



Hans Christian Haslauer, BSc

Einsatz von Online-Tracermessungen zur Überprüfung von Durchflusssystemen auf Kläranlagen

MASTERARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Masterstudium Bauingenieurwissenschaften - Umwelt und Verkehr

eingereicht an der

Technischen Universität Graz

Betreuer:

Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günter Gruber

Mitbetreuender Assistent:

Dipl.-Ing. Thomas Franz Hofer, BSc

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

Graz, Mai 2014

Kontakt:
Hans Christian Haslauer
hansi.haslauer@elsnet.at

EIDESSTÄTTLICHE ERKLÄRUNG

AFFIDAVIT

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Das in TUGRAZonline hochgeladene Textdokument ist mit der vorliegenden Masterarbeit identisch.

I declare that I have authored this thesis independently, that I have not used other than the declared sources/resources, and that I have explicitly indicated all material which has been quoted either literally or by content from the sources used. The text document uploaded to TUGRAZonline is identical to the present master's thesis.

30.05.2014

Datum / Date

H. Haslauer

Unterschrift / Signature

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die mir bei der Entstehung dieser Masterarbeit behilflich waren.

Bei Herrn Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günter Gruber möchte ich für die Anregung zu diesem hochinteressanten Thema, die Unterstützung und die Betreuung dieser Arbeit bedanken. Ein besonderer Dank geht an Dipl.-Ing. Thomas Hofer, der mich bei der Entstehung dieser Arbeit immer unterstützte hat und mit Rat und Tat zur Seite stand.

Ein Dankeschön geht an die Mitarbeiter des Labors am Institut für „Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau“ und der ARA Graz, ohne deren unkomplizierte Unterstützung wäre die Durchführung der Versuche nicht möglich gewesen. Ein besonderer Dank geht dabei an Herrn Roland Fuchs, der mich bei allen Messungen unterstützt hat.

Ein Dankeschön geht an die Fa. Sommer Messtechnik GmbH, die durch die Bereitstellung ihrer Messgeräte diese Arbeit ermöglicht hat.

Ein besonderer Dank gebührt meiner Familie und speziell meinen Eltern, die mir meine gesamte Ausbildung ermöglicht haben und mich immer unterstützt haben.

Abschließend einen großen Dank an alle, die ich im Lauf meines Studiums kennlernen durfte für diese schöne Zeit und ihre tatkräftige Unterstützung bei der Verkürzung meiner Studienzeit.

Ich widme diese Arbeit meinem Vater, Dipl.-Ing. Johann Haslauer, der zum Ende meiner Studienzeit schwer erkrankt ist. In der Hoffnung, dass ihn das Lesen dieser Arbeit ein Stück weiter bringt auf seinem beschwerlichen Weg zurück.

Kurzfassung

Gemäß der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEVKA, 1996) sind in Österreich bei Kläranlagen mit einer Ausbaugröße größer 1000 EW₆₀ die Zulauf-Durchflussmesseinrichtungen mindestens einmal jährlich durch eine Prüfstelle zu überprüfen. Um bundesweit einheitliche Anforderungen sowie eine einheitliche Vorgehensweise zur Überprüfung von Durchflussmesseinrichtungen und dessen Dokumentation zu schaffen, wurde im Jahr 2007 das ÖWAV Regelblatt 38 „Überprüfung stationärer Durchflussmesseinrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen“ (ÖWAV, 2007) veröffentlicht. Die maximale Abweichung des zu überprüfenden Durchflussmesssystems zum Referenzmesssystem darf dabei 10 % nicht überschreiten. Als zulässiges Referenzmesssystem ist auch die Tracermessung angeführt.

Um einen Vergleich zwischen der Tracermessung und konventionellen Durchflussmesssystemen auf Kläranlagen durchführen zu können, wurden im Rahmen der Masterarbeit verschiedene Versuche mit Online-Tracersonden auf der Kläranlage Graz durchgeführt, wo bis dato die Überprüfung der Durchflussmesssysteme mittels volumetrischer Behälterfüllung durchgeführt wurde. Um Aussagen über verschiedene Einsatzmöglichkeiten von Online-Tracersonden treffen zu können, wurden die physikalischen und chemischen Eigenschaften von zwei unterschiedlichen fluoreszierenden Tracerstoffen im Abwasser untersucht. Bei der Auswertung der durchgeführten Tracermessungen auf der Abwasserreinigungsanlage Graz stellte sich heraus, dass Tracermessungen mit momentaner Tracerzugabe aufgrund der wechselnden Fließverhältnisse nicht geeignet sind. Tracermessungen mit kontinuierlicher Zugabe lieferten gute Ergebnisse, die auch die Vorgaben des ÖWAV Regelblattes 38 erfüllen und daher auch als alternatives Messsystem für die Überprüfungen der Durchflussmesssysteme auf Abwasserreinigungsanlagen geeignet sind.

Abstract

According to the “1st wastewater emission regulation“ for urban wastewater (1. AEVKA, 1996) in Austria permanent installed flow meters in the inflow of wastewater treatment plants with a design capacity greater than 1000 PE (Population Equivalents) have to be checked at least once a year. In 2007 the new ÖWAV Guideline 38 “Audit of stationary flow measurement devices at waste water treatment plants” (ÖWAV, 2007) was published to have nationwide consistent requirements and a consistent procedure for the regular validation of the flow meters as well as for its documentation. The maximum deviation between the checked flow meter and the reference flow meter is defined with 10 %. A tracer measurement is also cited as possible reference flow measuring equipment in the guideline.

For a comparison of tracer reference measurements and conventional flow meters different trials with online-tracer sensors were conducted at the WWTP in Graz where the annual inspections of the installed flow meters have been operated with volumetric tank filling so far. The chemical and physical characteristics of two different fluorescent tracers in wastewater were investigated in order to gain some experiences regarding the application of the used online-tracer sensors. During the analysis of the conducted tracer measurements it became obvious that the tracer measurements with spontaneous input of the tracer were not feasible because of the rapidly changing flow conditions. Tracer measurements with continuous input, however, provided good results which fulfilled also the requirements of the “ÖWAV- Guideline 38” and which can be applied as an alternative measurement method for the regular validation of permanent installed flow meters at wastewater treatment plants.

Gleichheitsgrundsatz

Aus Gründen der Lesbarkeit wurde in dieser Arbeit darauf verzichtet, geschlechtsspezifische Formulierungen zu verwenden. Jedoch möchte ich ausdrücklich festhalten, dass die bei Personen verwendeten maskulinen Formen für beide Geschlechter zu verstehen sind.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung, Motivation und Zielsetzung	1
1.1	Motivation	1
1.2	Zielsetzung	2
2	Grundlagen	3
2.1	Allgemeines zur Tracermessung (Verdünnungsmessmethode)	3
2.2	Methoden der Tracermessung.....	4
2.3	Anwendung der Tracermessung in der Wasserwirtschaft	7
2.4	Bedingungen zur Durchflussbestimmung mittels Tracermessung	10
2.5	Arten von Tracern.....	14
2.6	Eigenschaften von fluoreszierenden Tracerstoffen.....	15
2.7	Sensorik zur Online-Tracermessung	23
2.8	Messtechnische Grundlagen	26
2.9	Durchflussmessung in Entwässerungssystemen.....	29
2.10	Überprüfung von Durchflussmeseinrichtungen auf Kläranlagen nach dem ÖWAV Regelblatt 38 (2007)	32
3	Randbedingungen und Vorversuche zur Online-Tracermessung auf der ARA Graz	36
3.1	Beschreibung der ARA Graz	36
3.2	Überprüfung der Durchflussmessung der ARA Graz mittels volumetrischer Behältermessung	40
3.3	Einsatzmöglichkeiten von Fluoreszenztracern auf der ARA Graz	44
4	Durchführung von Tracermessungen auf der ARA Graz	60
4.1	Vorbereitungen für die Online-Tracermessungen auf der ARA Graz.....	60
4.2	Durchführung der Online-Tracermessungen auf der ARA Graz	63
4.3	Messtechnische Auswertungen der Online-Tracermessungen auf der ARA Graz	64
4.4	Beurteilung der Genauigkeit von Online-Tracermessungen auf der ARA Graz	67
5	Ergebnisse	69
5.1	Ergebnisse der Sondenkalibrierungen.....	69
5.2	Ergebnisse der abgeschätzten Tracermengen	72

5.3	Ergebnisse der Online-Tracermessungen mit momentaner Zugabe	72
5.4	Ergebnisse der Online-Tracermessungen mit kontinuierlicher Zugabe	74
5.5	Ergebnisse von fehlerhaften Online-Tracermessungen.....	74
5.6	Ergebnisse von fehlerfreien Online-Tracermessungen.....	77
6	Zusammenfassung.....	86
7	Schlussfolgerung und Ausblick.....	88
	Tabellenverzeichnis.....	i
	Abbildungsverzeichnis	ii
	Literaturverzeichnis.....	vi
	Anhang	viii
A.1	Abflussmessung mit dem „TQ-System“ der Fa. Sommer Messtechnik GmbH.....	viii
A.2	Ergebnisse der momentanen Messungen	x
A.3	Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen	xii

Abkürzungsverzeichnis

ARA	Abwasserreinigungsanlage
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
BM	Behältermessung
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
EW	Einwohnerwert
EW ₆₀	Einwohnerwert organisch (60g BSB ₅ /EW*d)
G1-8	Zugangsgitter 1-8
ISV	Schlammindex
MID	Magnetisch induktives Durchflusssystem
PLS	Prozessleitsystem
P _{ges}	Gesamt-Phosphor
Q _{ARA}	maximaler Mischwasserzufluss
Q _{TW,max}	maximaler Trockenwetterzufluss
S1-3	Schieber 1-3
SF1-3	Sand- und Fettfang 1-3
TKN	Gesamter organisch-gebundener Stickstoff
VKB	Vorklärbecken
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRG	Wasserrechtsgesetz

1 Einleitung, Motivation und Zielsetzung

Der Abwasservolumenstrom (Durchfluss) ist einer der wichtigsten Parameter im Rahmen der Überwachung und Betriebsführung von Kläranlagen. Er wird durch den Quotienten aus dem Wasservolumen, das einen bestimmten Fließquerschnitt durchfließt und der dazu benötigten Zeit beschrieben. Nur durch eine präzise messtechnische Erfassung des Durchflusses ist es möglich, die tatsächliche Belastung der Kläranlage in hydraulischer und stofflicher Hinsicht zu ermitteln. Die Grundlage dazu bildet eine mengenproportionale, automatische Probenahme im Zu- und Ablauf der Anlage, deren Ansteuerung über die Durchflussmesseinrichtung erfolgt. Weiters erfolgt anhand des Durchflusses die verfahrenstechnische Betriebsführung der Anlage, da dieser beispielsweise als Eingangsgröße für die Frachtermittlung, für die Beschickung von Anlagenteilen, für die Steuerung des Rücklaufschlamm- und Rezirkulationspumpwerks oder für die Fällmitteldosierung dient.

