	NS Summe 24 h 0,1 mm	NS Summe 24 h 1 mm	NS Summe zwischen PN [mm]	Datum (2015)	NS Summe 24 h 0,1 mm	NS Summe 24 h 1 mm	NS Summe zwischen PN [mm]	Datum (2016)	NS Summe 24 h 0,1 mm	NS Summe 24 h 1 mm	NS Summe zwischen PN [mm]
20140728	123	12		20150529	0	0		20160219	57	6	
20140729	6	1		20150530	0	0		20160220	12	1	
20140730	0	0		20150531	5	1		20160221	122	12	
<b>20140731</b>	1582	<b>158</b>	<b>171</b>	<b>20150601</b>	0	0	<b>61</b>	<b>20160222</b>	2	0	<b>77</b>
20140803	0	0		20150612	0	0		20160306	0	0	
20140804	0	0		20150613	0	0		20160307	37	4	
20140805	0	0		20150614	62	6		20160308	9	1	
<b>20140806</b>	0	0	<b>0</b>	<b>20150615</b>	2	0	<b>6</b>	<b>20160309</b>	0	0	<b>13</b>
20140825	0	0		20150626	0	0		20160318	0	0	
20140826	5	1		20150627	0	0		20160319	0	0	
20140827	4	0		20150628	32	3		20160320	0	0	
<b>20140828</b>	0	0	<b>92</b>	<b>20150629</b>	0	0	<b>12</b>	<b>20160321</b>	0	0	<b>4</b>
20140929	0	0		20150710	0	0		20160401	0	0	
20140930	0	0		20150711	0	0		20160402	0	0	
20141001	4	0		20150712	0	0		20160403	0	0	
<b>20141002</b>	33	3	<b>172</b>	<b>20150713</b>	0	0	<b>18</b>	<b>20160404</b>	0	0	<b>5</b>
20141017	32	3		20150724	0	0		20160415	0	0	
20141018	125	13		20150725	0	0		20160416	0	0	
20141019	0	0		20150726	0	0		20160417	0	0	
<b>20141020</b>	0	0	<b>16</b>	<b>20150727</b>	0	0	<b>1</b>	<b>20160418</b>	1	0	<b>9</b>
20141109	4	0		20150807	0	0		20160429	0	0	
20141110	0	0		20150808	0	0		20160430	0	0	
20141111	0	0		20150809	0	0		20160501	0	0	
<b>20141112</b>	0	0	<b>42</b>	<b>20150810</b>	0	0	<b>24</b>	<b>20160502</b>	38	4	<b>17</b>
20141207	101	10		20150821	0	0		20160520	1	0	
20141208	68	7		20150822	0	0		20160521	0	0	
20141209	0	0		20150823	0	0		20160522	0	0	
20141210	0	0		<b>20150824</b>	0	0	<b>45</b>	<b>20160523</b>	0	0	<b>41</b>
<b>20141211</b>	0	0	<b>46</b>	20150904	1	0		20160603	101	10	
				20150905	34	3		20160604	0	0	
20150201	0	0		20150906	0	0		20160605	0	0	
20150202	0	0		<b>20150907</b>	0	0	<b>9</b>	<b>20160606</b>	10	1	<b>38</b>
20150203	0	0		20150918	0	0		20160715	0	0	
<b>20150204</b>	0	0	<b>41</b>	20150919	0	0		20160716	0	0	
20150306	0	0		20150920	3	0		20160717	40	4	
20150307	0	0		<b>20150921</b>	0	0	<b>17</b>	<b>20160718</b>	0	0	<b>131</b>
20150308	0	0		20151002	0	0		20160805	0	0	
<b>20150309</b>	0	0	<b>21</b>	20151003	0	0		20160806	78	8	
20150405	0	0		20151004	0	0		20160807	0	0	
20150406	0	0		<b>20151005</b>	1	0	<b>26</b>	<b>20160808</b>	0	0	<b>43</b>
20150407	0	0		20151016	104	10		20160902	0	0	
<b>20150408</b>	3	0	<b>13</b>	20151017	59	6		20160903	0	0	
20150417	0	0		20151018	0	0		20160904	0	0	
20150418	79	8		<b>20151019</b>	0	0	<b>56</b>	<b>20160905</b>	71	7	<b>43</b>
20150419	3	0		20151113	0	0		20160930	0	0	
<b>20150420</b>	0	0	<b>8</b>	20151114	0	0		20161001	0	0	
20150501	0	0		20151115	20	2		20161002	0	0	
20150502	43	4		<b>20151116</b>	60	6	<b>38</b>	<b>20161003</b>	6	1	<b>18</b>
20150503	15	2		20151211	0	0		20161111	1	0	
<b>20150504</b>	0	0	<b>19</b>	20151212	0	0		20161112	129	13	
20150515	58	6		20151213	0	0		20161113	12	1	
20150516	6	1		<b>20151214</b>	0	0	<b>6</b>	<b>20161114</b>	0	0	<b>94</b>
20150517	0	0						20161211	0	0	
<b>20150518</b>	0	0	<b>25</b>					20161212	0	0	
								<b>20161213</b>	4	0	<b>10</b>