Gemäß der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEVKA) Anlage D, Pkt. 2 (BGBl.-Nr.-210/1996, 1996), sind in Österreich bei Kläranlagen mit einer Ausbaugröße größer 1000 EW₆₀ die Durchflussmesseinrichtungen mindestens einmal jährlich durch eine Prüfstelle zu überprüfen. Dabei soll eine Kontrolle der ordnungsgemäßen Installation, der Wartung und des Betriebs der Einrichtungen durchgeführt werden.

Um bundesweit einheitliche Anforderungen sowie eine einheitliche Vorgehensweise der gesetzlich vorgeschriebenen Überprüfung von Durchflussmesseinrichtungen und dessen Dokumentation zu schaffen, wurde im Jahr 2007 das ÖWAV Regelblatt 38 „Überprüfung stationärer Durchflussmesseinrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen“ (ÖWAV, 2007) veröffentlicht. Darin wird bei der Art der Überprüfung zwischen einer Voll- oder Erstprüfung und einer vereinfachten jährlichen Folgeprüfung unterschieden. Die maximale Abweichung des zu überprüfenden Durchflusssystemsystems zum Referenzmesssystem darf dabei 10 % nicht überschreiten. Als zulässiges Referenzmesssystem ist in dem Regelblatt auch die Tracermessung angeführt.

1.1 Motivation

Derzeit gibt es noch keine bzw. sehr geringfügige Informationen über die Anwendbarkeit und die dabei erzielbaren Messgenauigkeit von Online-Tracermesssystemen zur Überprüfung von Durchflussmesseinrichtungen auf Kläranlagen. In Österreich gibt es aktuell mehr als 600 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße größer 1000 EW₆₀ (BMLFUW, 2014). Auf vielen Kläranlagen werden bei der Überprüfung der Durchflussmesseinrichtungen Referenzverfahren verwendet, die zu temporären Beeinträchtigungen im Betrieb führen können. Der Einsatz von Tracerstoffen könnte daher in vielen Fällen eine kostengünstige Alternative zu konventionellen Referenzmesssystemen darstellen, ohne dabei den Betrieb einer Abwasserreinigungsanlage (ARA) maßgeblich zu beeinträchtigen.

1.2 Zielsetzung

Bei der Erstellung dieser Masterarbeit wurden folgende Zielsetzungen verfolgt, die sich speziell auf den Einsatz von Online-Tracermesssystemen auf Kläranlagen beziehen:

- Identifizierung von kläranlagenspezifischen, messtechnisch relevanten Randbedingungen für die Online-Tracermessung.
- Sammeln von Betriebserfahrungen mit der Online-Tracermessung im praktischen Einsatz auf Kläranlagen und Aufzeigen von möglichen Fehlerquellen.
- Untersuchung der Eignung unterschiedlicher fluoreszierender Farbstoffe zur Tracermessung auf Kläranlagen.
- Vergleich der Online-Tracermessung mit konventionellen Referenzmesssystemen zur Überprüfung der Durchflussmessungen.
- Abschätzung der Genauigkeit von Online-Tracermesssystemen zur Durchflussüberprüfung und Vergleich mit den Anforderungen laut ÖWAV-Regelblatt 38 (2007).

2 Grundlagen

Dieses allgemeine Kapitel ist in drei Abschnitte gegliedert. Im ersten Abschnitt werden das Prinzip, die Anforderungen, die unterschiedlichen Methoden und die verwendeten Tracerstoffe bei Tracermessungen beschrieben. Der zweite Abschnitt gibt einen Überblick über die Randbedingungen sowie über den rechtlichen und normativen Rahmen der Tracermessungen in der Wasserwirtschaft. Der dritte Abschnitt beschäftigt sich mit der zwischenzeitlich zur Verfügung stehenden Online-Messtechnik bei Tracermessungen, wobei im Detail auf die in dieser Arbeit verwendeten Detektionssonden eingegangen wird.

2.1 Allgemeines zur Tracermessung (Verdünnungsmessmethode)

Das englische Wort „Tracer“ leitet sich von „trace“ ab und bedeutet so viel wie Spur oder Fährte. Ein Tracer ist eine Substanz, besser gesagt ein Markierungsstoff, der eine solche Spur hinterlässt. Schon kleine Kinder beobachten dieses Phänomen, indem sie Blätter oder Äste in einen Fluss werfen, um sein Fließverhalten zu beobachten.

Der erste nennenswerte Markierungsversuch wurde 1877 von Alfred Knop durchgeführt (Knop, 1878 bzw. Käss, 2004). Er konnte damit den unterirdischen Weg der oberen Donau, von Immendingen (Süddeutschland) bis zu der 12 km entfernten Aachquelle, nachweisen (siehe Abbildung 2-1). Dafür gab er 10 t Kochsalz, 10 kg Natriumfluoreszein (Uranin) sowie 600 kg Schieferöl nahe der hauptsächlich zwischen Immendingen und Möhringen und bei Fridingen versinkenden Donau in das dort versickernde Wasser. Zweieinhalb Tage später verfärbte sich das Wasser in der Aachquelle grünlich leuchtend und schmeckte nach Salz und Öl.

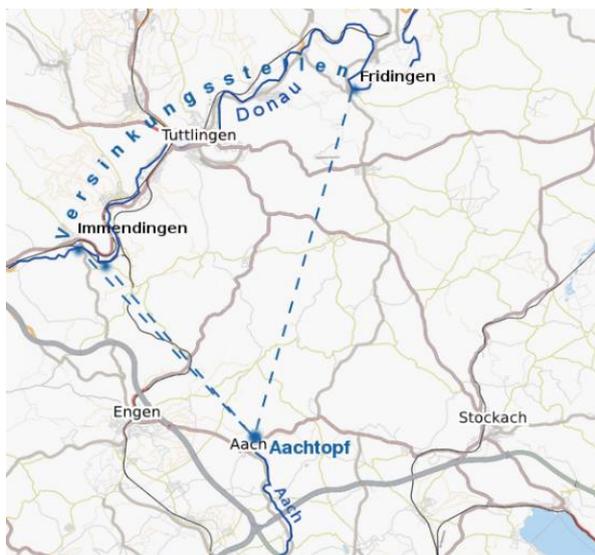


Abbildung 2-1: Donau Versickerung (<http://de.wikipedia.org/wiki/Donauversickerung>, Zugriff: 2014-04-23)

Aufgrund von Weiterentwicklungen in der Messtechnik können heute Tracerkonzentrationen gemessen werden, die weder sichtbar noch zu schmecken sind.

Neben der qualitativen Auswertung zur Bestimmung von Fließwegen und Fließzeiten ist mit der Tracermessung auch eine quantitative, mengenbezogene Aussage über den Durchfluss im betrachteten Gerinne möglich. Dazu wird eine bekannte Menge eines Tracers an einem Zugabepunkt in das Gerinne eingebracht und danach nach einer ausreichenden Durchmischungsstrecke die vorhandene Konzentration an einem Messpunkt unterhalb der Einbringungsstelle gemessen. Diese Konzentration ist umso kleiner, je größer die Verdünnung und somit der Abfluss ist.

2.2 Methoden der Tracermessung

Abhängig von der Art der Zugabe kann bei den Methoden der Tracermessung zwischen einer momentanen und einer kontinuierlichen Messung unterschieden werden.

2.2.1 Tracermessung mit momentaner Zugabe (Integrationsmethode)

Bei einer Tracermessung mit momentaner Zugabe wird eine bekannte Menge eines Tracers impulsartig in das Gewässer an der Zugabestelle eingebracht und die Durchgangskurve der Tracerkonzentration im Messquerschnitt nach einer ausreichend langen Einmischungsstrecke aufgezeichnet (siehe Abbildung 2-2). Dabei bildet sich eine Konzentrationskurve, die einen raschen Anstieg aufweist und sich nach dem Erreichen der Konzentrationsspitze wieder langsam der vorherrschenden Ausgangskonzentration bzw. Hintergrundkonzentration (siehe Abschnitt 2.4.2) annähert.

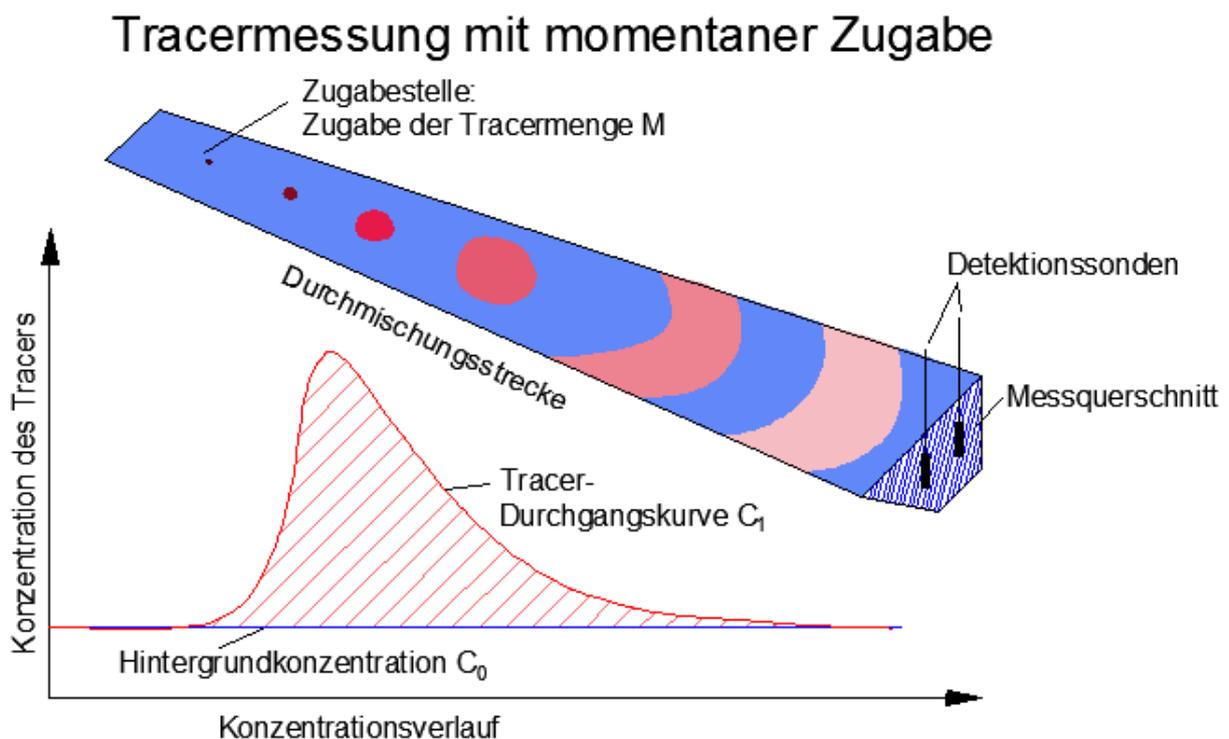


Abbildung 2-2: Zeitlicher Verlauf der Tracer-Ausbreitung und der Durchgangskurve der Tracerkonzentration bei momentaner Zugabe.

Anhand der Fläche unterhalb der Kurve kann der Abfluss nach Gleichung 1 wie folgt bestimmt werden:

$$Q = \frac{M}{\int_{t_1}^{t_2} (C_1 - C_0) dt} \quad \text{Gleichung 1}$$

mit:

- Q = Mittlerer Durchfluss (L/s)
- M = Tracermenge (g)
- C_1 = Tracerkonzentration zum Zeitpunkt t (mg/L)
- C_0 = Hintergrundkonzentration (mg/L)
- t_1 = Anfangszeitpunkt
- t_2 = Endzeitpunkt
- dt = Messintervall (s)

2.2.2 Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe

Bei der Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe wird eine Ausgangslösung des Tracers mit bekannter Konzentration hergestellt (Zugabekonzentration der Tracerlösung) und kontinuierlich ins Gerinne eingespeist (siehe Abbildung 2-3). Dabei bildet sich im Messquerschnitt bei konstantem Abfluss Q ein Konzentrations-Plateau. Der Abfluss kann aus dem Vergleich der beiden Verhältnisse zwischen Abfluss und gemessener Konzentration bzw. Zugabekonzentration und Zugabevolumen berechnet werden (siehe Gleichung 2).

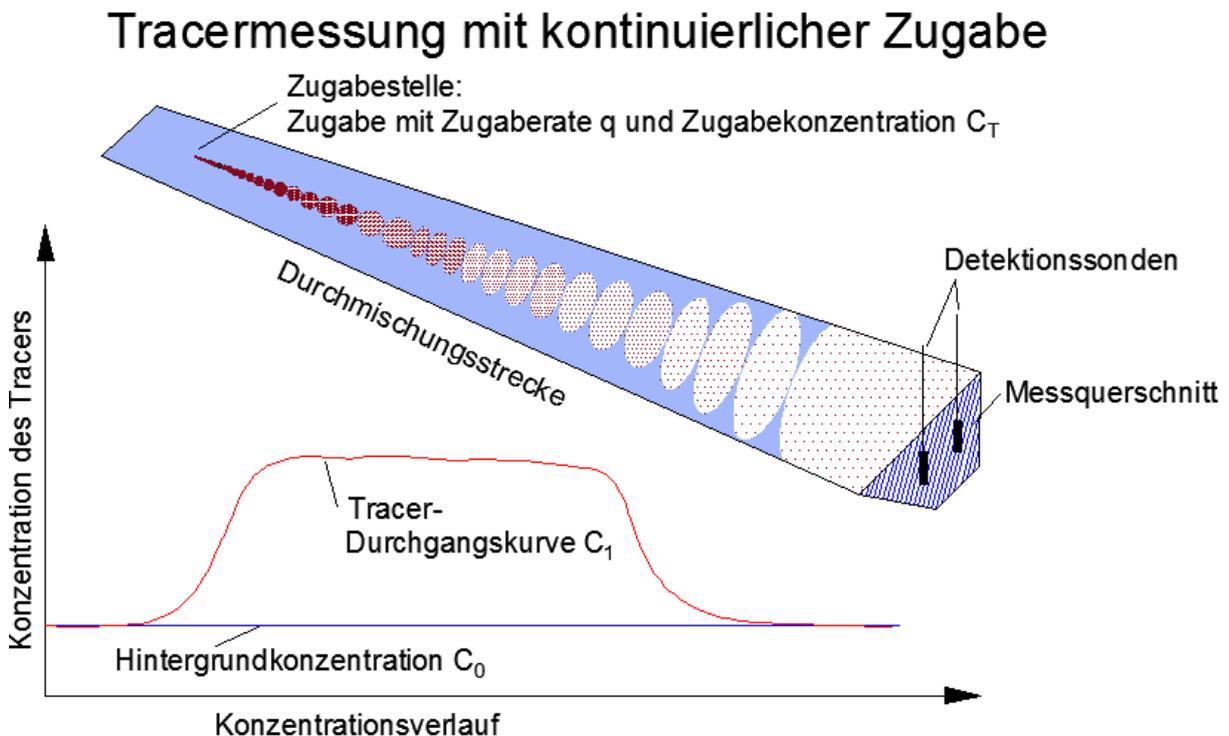


Abbildung 2-3: Zeitlicher Verlauf der Tracer-Ausbreitung und der Durchgangskurve der Tracerkonzentration bei kontinuierlicher Zugabe.

$$(Q + q) \cdot (C_1 - C_0) = C_T \cdot q$$

Gleichung 2

mit:

- Q = Mittlerer Durchfluss (L/s)
 q = Zugaberate Tracerlösung (L/s)
 C_1 = Konzentration zum Zeitpunkt t (mg/L)
 C_0 = Hintergrundkonzentration (mg/L)
 C_T = Zugabekonzentration Tracerlösung (mg/L)

Da die Zugaberate q der Tracerlösung vernachlässigbar klein gegenüber dem Abfluss Q ist, ergibt sich der Abfluss gemäß Gleichung 2 vereinfacht zu:

$$Q = C_T \cdot \frac{q}{(C_1 - C_0)}$$

Gleichung 3

Eine konstante Zugabe kann mit verschiedenen Systemen realisiert werden, zum Beispiel mit Dosierpumpen oder der Mariott'schen Flasche (siehe Abbildung 2-4). Für die Verwendung von Pumpen ist eine externe Stromversorgung notwendig, jedoch kann speziell auf abwassertechnischen Anlagen generell mit einer Stromversorgung gerechnet werden.

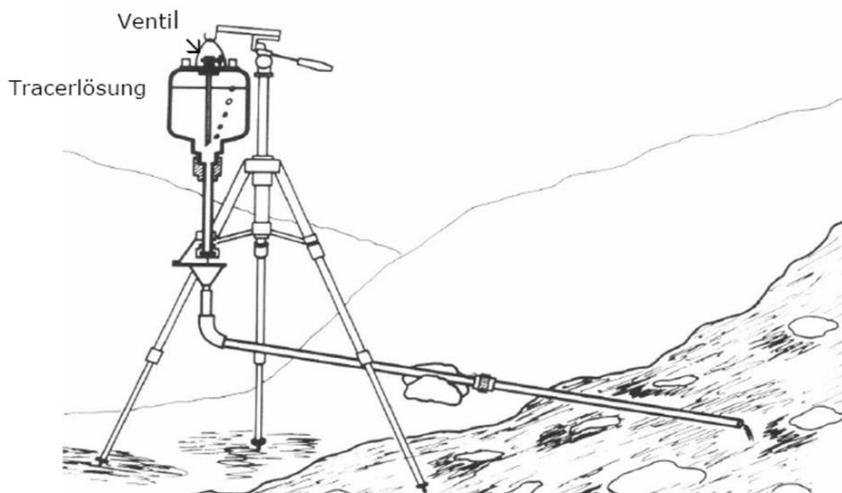


Abbildung 2-4: Kontinuierliche Zugabe mit Mariott'scher Flasche: Öffnet man das Ventil auf der Oberseite der Flasche, so wird mit dem Auslaufen der Tracerlösung laufend Luft nachgesogen. Der Auslauf bleibt konstant, bis der Wasserspiegel das untere Ende des Luftzufuhrrohres erreicht hat (Wernli, 2004).

2.2.3 Vergleich von momentaner und kontinuierlicher Tracermessung

Ein Vergleich zwischen der momentanen und kontinuierlichen Tracermessung ist in Tabelle 2-1 dargestellt. Dabei wird deutlich, dass sich die momentane Tracermessung besser für den Einsatz im Feld eignet, kontinuierliche Tracermessungen allerdings einen breiteren Messeinsatz haben.