## **6.5 ARBEITSPAKET 5**

Daten siehe Kapitel 2.5

6.6 ARBEITSPAKET 6

6.6.1 ERGEBNISSE DER PHYSIKALISCHEN UND CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG

6.6.1.1 Golser Kanal

TABELLE 125: ZUSAMMENSTELLUNG DER IONENKONZENTRATIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNIS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN PROBEN ENTLANG DES GOLSER KANALS (ANZAHL UNTERSUCHUNGSSERIEN: 13)

Bez.	Parameter	Fluorid (mg/L)	Chlorid (mg/L)	Nitrat (mg/L)	Sulfat (mg/L)	Natrium (mg/L)	Kalium (mg/L)	Magnesium (mg/L)	Calcium (mg/L)	Gesamthärte (°dH)
ARA Gols-Mönchhof, Ablauf	Mittelwert	0,1	71,5	15,5	86,1	65,0	23,6	42,9	71,9	19,9
	STABW	0,0	23,2	11,6	21,5	18,8	6,6	10,7	14,6	4,5
	Median	0,1	77,5	12,5	92,0	68,5	25,0	46,0	77,5	21,4
	Min	0,1	65,0	2,5	56,0	55,0	19,0	28,0	54,0	13,9
	Max	0,2	103,0	39,0	112,0	94,0	34,0	54,0	86,0	24,4
	Verhältnis Min/Max	0,5	0,6	0,1	0,5	0,6	0,6	0,5	0,6	0,6
Golser Kanal, vor ARA	Mittelwert	0,2	34,5	50,4	106,8	32,7	8,3	71,0	99,7	30,3
	STABW	0,1	4,8	23,7	23,8	4,7	2,2	10,3	8,7	3,6
	Median	0,2	35,0	57,5	107,0	32,0	7,5	72,0	103,0	31,1
	Min	0,1	26,0	5,5	67,0	27,0	6,4	51,0	81,0	23,4
	Max	0,3	42,0	83,0	157,0	43,0	13,0	83,0	107,0	34,1
	Verhältnis Min/Max	0,3	0,6	0,1	0,4	0,6	0,5	0,6	0,8	0,7
Golser Kanal, nach ARA	Mittelwert	0,1	63,2	24,5	94,1	58,9	21,3	47,7	75,0	21,4
	STABW	0,0	20,8	13,9	17,2	16,7	5,0	9,2	11,6	3,7
	Median	0,1	71,0	27,0	100,0	67,0	25,0	52,0	76,0	23,4
	Min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max	0,2	84,0	41,0	112,0	74,0	26,0	56,0	85,0	24,5
	Verhältnis Min/Max	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Golser Kanal, Zulauf Graben	Mittelwert	0,2	45,1	27,6	162,4	66,9	18,4	62,8	90,3	27,0
	STABW	0,1	17,2	7,6	35,7	2,9	2,8	7,7	6,3	2,6
	Median	0,2	37,5	30,5	180,0	68,0	18,0	66,0	93,5	28,3
	Min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max	0,3	80,0	33,0	188,0	70,0	24,0	69,0	95,0	29,1
	Verhältnis Min/Max	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Golser Kanal, nach Bahnbrücke	Mittelwert	0,1	66,5	23,2	92,1	60,2	21,5	47,2	77,0	21,6
	STABW	0,0	16,2	13,2	16,9	12,8	4,3	8,5	11,1	3,4
	Median	0,1	73,0	24,0	87,0	64,0	23,0	45,0	79,0	22,5
	Min	0,1	52,0	4,5	76,0	45,0	14,0	39,0	66,0	18,3
	Max	0,2	83,0	48,0	115,0	72,0	29,0	57,0	89,0	25,2
	Verhältnis Min/Max	0,5	0,6	0,1	0,7	0,6	0,5	0,7	0,7	0,7
Golser Kanal, vor Venturikanal	Mittelwert	0,1	36,1	8,0	176,0	35,2	8,6	51,8	94,6	25,2
	STABW	0,1	7,5	3,9	33,9	6,5	1,8	8,9	14,4	4,0
	Median	0,1	34,0	8,7	188,0	33,0	7,9	56,0	100,0	27,1
	Min	0,1	33,0	1,1	159,0	31,0	7,5	47,0	88,0	23,2
	Max	0,2	47,0	13,0	210,0	46,0	12,0	58,0	108,0	28,3
	Verhältnis Min/Max	0,5	0,7	0,1	0,8	0,7	0,6	0,8	0,8	0,8
Golser Kanal, Radweg	Mittelwert	0,2	36,8	7,7	176,9	35,6	8,7	52,2	94,8	25,3
	STABW	0,1	7,3	3,9	35,3	6,3	1,7	9,0	14,9	4,2
	Median	0,2	35,0	8,3	189,0	35,0	8,1	56,0	100,0	27,0
	Min	0,1	33,0	0,3	152,0	31,0	7,5	46,0	85,0	22,6
	Max	0,2	49,0	13,0	210,0	46,0	12,0	58,0	108,0	28,4
	Verhältnis Min/Max	0,5	0,7	0,0	0,7	0,7	0,6	0,8	0,8	0,8
Golser Kanal, Schöningsteich, links	Mittelwert	0,2	34,5	6,4	171,1	34,8	8,4	52,1	90,8	24,6
	STABW	0,1	3,6	3,5	38,8	3,3	1,7	9,9	15,6	4,5
	Median	0,2	35,0	6,5	190,0	34,0	7,7	56,5	98,0	26,6
	Min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max	0,2	39,0	12,0	194,0	40,0	12,0	58,0	101,0	27,5
	Verhältnis Min/Max	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Golserkanal, Schöningsteich, rechts, Ablauf in den See	Mittelwert	0,1	36,0	7,1	172,4	35,9	8,7	51,5	87,9	24,1
	STABW	0,0	4,5	4,5	33,4	3,6	1,6	8,2	14,3	3,8
	Median	0,1	35,5	6,0	189,5	35,0	8,9	55,5	96,0	26,4
	Min	0,1	36,0	5,6	121,0	33,0	8,7	39,0	71,0	18,8
	Max	0,2	46,0	16,0	202,0	43,0	13,0	58,0	102,0	27,6
	Verhältnis Min/Max	0,5	0,8	0,4	0,6	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7

TABELLE 126: ZUSAMMENSTELLUNG DER PH-WERTE, LEITFÄHIGKEITEN, KONZENTRATIONEN AN TOC, UV-TRANSMISSIONEN UND TRÜBUNGEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNIS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN PROBEN ENTLANG DES GOLSER KANALS (ANZAHL UNTERSUCHUNGSSERIEN: 13)

Bez.	Parameter	pH-Wert	Leitfähigkeit (µS/cm)	TOC (mg/L)	UVT - 1cm 254 nm (%)	Trübung (NTU)
ARA Gols-Mönchhof, Ablauf	Mittelwert	7,9	884,0	3,5	82,0	0,8
	STABW	0,2	197,2	0,6	2,9	0,4
	Median	7,9	954,0	3,6	82,0	0,7
	Min	7,6	690,0	3,2	75,0	0,5
	Max	8,2	1.069,0	4,8	88,0	1,7
	Verhältnis Min/Max	0,9	0,6	0,7	0,9	0,3
Golser Kanal, vor ARA	Mittelwert	7,7	989,9	3,5	80,8	25,4
	STABW	0,2	94,3	1,2	7,0	48,0
	Median	7,7	1.001,0	3,2	83,0	2,6
	Min	7,5	834,0	2,1	63,0	2,5
	Max	8,0	1.136,0	7,2	87,0	140,0
	Verhältnis Min/Max	0,9	0,7	0,3	0,7	0,0
Golser Kanal, nach ARA	Mittelwert	7,7	904,1	3,4	81,6	1,4
	STABW	0,1	163,3	0,4	1,7	0,5
	Median	7,7	945,0	3,6	82,0	1,4
	Min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max	7,9	1.048,0	3,8	84,0	2,4
	Verhältnis Min/Max	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Golser Kanal, Zulauf Graben	Mittelwert	7,6	1.050	2,7	87,1	3,3
	STABW	0,2	62	0,6	3,9	5,6
	Median	7,6	1.076	2,5	89,0	1,3
	Min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max	7,8	1.094,0	3,7	90,0	17,0
	Verhältnis Min/Max	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Golser Kanal, nach Bahnbrücke	Mittelwert	7,8	915,2	3,5	80,5	6,0
	STABW	0,1	143,0	0,6	5,3	9,0
	Median	7,8	962,0	3,4	82,0	1,6
	Min	7,5	763,0	2,8	64,0	1,4
	Max	8,0	1.053,0	5,2	84,0	31,0
	Verhältnis Min/Max	0,9	0,7	0,5	0,8	0,0
Golser Kanal, vor Venturikanal	Mittelwert	7,8	862,9	2,6	80,8	20,0
	STABW	0,1	119,8	0,5	6,5	29,5
	Median	7,8	904,0	2,6	84,0	8,6
	Min	7,6	802,0	2,2	68,0	0,9
	Max	8,1	968,0	3,7	86,0	90,0
	Verhältnis Min/Max	0,9	0,8	0,6	0,8	0,0
Golser Kanal, Radweg	Mittelwert	7,8	868,1	2,7	82,3	8,4
	STABW	0,1	122,7	0,5	4,0	7,5
	Median	7,8	917,0	2,6	83,0	5,5
	Min	7,7	787,0	2,2	80,0	2,3
	Max	7,9	973,0	4,0	86,0	31,0
	Verhältnis Min/Max	1,0	0,8	0,6	0,9	0,1
Golser Kanal, Schönmungsteich, links	Mittelwert	7,9	849	3,3	78,5	10,9
	STABW	0,1	117	0,7	5,8	3,2
	Median	8,0	901	3,3	80,0	11,0
	Min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Max	8,1	914,0	4,5	84,0	16,0
	Verhältnis Min/Max	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Golserkanal, Schönmungsteich, rechts,	Mittelwert	7,9	839	3,2	78,2	11,9
	STABW	0,1	101	0,8	6,5	11,0
	Median	7,9	893	3,0	79,5	8,2
	Min	7,8	703,0	2,2	73,0	3,2
	Max	8,3	938,0	4,5	86,0	41,0
	Verhältnis Min/Max	0,9	0,7	0,5	0,8	0,1