Tabelle 2-1: Vor- und Nachteile der Tracermessung mit momentaner oder kontinuierlicher Zugabe von fluoreszierenden Farbstoffen

	Momentane Tracermessung	Kontinuierliche Tracermessung
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> • Kurze Messdauer • Weniger zeitaufwendige Vorbereitung • Einfache Einspeisung • Große Abflüsse messbar • Kleinere Tracermengen 	<ul style="list-style-type: none"> • Veränderungen des Durchflusses oder der Hintergrundkonzentration können während der Messung erkannt werden • Keine Fehler durch die Wahl der Integrationsgrenzen • Einfachere Auswertung • Durchmischungskontrolle mit einem Gerät möglich
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> • Durchmischungskontrolle nur möglich, wenn mehrere Messsonden verwendet werden • Nur punktuelle Messung 	<ul style="list-style-type: none"> • Längere Messdauer • Aufwendige Einspeiseapparatur • Größere Tracermenge erforderlich

2.3 Anwendung der Tracermessung in der Wasserwirtschaft

In diesem Abschnitt werden die wasserwirtschaftlichen Anwendungsbereiche, die Anforderungen an den Messeinsatz und die rechtlichen und normativen Rahmenbedingungen der Tracermessung behandelt.

2.3.1 Wasserwirtschaftliche Anwendungsbereiche von Tracern

- Durchflussmessungen bei Oberflächengewässern (darunter fallen auch Kanäle und Rohrleitungen)
- Ermittlung von Verweilzeiten bzw. Fließgeschwindigkeiten
- Untersuchungen von Durchmischungsvorgängen in Gewässern (dazu gehören beispielsweise auch Durchmischungsuntersuchungen in Kläranlagen)
- Ermittlung von hydraulischen Verbindungen zwischen verschiedenen Gewässern (vor allem bei Grundwasserleitern von Interesse)
- Dichtheitsprüfungen von Rohrleitungen im Wasser- und Kanalbau
- Altersbestimmung von Grundwasser
- Festlegung von Wasserschutzgebieten

2.3.2 Anforderungen an Tracer für den Messeinsatz

In der Hydrologie werden verschiedene künstliche Tracer verwendet, die die folgenden Anforderungen so gut wie möglich erfüllen sollten (Käss, 2004).

- Tracer sollte nicht im Untersuchungsmedium vorkommen oder die vorhandene Hintergrundkonzentration sollte sich über den Messzeitraum nicht verändern (siehe Abschnitt 3.3.6).
- Gute Erfassbarkeit und niedrige Nachweisgrenzen
- Unbedenklichkeit für Menschen, Tiere und Pflanzen
- Gute Löslichkeit im Untersuchungsmedium
- Widerstandsfähigkeit gegen chemische, biologische oder physikalische Angriffe. Das bedeutet, dass der Tracer stabil gegen oxidierende, reduzierende, saure oder basische Reaktionen, gegen Abbau durch Mikroorganismen sowie gegen Licht- und Temperatureinwirkungen sein sollte.
- Es darf zu keinen Wechselwirkungen mit den Inhaltstoffen des Untersuchungsmediums kommen. Das bedeutet, dass der Tracer frei von Sorptions- und Ionenumtauscheigenschaften sein sollte.
- Geringe Anschaffungskosten des Tracers

Da es den idealen Tracer nicht gibt, muss für jeden Anwendungsfall der am besten geeignete Tracer gefunden und ausgewählt werden.

Da Uranin bei Grundwasseruntersuchungen der am häufigsten eingesetzte Markierungsstoff ist, sollte darauf geachtet werden, dass im Zuge von Tracerversuchen kein Uranin ins Grundwasser gelangt (Käss, 2004). Vor allem bei Untersuchungen in Kanälen sollte daher auf die Verwendung von Uranin verzichtet werden, da es bei Undichtigkeiten immer wieder zu Austritten in den Grundwasserkörper kommen kann. Speziell beim Einsatz auf Kläranlagen, kann man zumindest auf den Kläranlagen davon ausgehen, dass es zu keinem Eindringen von Tracern in das Grundwasser kommt. Allerdings werden fluoreszierende Farbstoffe auf der Kläranlage nicht abgebaut. Durch die langen Verweilzeiten, die Durchmischung in den großen Becken, die Anlagerungen an den Klärschlamm und die Sonnenbestrahlung sollten die Belastungen für den Vorfluter allerdings gering sein.

2.3.3 Rechtliche Rahmenbedingungen für den Einsatz von Tracern in der Wasserwirtschaft

Laut österreichischem Wasserrechtsgesetz (WRG, 1959) ist jede Einwirkung auf Gewässer, die unmittelbar oder mittelbar deren Beschaffenheit (§ 30 Abs. 3) beeinträchtigt, nur nach wasserrechtlicher Bewilligung zulässig. Somit ist auch das Einbringen von Stoffen in festem, flüssigem oder gasförmigem Zustand nicht ohne wasserrechtlicher Bewilligung zulässig. Nur bei geringfügigen Einwirkungen (§ 8) wie Baden, Trinken oder die Entnahme von kleinen Mengen ist keine Bewilligung notwendig.

Laut § 56 Abs.1 des WRG sind jedoch vorübergehende Eingriffe in den Wasserhaushalt nur dann bewilligungspflichtig, wenn eine Beeinträchtigung öffentlicher Interessen oder eine Verletzung bestehender Rechte (§ 12 WRG) zu befürchten ist. Deshalb ist

laut ÖWAV Regelblatt 214 (OEWAV, 2007) für Tracerversuche eine wasserrechtliche Bewilligung **nicht zwingend notwendig**.

„Markierungs-(Tracer-)Versuche bedürfen im Allgemeinen – mangels entsprechender Auswirkungen – keiner wasserrechtlichen Bewilligung. Derartige Versuche sollten jedoch mit der wasserwirtschaftlichen Planung bzw. dem Hydrografischen Dienst des jeweiligen Bundeslands abgestimmt werden, um nicht etwaige andere Untersuchungen zu stören und damit selbst an Aussagekraft zu verlieren.“ (Oberleitner, 2004)

Jedoch gilt laut ÖWAV Regelblatt 214 (OEWAV, 2007): *„Die Durchführung eines wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens und die Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung hat für den Organisator eines Tracerversuchs große Vorteile, da er durch die erteilte Bewilligung eine rechtlich geschützte Position erwirbt, die er gegenüber Dritten auch rechtlich durchsetzen kann, und er bei Einhaltung der behördlichen Vorschriften auch die Gefahr von verwaltungsrechtlichen und strafrechtlichen sowie schadenersatzrechtlichen Folgen abstreift“.*

Im ÖWAV Regelblatt 214 (OEWAV, 2007) wird aus wasserrechtlicher Sicht die folgende Vorgangsweise für die Durchführung von Tracermessungen empfohlen:

- 1) Kontaktaufnahme mit der wasserwirtschaftlichen Planung des jeweiligen Bundeslandes zur Klärung, ob und welche Schutz- oder Schongebiete sich im Untersuchungsgebiet befinden.
- 2) Absprache über die eingesetzten Tracer und deren Wirkung auf die Umwelt mit den Amtssachverständigen bzw. der wasserwirtschaftlichen Planung.
- 3) Beantragen einer wasserrechtlichen Bewilligung bei der zuständigen Bezirksverwaltungsbehörde, wenn eine Beeinträchtigung öffentlicher Interessen oder eine Verletzung fremder Rechte zu befürchten ist.
- 4) Ein Antrag ist gemäß dem § 103 (WRG, 1959) mit den für eine Beurteilung erforderlichen Unterlagen zu versehen.
- 5) Wenn keine wasserrechtliche Bewilligung notwendig ist, sind die allgemeinen Reinhaltungspflichten und die besondere Sorgfaltspflicht für Experten nach § 31 Abs. 1 und Abs. 3 (WRG, 1959) zu beachten.
- 6) Vor der Durchführung der wasserrechtlichen Verhandlung bzw. der Durchführung der Tracermessungen sollte mit allen gebilligten Wasserberechtigten, allen bewilligungsfreien Nutzern von Privatgewässern nach § 5 (WRG, 1959) und allen Grundstückseigentümern Kontakt aufgenommen werden.
- 7) Alle Bedingungen und Auflagen einer wasserrechtlichen Bewilligung sind einzuhalten.
- 8) Die Ergebnisse sollten der wasserwirtschaftlichen Planung bzw. den Hydrografischen Diensten zur Verfügung gestellt werden.

In Deutschland stellt im Sinne des deutschen Wasserhaushaltsgesetzes (WHG, 2002) das Einbringen von Markierungsstoffen eine Gewässerbenutzung gemäß § 3, Absatz 1, Nr. 4 und 5, WHG dar. Eine Nutzung bedarf laut § 2, Absatz 2, WHG einer behördlichen Erlaubnis oder Bewilligung. Bei radioaktiven Tracern ist zusätzlich die Strahlenschutzverordnung zu beachten. Die Anträge für die Erlaubnis der Durchführung eines Tracerversuches sind an die untere Wasserbehörde zu richten (abhängig vom Verwaltungsaufbau des Landes kann dies das Landratsamt oder das Landesumweltamt sein).

In der Schweiz gibt es seit 1984 die Zentrale Koordinationsstelle für Markierungsversuche (Info-Tracer) beim Bundesamt für Umwelt (BAFU). Sie koordiniert und archiviert alle Tracerversuche, die auf freiwilliger Basis gemeldet wurden. Da jedoch keine Meldepflicht besteht, werden nur ca. 2/3 der Versuche gemeldet. Das BAFU informiert anschließend die kantonalen Fachstellen, die die Durchführung auf unterschiedliche Weise regeln.

Informationen zu England, Italien und Slowenien können dem ÖWAV Regelblatt 214 (2007) entnommen werden.

2.4 Bedingungen zur Durchflussbestimmung mittels Tracermessung

Für die Bestimmung des Durchflusses in einem Gerinne mittels Tracermessung müssen die nachfolgenden Bedingungen erfüllt sein, um ein möglichst genaues Ergebnis zu erhalten (Käss, 2004). Vor allem auf Kläranlagen ist es schwierig, all diese im Nachfolgenden angeführten Bedingungen einzuhalten und es bedarf einer genauen Begutachtung und Einschätzung der jeweiligen Gegebenheiten.

2.4.1 Einzuhaltende Randbedingungen der Tracermessung bei der Durchflussbestimmung

- **Massenkonstanz des Markierungsstoffes:**

Die Stoffmenge des eingebrachten Tracers darf sich auf der Strecke zwischen Zugabe- und Messstelle nicht verändern, außer die genaue Zerfallsrate ist bekannt (siehe Abschnitt 2.6).
- **Massenkonstanz im Abwasser:**

Da die genaue Zusammensetzung von Abwasser nicht bekannt ist und sich laufend ändert, können Abbauprozesse nie gänzlich ausgeschlossen werden. Die Genauigkeit der Tracermessung ist allerdings umso höher, je weniger Abbauprozesse in der Messstrecke stattfinden (siehe Abschnitt 2.6).
- **Konstanter Durchfluss des Zugabesystems bei kontinuierlicher Zugabe:**

Die Zugabeberate ist je nach Art des Zugabesystems mit einer Messunsicherheit behaftet. Vor Beginn der Messung ist sicherzustellen, dass zumindest vorhandene systematische Messfehler eliminiert werden und zufällig auftretende Messfehler minimiert werden (siehe Abschnitt 4.1.4).

- **Konstanter Durchfluss im Gerinne:**

Ein konstanter Durchfluss im betrachteten Gerinne erhöht die Genauigkeit der Tracermessung. Dies ist speziell auf Kläranlagen aufgrund von kontinuierlich auftretenden Schwankungen im Zufluss sowie einer Vielzahl an technischen Einbauten nur schwer zu realisieren (siehe Abschnitt 3.1.4).
- **Keine Zu- oder Abflüsse auf der Messstrecke:**

Es muss sichergestellt werden, dass auf der Messstrecke keine zusätzlichen Zu- oder Abläufe vorhanden sind, da sonst die Bedingung eines konstanten Durchflusses nicht erfüllt ist und dies zu groben Messungenauigkeiten führt. Gerade Kläranlagen weisen ein komplexes hydraulisches System auf. Daher müssen vor Beginn einer Tracermessung alle möglichen Fließvorgänge des betrachteten Fließabschnittes bekannt sein und gegebenenfalls Ventile und Schieber vorab geschlossen werden, um die erforderlichen hydraulischen Bedingungen herzustellen (siehe Abschnitt 2.4.5).
- **Vollständige Durchmischung entlang der Messstrecke:**

Die Wahl von Zugabe- und Messpunkt ist entsprechend zu wählen, sodass eine vollständige Durchmischung des eingebrachten Tracers entlang der Messstrecke sichergestellt werden kann. Eine unvollständige Durchmischung würde das Messergebnis verfälschen und zu groben Messungenauigkeiten führen. Auf Kläranlagen ist man meist durch die baulichen Gegebenheiten eingeschränkt, was eine vollständige Durchmischung oft ungünstig beeinflussen kann. Daher ist es essenziell, eine Kontrolle der vollständigen Durchmischung durchzuführen.

2.4.2 Hintergrundkonzentration des Tracers im Untersuchungsmedium

Unter Hintergrundkonzentration versteht man jenen Messwert, den die Detektionssonden messen, ohne dass die Zugabe eines Tracers erfolgt ist. Dieser Messwert kann dadurch entstehen, dass der Tracer im Messmedium natürlich vorkommt, versehentlich oder bewusst in das Messmedium eingebracht wurde oder durch fehlerhafte Messwerte der Detektionssonden, die durch andere Inhaltsstoffe im Messmedium ausgelöst werden können (siehe Abschnitt 3.3.6).

2.4.3 Durchmischungsstrecke im Untersuchungsmedium

Da eine vollständige Durchmischung eine Voraussetzung für eine Tracermessung darstellt, muss die Messstrecke lange genug gewählt werden, um dies sicherzustellen. Eine zu lang gewählte Durchmischungsstrecke kann sich jedoch negativ auf das Messergebnis auswirken, da es zu Abbauprozessen des Tracers kommen kann. Außerdem bildet sich bei einer längeren Durchmischungsstrecke eine flachere Konzentrationsganglinie (Durchgangskurve) des Tracers am Messquerschnitt aus, die es schwerer macht, den Anfangs- und Endpunkt der Messung zu bestimmen (siehe Abbildung 2-5).

In der Literatur gibt es verschiedene Ansätze zur Abschätzung einer sinnvollen Länge für die Durchmischungsstrecke, die jedoch zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen. Da sich diese Abschätzungen ausschließlich auf natürliche Gewässer beziehen, werden sie in dieser Arbeit nicht weiter behandelt. In der Praxis zeigt sich, dass die Länge der Durchmischungsstrecke von vielen Faktoren, wie der Rauigkeit der Gewässer-
sohle, der Geometrie des Gewässerabschnittes, der Fließgeschwindigkeit oder etwa auch vom Uferbewuchs abhängen kann. Daher sollte jede Online-Tracermessung mit mindestens zwei Detektionssonden an verschiedenen Stellen im Messquerschnitt (siehe Abschnitt 2.4.4) durchgeführt werden. Nach Käss (2004) kann eine vollständige Durchmischung des Tracers innerhalb der Messstrecke angenommen werden, wenn die ermittelten Durchflüsse der beiden Detektionssonden nicht mehr als 5 % voneinander abweichen.

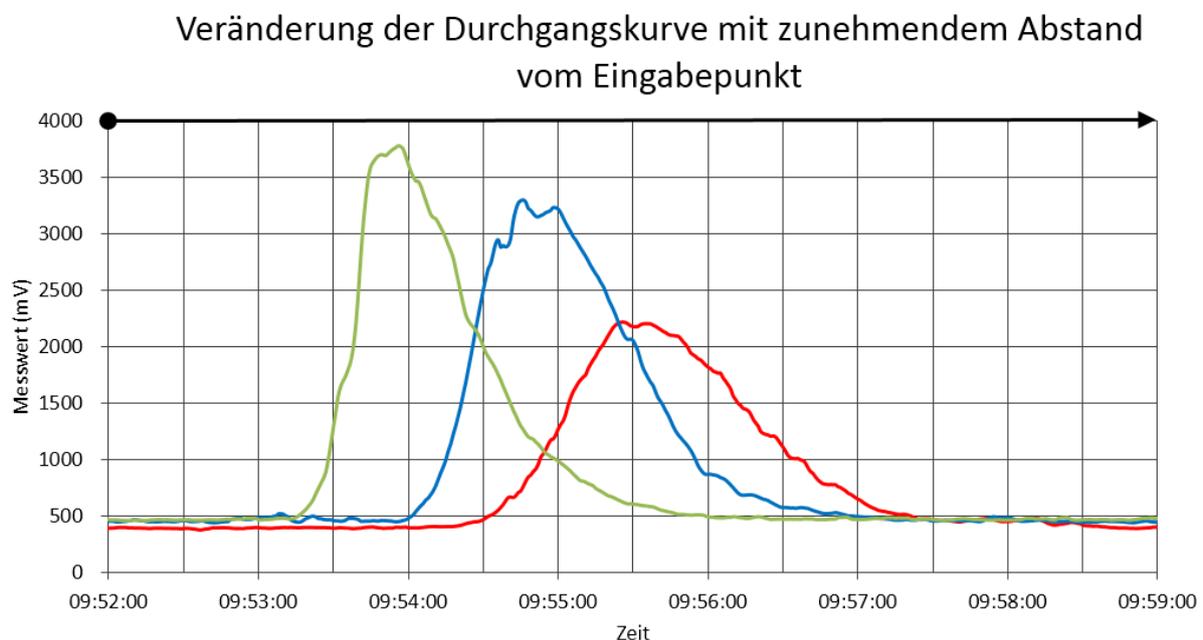


Abbildung 2-5: Veränderung der gemessenen Tracer-Durchgangskurve mit zunehmendem Abstand des Messpunktes vom Zugangepunkt.

Auf Kläranlagen ist man durch die baulichen Gegebenheiten sehr eingeschränkt und kann die Länge der Durchmischungsstrecke oft nicht frei wählen. Die zu betrachtenden Gerinne verlaufen oft unterirdisch und sind nur an wenigen Stellen frei zugänglich. Daher ist es notwendig, Online-Tracermessungen mit mehr als einer Detektionssonde durchzuführen, um die vollständige Durchmischung des Tracers innerhalb des Messquerschnitts zu überprüfen. Wenn die vollständige Durchmischung nicht gegeben ist, kann versucht werden, die Fließwege zu verändern, um die Länge der Durchmischungsstrecke oder die Turbulenz im Gerinne zu erhöhen. Außerdem können mit künstlichen Einbauten, wie beispielsweise Strömungsbeschleunigern, die Turbulenzen im Gerinne erhöht werden, um die Durchmischungsstrecke zu verkürzen.

2.4.4 Positionierung der Messsonden auf der Messstrecke

Laut Arbeitsanleitung der Fa. Sommer Messtechnik GmbH (Sommer, 2011) sind die Detektionssonden so im Gerinne zu positionieren, dass aus dem Messwert die mittlere Tracerkonzentration mit größtmöglicher Genauigkeit ermittelt werden kann und eine eventuelle mangelhafte Durchmischung erkannt wird. Um feststellen zu können, ob die Tracerkonzentrationen innerhalb des Messquerschnitts unterschiedlich sind, müssen, wie in Abbildung 2-6 dargestellt, mindestens zwei Detektionssonden eingebaut werden. Bei breiten Gewässern oder bei Gewässern, in denen eine mangelhafte Durchmischung zu befürchten ist, ist die Verwendung von mehr als zwei Detektionssonden sinnvoll.

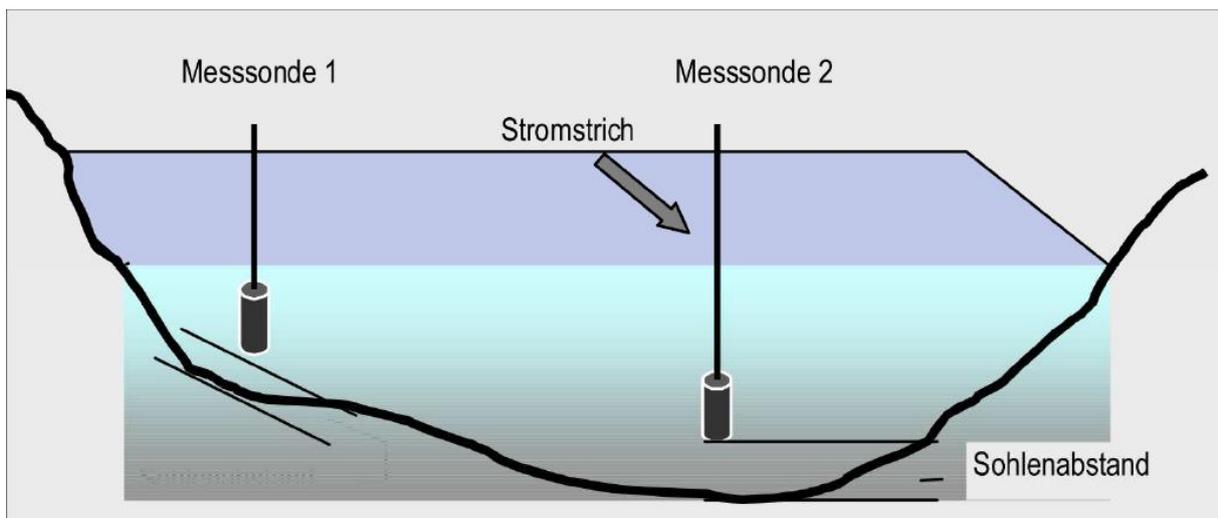


Abbildung 2-6: Positionierung der Detektionssonden im Messquerschnitt (Arbeitsanleitung der Fa. Sommer, 2011)

Die Detektionssonden sollten so über die Breite des Messquerschnitts verteilt werden, dass alle Bereiche des Gerinnes erfasst werden. Dabei ist, wie in Abbildung 2-6 dargestellt, darauf zu achten, dass die Detektionssonde nicht auf der Sohle aufliegt. In diesem Bereich bildet sich eine Grenzschicht aus, die an der Hauptströmung nur unvollkommen teilnimmt und dadurch eine vollständige Durchmischung nicht sichergestellt ist.

Eine ungünstige Positionierung der Detektionssonden kann dazu führen, dass sie nicht vollständig umspült werden und es dadurch zu starken Schwankungen der Messwerte kommt. Schwankungen der Messwerte können auch dadurch entstehen, dass der Strömungsfaden bei zu hohen Geschwindigkeiten im Hinterwasser der Detektionssonde abreißt und sich dadurch Luftblasen bilden. Nur eine stabile und unveränderte Position der Detektionssonde gewährleistet eine exakte Erfassung der Tracerkonzentration (siehe Abschnitt 3.3.4). Bei sehr turbulent fließenden Gewässern müssen die Detektionssonden befestigt werden und sollten nicht frei hängen.

2.4.5 Zu- und Abflüsse entlang der Messstrecke

Zuflüsse haben keinen störenden Einfluss auf die Tracermessung, wenn eine vollständige Durchmischung bis zum flussabwärts liegenden Messquerschnitt gewährleistet werden kann. In diesem Fall wird der gesamte Abfluss, inklusive aller Zuflüsse, am Ende der Messstrecke gemessen. Bei Abflüssen an Entnahmestellen innerhalb der Messstrecke muss die vollständige Durchmischung des Tracers vor der Entnahmestelle erfolgt sein. In diesem Fall besteht die Möglichkeit, die Messung im Entnahme- oder Hauptgerinne durchzuführen, da man als Ergebnis immer den Durchfluss an der Zugabestelle zum Zeitpunkt der Zugabe erhält.

Aufgrund des komplexen hydraulischen Systems auf Kläranlagen muss generell damit gerechnet werden, dass Abwasser an unterschiedlichen Stellen im Gerinne zu- oder abgepumpt wird, Schieber geöffnet oder geschlossen werden oder dass das Fließverhalten auf andere Weise beeinflusst sein kann. Daher müssen vor jeder Messung die genauen Fließverhältnisse bekannt sein bzw. erhoben werden und es sollte darauf geachtet werden, dass sich diese während der Tracermessung nicht ändern. Vor allem bei Messungen an verschiedenen Tagen im gleichen Abschnitt eines Gerinnes muss genau darauf geachtet werden, dass es zu keinen Veränderungen des Fließschemas gekommen ist.

2.4.6 Bestimmung der notwendigen Tracermenge

Eine genaue Methode zur Bestimmung der notwendigen Tracermenge ist in der Literatur nicht zu finden. Meist wird nur auf Erfahrungswerte verwiesen, die sich jedoch aufgrund der immer besser werdenden Analysetechnik laufend ändern. Grundsätzlich ist die erforderliche Tracermenge vom Durchfluss und der Hintergrundkonzentration abhängig. Da sich die erforderliche Tracermenge nur abschätzen lässt, ist ein kurzer Vorversuch (siehe Abschnitt 3.3.2) zu empfehlen. Dadurch kann vor allem bei der Messung mit kontinuierlicher Zugabe ausgehend von der Hintergrundkonzentration eine eindeutige Anhebung der Tracerkonzentration gewährleistet und gleichzeitig muss das Gewässer nicht unnötig belastet werden.

2.5 Arten von Tracern

Generell kann zwischen natürlichen und künstlichen Tracern unterschieden werden. Natürliche Tracer sind Stoffe, die von Natur aus im Untersuchungsmedium vorkommen oder Stoffe die normalerweise nicht in der Natur vorkommen, jedoch durch menschliche Tätigkeiten freigesetzt wurden. Im Gegensatz dazu werden künstliche Tracer bewusst in das Untersuchungsmedium für den Messeinsatz eingebracht.

Nach Käss (2004) lassen sich Tracer folgendermaßen kategorisieren:

Natürliche Tracer:

- Umweltisotope (z. B. Wasserstoff-, Sauerstoff-, Kohlenstoff-Verbindungen)
- Umweltchemikalien (z. B. Chlorid)
- Umweltorganismen (z. B. Bakterien, Pollen, Sporen)
- Physikalische Umwelteinflüsse (z. B. Temperaturunterschiede)

Künstliche Tracer:

- Wasserlösliche Tracer
 - Farbstoffe (z. B. Uranin, Rhodamine, Pyranin)
 - Salze (z. B. Natriumchlorid NaCl, Lithium)
 - Schaumstoffe, Geruchstoffe und andere Chemikalien (z. B. Tenside)
 - Aktive und aktivierungsanalytische Isotope (z. B. radioaktive Tracer)
- Driftkörper
 - Sporen (z. B. Lycopodium / Bärlapp)
 - Fluoreszierende Kunststoffpartikel (mit Fluoreszenzfarben eingefärbt)
 - Bakterien und Phagen
 - Geobombe (schallwellenerzeugende Schwimmkörper, die zur Detonation gebracht werden)

Mit Driftkörpern lassen sich nur Aussagen über den zurückgelegten Weg oder die durchschnittliche Geschwindigkeit des Mediums treffen.

2.6 Eigenschaften von fluoreszierenden Tracerstoffen

Die fluoreszierenden Farbstoffe sind laut Käss (2004) die wichtigste Gruppe unter den Tracern, da durch die Fluoreszenzeigenschaften eine höhere analytische Selektivität möglich ist. Dies ist möglich, da für die fluorimetrische Analyse zwei unterschiedliche Wellenlängen verwendet werden, die Anregungs- (Extinktions-) und die Fluoreszenz- (Emissions-) Wellenlänge. Die Fluoreszenz ist ein Teilgebiet der Lumineszenz, unter der man die kalte Energieübertragung durch sichtbare oder unsichtbare Lichtemissionen versteht. Je nachdem, ob die Energieübertragung durch chemische Reaktionen, Kristallbrüche, Erwärmung, enzymatische Aktivitäten, Elektronen oder elektromagnetische Wellen ausgelöst wird, handelt es sich um Chemo-, Tribo-, Thermo-, Bio-, Kathodo-, oder Photolumineszenz. Bei der Photolumineszenz sind die Photonen der elektromagnetischen Wellen beim Auftreffen auf anregbare Atome in der Lage, Ionen oder Moleküle ihre Energie abzugeben. Wenn die so aufgenommene Energie unmittelbar wieder in Form von Strahlung abgegeben wird, spricht man von Fluoreszenz (im

U	=	<i>Uranin</i>	E	=	<i>Eosin</i>
RB	=	<i>Rhodamin B</i>	RG	=	<i>Amidorhodamin G</i>
RWT	=	<i>Rhodamin WT</i>	P	=	<i>Pyranin</i>
N	=	<i>Natrium-Naphthionat</i>			

2.6.3 Temperaturabhängigkeit von fluoreszierenden Stoffen

Die Fluoreszenzintensität aller Farbstoffe ist mehr oder weniger von der Temperatur abhängig. Dabei zeigt sich, dass die Intensität der meisten Fluoreszenzfarbstoffe mit steigender Temperatur abnimmt. Die Temperaturabhängigkeit wird mithilfe der Gleichung 4 (Käss, 2004) berechnet und ist in Abbildung 2-8 für Uranin, Eosin und Rhodamin B dargestellt. Darin wurden nach Käss (2004) die Temperaturkoeffizienten n mit 0,004 bei Uranin, mit -0,00036 bei Eosin und mit 0,027 bei Rhodamin B angenommen. Dabei zeigt sich, dass die Temperaturabhängigkeit von Uranin oder Eosin deutlich geringer ausgeprägt ist als bei Rhodamin B.

$$F = F_0 \cdot e^{-n \cdot (T - T_0)} \quad \text{Gleichung 4}$$

mit:

F	=	<i>Fluoreszenzintensität bei der Temperatur T ($\mu\text{g/L}$)</i>
F_0	=	<i>Fluoreszenzintensität bei der Temperatur T_0 ($\mu\text{g/L}$)</i>
T	=	<i>Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)</i>
T_0	=	<i>Bezugstemperatur ($^{\circ}\text{C}$)</i>
n	=	<i>Temperaturkoeffizient</i>

Temperaturabhängigkeit von Fluoreszenzfarbstoffen

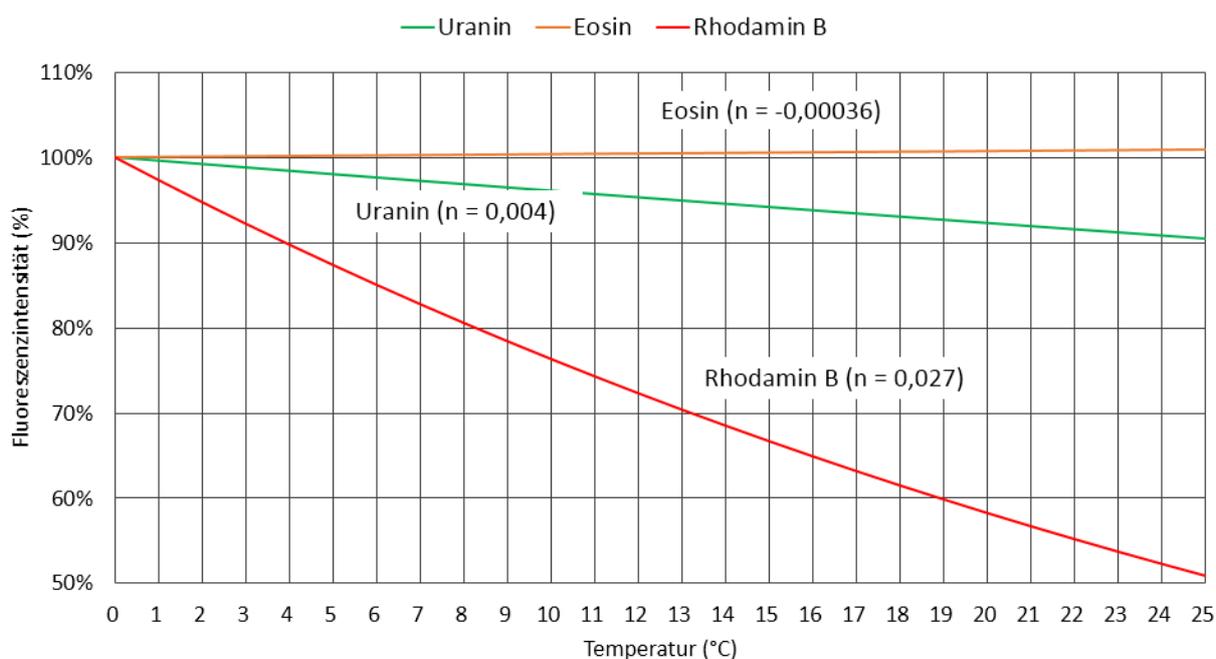


Abbildung 2-8: Temperaturabhängigkeit der Fluoreszenzfarbstoffe Uranin, Eosin und Rhodamin B

Auf kommunalen Kläranlagen sind die Temperaturschwankungen innerhalb eines Tages im Normalfall nicht sehr groß, trotzdem sollte darauf geachtet werden, dass es zwischen der Probenahme für die Kalibration der Tracersonden und der eigentlichen Messung zu keinen Temperaturschwankungen kommt. Vor allem im Winter ist darauf zu achten, da sich die Proben für die Kalibrierung abkühlen und sich gleichzeitig die Temperaturen im Zulauf aufgrund der Morgenspitze erhöhen können. Durch die Kombination dieser Temperaturveränderungen kann der ermittelte Kalibrierungsfaktor zu hoch und dadurch eine zu hohe Konzentration ermittelt werden.

2.6.4 Lichtempfindlichkeit (Photolyse) von fluoreszierenden Stoffen

Der Abbau der Konzentration von Uranin durch Lichteinwirkung ist schon seit längerem bekannt und verhält sich ähnlich wie die Zerfallsreihe radioaktiver Stoffe (Käss, 2004). In Abbildung 2-9 wird vergleichsweise der Konzentrationsabbau einer Uraninlösung (1 µg/L) durch Tageslicht in einer braunen und einer farblosen Glasflasche dargestellt. Dabei ist zu erkennen, dass der Konzentrationsabbau in der farblosen Glasflasche deutlich schneller erfolgt als in der braunen. In Abbildung 2-10 werden die Halbwertszeiten von Fluoreszenzfarbstoffen bezogen auf Uranin dargestellt. Dabei zeigt sich, dass Eosin noch lichtempfindlicher als Uranin ist. Rhodamine hingegen sind sehr unempfindlich gegenüber Lichteinfluss.

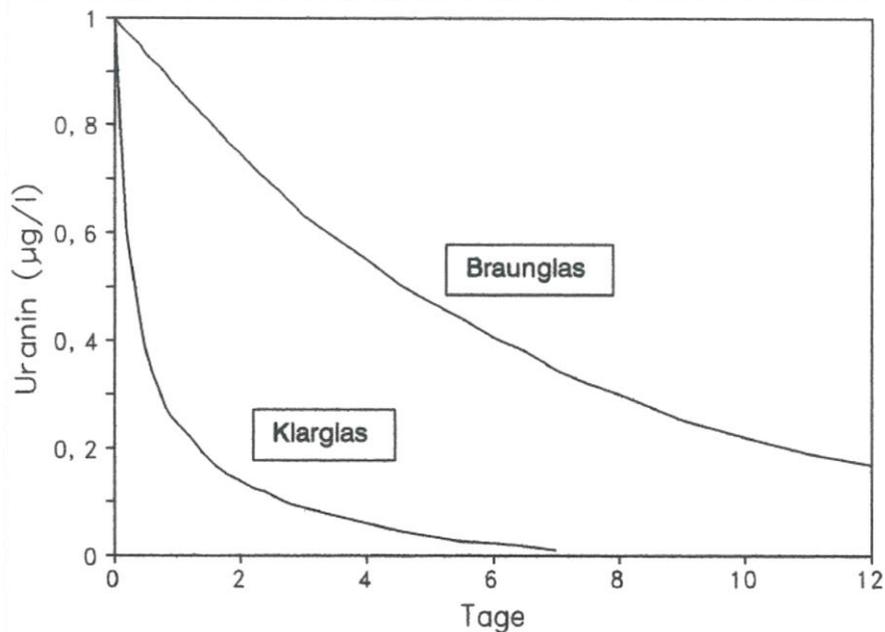


Abbildung 2-9: Konzentrationsabbau einer Uraninlösung (1 µg/L) durch Tageslicht in unterschiedlich gefärbten Glasflaschen (Käss, 2004).

Auf Kläranlagen können Messstrecken oftmals unterirdisch angeordnet sein und sind daher zumeist nicht dem direkten Sonnenlicht ausgesetzt. Ist dies nicht der Fall oder werden Lösungen für Messungen oder Kalibrierung im Tageslicht vorbereitet, sollte

jedoch darauf geachtet werden, dass sie dunkel gelagert und nicht zu lange dem Tageslicht ausgesetzt werden, sowie während des Messeinsatzes nach Möglichkeit vom Tageslicht abgedeckt werden.

<i>Fluoreszenzfarbstoff</i>	$\frac{T_{1/2} \text{ Farbstoff}}{T_{1/2} \text{ Uranin}}$
Eosin	0.6
Uranin	1.0
Pyranin	4.3
Amidorhodamin G extra	50
Rhodamin FB	69
Sulphorhodamin B extra	71
Brillantsulphoflavin FF	73
Rhodamin WT	93
Rhodamin WTS	186
Naphthionat	3.7

Abbildung 2-10: Relative Halbwertszeiten von Fluoreszenzfarbstoffen durch Lichteinfluss bezogen auf Uranin (Wernli, 2011).

2.6.5 Sorptionsverhalten von fluoreszierenden Stoffen

Unter Sorptivität (oder Adsorptionsverhalten) versteht man die Wechselwirkung, die gelöste Stoffe mit Feststoffen eingehen. Diese Wechselwirkungen sind von der Konzentration in der flüssigen Phase, der Ladung, der Ladungsart, der Polarität des Farbstoffes, der Einwirkdauer und vom Material der Feststoffe abhängig.

In einem in Wernli (2011) beschriebenen Schüttelversuch, der mit Sand aus dem Molassegebiet durchgeführt wurde, zeigt sich nach 24 Stunden, dass Rhodamine sehr schlechte Sorptionseigenschaften aufweisen und daher in trübem oder verunreinigtem Wasser nicht eingesetzt werden sollten (siehe Tabelle 2-2).

Tabelle 2-2: Schüttelversuch Tracerlösung in Molassesand (Wernli, 2011).

Tracer	Anfangs-konz. [$\mu\text{g/l}$]	Restkonz. der Gleichgewichts-lösung [%]	Verteilungs-koeffizient [cm^3/g]
Naphthionat	2.5	100	0
	5	96.1	0.10
	10	100	0
	50	97.7	0.06
	100	100	0
Uranin	2.5	100	0
	10	100	0
	100	100	0
Eosin	10	100	0
	100	99	0.03
Pyranin	10	99.5	0.03
	100	91.3	0.24
Sulpho-rhodamin G	1	55.9	1.97
	10	67.0	1.23
	100	73.1	0.92
Rhodamin B extra	1	22.5	8.61
	10	31	5.56
	100	34.5	4.75

Bei Durchflussmessungen auf Kläranlagen ist nur mit kurzen Verweilzeiten des Tracers im Abwasser von wenigen Minuten zu rechnen. Aufgrund des hohen Anteils an Feststoffen müssen die Sorptionseigenschaften aber auf jeden Fall berücksichtigt werden. Uranin und Eosin zeigen ein deutlich besseres Sorptionsverhalten als beispielsweise Rhodamine und sollten deshalb bevorzugt angewendet werden. Neben der Reduzierung der Fluoreszenzintensität kann es durch Trübstoffe im Untersuchungsmedium zu Streulicht und damit auch zu einer Erhöhung des Messwerts kommen (Käss, 2004).

2.6.6 Zerstörung von fluoreszierenden Stoffen

Manche Stoffe, wie beispielsweise Oxidationsmittel wie Chlor, Chloroxide oder Ozon, können Fluoreszenzfarbstoffe zerstören. Der Abbau von Uranin durch Chlor und Chlorkoxid wurde in Käss (2004) näher untersucht. In Abbildung 2-11 werden die Halbwertszeiten einer Uraninlösung (10 $\mu\text{g/l}$) unter Einfluss von Chlor Cl_2 und Chlordioxid ClO_2 dargestellt. Darin ist ein deutliches Absinken der Halbwertszeit mit Zunahme der Chlor- und Chlordioxid-Konzentrationen zu erkennen.

Cl ₂ , ClO ₂ (mg/l)	Halbwertszeiten (Sekunden)	
	Cl ₂	ClO ₂
50	<5	–
10	6	–
1,0	36	9
0,5	500	11
0,1	–	>120
0,05	960	–

Abbildung 2-11: Halbwertszeiten einer Uraninlösung (10 g/L) unter Einfluss von Chlor und Chlordioxid (Käss, 2004).

Speziell auf den Anwendungsbereich auf Kläranlagen bezogen, besteht das Abwasser immer aus einer unbekannt Matrix an Inhaltsstoffen. Daher sollten die Ergebnisse einer Einzelmessung immer durch Zusatzmessungen zu verschiedenen Zeitpunkten verifiziert werden.

2.6.7 Toxikologie von fluoreszierenden Stoffen

Bei Fluoreszenzfarbstoffen handelt es sich um organische Farbstoffe. Eine einfache Beurteilung der Toxizität ist jedoch nicht möglich, da auch innerhalb einer Stoffklasse große Unterschiede bestehen können. So kann laut Sicherheitsdatenblatt (Sicherheitsdatenblätter, 2013) Uranin als unbedenklich, Eosin als reizend für die Augen und Rhodamin B als Gefahr für Augen und schädlich für Wasserorganismen angesehen werden. Vor allem das Vorbereiten und Einbringen der Lösungen sollte nur von geschulten Personen durchgeführt werden, da hier mit Fluoreszenzfarbstoffen in Pulverform oder mit hoch konzentrierten Lösungen gearbeitet wird. In Gewässern kann man aufgrund der hohen Durchmischung davon ausgehen, dass es zu keiner Beeinträchtigung von Organismen und Pflanzen kommt.

2.6.8 Preise von fluoreszierenden Stoffen

Die Preise für Fluoreszenzfarbstoffen sind sehr unterschiedlich und betragen im Jahr 2014 rund 200 bis 800 €/kg. Für Tracermessungen sind nur wenige Gramm notwendig, daher ergeben sich nur geringe Materialkosten für die einzelnen Messungen. Die Anschaffung der erforderlichen Sensoren, Empfangs- und Übertragungsgeräte sowie eines Auswertecomputers ist mit höheren Kosten verbunden und bewegt sich im Bereich von rund 15 000 bis 20 000 Euro.

2.6.9 Zusammenfassung der gängigsten Fluoreszenztracer

In der folgenden Tabelle 2-3 ist ein Überblick der gängigsten Fluoreszenztracer und ihrer Eigenschaften laut ÖWAV Regelblatt 214 (2007) dargestellt.

Tabelle 2-3: Übersicht über gängige Fluoreszenztracer (ÖWAV, 2007)

	Uranin	Eosin G (gelblich)	Sulforhodamin G	Sulforhodamin B	Rhodamin B	Rhodamin WT	Pyranin	Na-Naphthionat	Tinopal CBS-X
C.I. Nr.	45 350	45 380	45 220	45 100	45 170	k. A.	59 040	k. A.	351
C.I. Name	Acid Yellow 73	Acid Red 87	Acid Red 50	Acid Red 52	Basic Violet 10	Acid Red 388	Solvent Green 7	k. A.	Fluorescent Brightener 351
CASRN	518-47-8	17372-87-1	5873-16-5	3520-42-1	81-88-9	37299-86-8	6358-69-6	130-13-2	27322-41-8
NIOSH-RTECS	LM 5425000	LM 5850000	k. A.	BP 6750000	BP 3675000	KH 2737000	UR 2700000	k. A.	DB 5044530
Summenformel	C ₂₀ H ₁₀ Na ₂ O ₅	C ₂₀ H ₆ Br ₄ Na ₂ O ₅	C ₂₅ H ₂₆ N ₂ Na ₂ O ₇ S ₂	C ₂₅ H ₂₄ N ₂ NaO ₇ S ₂	C ₂₈ H ₃₁ ClN ₂ O ₅	C ₂₃ H ₁₉ ClN ₂ Na ₂ O ₅	C ₁₆ H ₇ Na ₂ O ₅	C ₁₀ H ₆ NNaO ₃ S·xH ₂ O	C ₂₆ H ₃₀ Na ₂ O ₅
Formelmasse	376.27	691.85	608.71	556.62	479.01	566.98	524.39	245.23 + H ₂ O	562.56
Löslichkeit (g/l)	500	300	20	20	15	flüssig	178	240	25 (25 °C)
Nachweisgrenze (mg/m ³)	0.001	0.01	0.005	0.006	0.006	0.006	0.008	0.3	0.3
Fotolytische Halbwertszeit (h)	11	6	770	820	780	1300	46	41	31
pH-Abhängigkeit	sehr niedrig	sehr niedrig	hoch	hoch	hoch	hoch	niedrig	niedrig	niedrig
Sorptionstendenz	hoch	mittel	niedrig	niedrig	niedrig	niedrig	hoch	niedrig	niedrig
Temperaturkoeff.	sehr niedrig	niedrig	mäßig	mäßig	hoch	mäßig	sehr niedrig	niedrig	hoch
Temperaturkoeff.	0.004	-0.00036	0.0035	0.029	0.027	0.027	0.0019	k. A.	-0.0365
Anregungsmax. (nm)	491	515	535	560	555	558	405 / 465	325	364
Fluoreszenzmax. (nm)	515	535	555	584	580	583	512	420	434
Wellenlängen-Diff.	24	20	20	24	25	25	107 / 47	95	70
Hersteller	MERCK, FLUKA, RIEDEL de HAEN, SIGMA-ALDRICH, ORGANIC DYE STUFF CORP.	MERCK, FLUKA, RIEDEL de HAEN, BASF	ORGANIC DYE-STUFF CORP. (USA)	MERCK, FLUKA, RIEDEL de HAEN, BASF, ORGANIC DYE STUFF CORP.	MERCK, FLUKA, RIEDEL de HAEN, BASF	DUPONT, COLE PALMER, ORGANIC DYE STUFF CORP.	BAYER, SERVA, LANXESS	FLUKA	CIBA-Geigy

C.I. Nr.: Colour Index Number
 C.I. Name: Colour Index Name
 CASRN: Chemical Abstracts Service Registry Number
 NIOSH: National Institute for Occupational Safety and Health, USA
 RTECS: Registry of toxic effects of chemical substances
 Formelmasse (gerundet auf 2 Dezimalen) nach IUPAC (COPLEN, 2001)
 Löslichkeit: in H₂O-dest bei 20 °C
 Nachweisgrenze: nicht statistisch definiert, sondern Angabe für praktisch erreichbare Werte in reinem Wasser, hohe Schwebstoffführung kann die Werte drastisch verschlechtern
 Fotolytische Halbwertszeit: jene Zeit in Stunden, nach der unter definierten Versuchsbedingungen in Testlösungen die Fluoreszenz zur Hälfte abgenommen hat (BEHRENS & TEICHMANN, 1982)
 Temp.-koeff.: Temperaturkoeffizient, welcher die Abnahme der Fluoreszenzintensität pro °C Erwärmung angibt
 Anregungs- und Fluoreszenzmaxima beziehen sich auf alkalisches Milieu (pH 7–8.5) und Wasser als Lösungsmittel. Die Zahlenwerte sind ein Anhalt, im konkreten Fall müssen die optischen Eigenschaften an Hand eines Referenzmaterials untersucht werden.
 Hersteller: Es sind nur die gängigsten Hersteller angeführt.

2.7 Sensorik zur Online-Tracermessung

In diesem Abschnitt erfolgt eine Beschreibung der Sensorik und des Messprinzips der Online-Tracermessung, mit der die Tracerkonzentration an einem Messpunkt in zeitlich hoch aufgelöster Form erfasst werden kann. In dieser Arbeit wird speziell auf die Online-Tracermessung nach dem Prinzip der Fluoreszenzlichtmessung eingegangen. Es wurden optische Fluoreszenzmesssonden vom Typ „TQ-Tracer“ inklusive Datenerfassungsgeräten vom Typ „TQ-Amp“ in Kombination mit der Bedienungssoftware „TQ-Commander“ verwendet (Fa. Sommer Messtechnik GmbH).

2.7.1 Prinzip der Fluoreszenzlichtmessung

Die nachfolgende Beschreibung der Fluoreszenzlichtmessung wurde aus Volgger (2008) sinngemäß entnommen. Das sogenannte Anregungslicht wird von der Messsonde ausgestrahlt und trifft auf die Moleküle des Fluoreszenzfarbstoffs. Dabei werden die Photonen absorbiert und dadurch die Elektronen des Moleküls in ein energetisch höheres Orbital gehoben. Die so angeregten Moleküle können sich allerdings nicht auf diesem Niveau halten und fallen praktisch augenblicklich auf ihr ursprüngliches Energieniveau zurück (siehe Abbildung 2-12). Die dadurch freiwerdende Energie wird als Wärme und Fluoreszenzlicht abgegeben. Das Fluoreszenzlicht ist aufgrund der Aufteilung in Wärme und Licht immer langwelliger (energieärmer) als das Anregungslicht (eine detaillierte