## 6.6.1.2 WULKA

TABELLE 127: ZUSAMMENSTELLUNG DER IONENKONZENTRATIONEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNISS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN PROBEN ENTLANG DER WULKA, BEREICH ARA SCHÜTZEN (ANZAHL UNTERSUCHUNGSSERIEN: 5)

Bez.	Parameter	Fluorid (mg/L)	Chlorid (mg/L)	Nitrat (mg/L)	Sulfat (mg/L)	Natrium (mg/L)	Kalium (mg/L)	Magne- sium (mg/L)	Calcium (mg/L)	Gesamt- härte (°dH)
ARA RHV, Ablauf	Mittelwert	0,1	124,6	6,3	89,0	74,4	23,6	25,4	86,6	17,9
	STABW	0,0	19,0	3,1	12,3	9,8	1,8	5,4	11,9	2,9
	Median	0,1	137,0	6,7	95,0	73,0	23,0	24,0	86,0	18,1
	Min	0,1	101,0	3,4	67,0	60,0	22,0	18,0	70,0	13,8
	Max	0,1	140,0	11,0	95,0	84,0	26,0	32,0	103,0	21,8
	Verhältnis Min/Max	1,0	0,7	0,3	0,7	0,7	0,8	0,6	0,7	0,6
Wulka, vor ARA	Mittelwert	0,2	63,0	17,2	133,6	42,0	10,5	43,6	104,6	24,6
	STABW	0,1	8,9	2,7	22,7	5,5	1,4	6,7	13,4	3,4
	Median	0,2	65,0	17,0	138,0	44,0	10,0	44,0	105,0	24,8
	Min	0,1	48,0	13,0	98,0	33,0	9,2	33,0	83,0	19,2
	Max	0,2	71,0	20,0	160,0	47,0	12,0	51,0	119,0	28,3
	Verhältnis Min/Max	0,5	0,7	0,7	0,6	0,7	0,8	0,6	0,7	0,7
Wulka, nach ARA	Mittelwert	0,2	69,0	15,4	129,0	45,8	12,0	41,4	102,0	23,8
	STABW	0,1	10,1	2,6	22,1	6,3	1,9	6,4	13,3	3,4
	Median	0,2	70,0	17,0	134,0	47,0	11,0	42,0	103,0	23,9
	Min	0,1	53,0	11,0	93,0	36,0	10,0	31,0	80,0	18,2
	Max	0,2	78,0	17,0	152,0	52,0	14,0	48,0	114,0	27,1
	Verhältnis Min/Max	0,5	0,7	0,6	0,6	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7
Wulka, Zulauf See	Mittelwert	0,1	69,4	15,4	128,6	45,8	12,2	41,6	102,0	23,8
	STABW	0,1	10,2	2,5	22,4	6,8	1,6	6,6	13,9	3,4
	Median	0,1	70,0	16,0	134,0	46,0	11,0	42,0	103,0	23,9
	Min	0,1	53,0	11,0	92,0	35,0	11,0	31,0	79,0	18,1
	Max	0,2	78,0	17,0	151,0	52,0	14,0	48,0	114,0	26,9
	Verhältnis Min/Max	0,5	0,7	0,6	0,6	0,7	0,8	0,6	0,7	0,7

TABELLE 128: ZUSAMMENSTELLUNG DER PH-WERTE, LEITFÄHIGKEITEN, KONZENTRATIONEN AN TOC, UV-TRANSMISSIONEN UND TRÜBUNGEN (MITTELWERTE, MEDIANE, VERHÄLTNIS MAXIMALER UND MINIMALER WERT) IN DEN PROBEN DER WULKA, BEREICH ARA SCHÜTZEN (ANZAHL UNTERSUCHUNGSSERIEN: 5)

Bez.	Parameter	pH-Wert	Leitfähigkeit (µS/cm)	TOC (mg/L)	UVT - 1cm 254 nm (%)	Trübung (NTU)
ARA RHV, Ablauf	Mittelwert	7,8	917,2	4,3	79,4	1,5
	STABW	0,3	110,1	1,1	1,1	0,5
	Median	7,8	916,0	3,7	79,0	1,6
	Min	7,5	751,0	3,6	78,0	0,8
	Max	8,1	1.055,0	6,3	81,0	2,0
	Verhältnis Min/Max	0,9	0,7	0,6	1,0	0,4
Wulka, vor ARA	Mittelwert	8,2	890,0	3,6	77,2	6,9
	STABW	0,1	101,9	0,2	2,4	2,9
	Median	8,2	916,0	3,5	76,0	7,2
	Min	8,1	713,0	3,4	75,0	3,7
	Max	8,2	973,0	3,8	81,0	11,0
	Verhältnis Min/Max	1,0	0,7	0,9	0,9	0,3
Wulka, nach ARA	Mittelwert	8,2	893,6	3,6	77,2	8,7
	STABW	0,0	104,0	0,1	2,4	6,1
	Median	8,2	926,0	3,6	76,0	5,2
	Min	8,1	710,0	3,4	75,0	4,5
	Max	8,2	965,0	3,7	81,0	19,0
	Verhältnis Min/Max	1,0	0,7	0,9	0,9	0,2
Wulka, Zulauf See	Mittelwert	8,2	891	3,6	77,6	6,8
	STABW	0,0	106	0,1	1,9	2,5
	Median	8,2	922	3,6	77,0	6,4
	Min	8,1	704,0	3,4	75,0	3,3
	Max	8,2	963,0	3,8	80,0	9,4
	Verhältnis Min/Max	1,0	0,7	0,9	0,9	0,4

## 7 DANKSAGUNG

**Die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Projektes und die Kooperationspartner danken** folgenden Personen und Institutionen sehr herzlich für die Unterstützung und die ausgezeichnete Zusammenarbeit:

- **Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT)**  
Abteilung IV/7: Siedlungswasserwirtschaft  
DDr. Dorit Breindl  
Dipl.-Ing. Mario Unterwainig, MBA MSc
  
- **Amt der Burgenländischen Landesregierung**  
Hauptreferat Umweltwirtschaft: WHR Mag. Herbert Szinovatz  
Referat Wasserwirtschaftliche Planung: WHR Dipl.-Ing. Helmut Rojacz  
DI Dr. Brigitte Nikolavcic
  
- **Kommunalkredit Public Consulting**  
Wasser & Altlasten: Dipl.-Ing. Dr. Johannes Laber
  
- **Gemeinde Podersdorf**  
Bgm. Michaela Wohlfahrt, ehem. Bgm. Andreas Steiner und die Mitglieder des Gemeinderats  
Mitarbeiter der ARA Podersdorf: Wolfgang Gisch, Christian Lentsch
  
- **Bichler & Kolbe ZT GmbH**  
Dipl.-Ing. Gerhard Kolbe, Dipl.-Ing. Markus Pollak
  
- **Marktgemeinde Gols**  
Bgm. Dir. Hans Schrammel  
Mitarbeiter der ARA Gols-Mönchhof: Markus Krutzler und Kollegen
  
- **Reinhalungsverband Region Neusiedler See- Westufer**  
Dipl.-Ing. Christof Giefing und Mitarbeiter
  
- **und allen weiteren Gemeinden im Raum Neusiedler See, die unsere Arbeit unterstützt haben**



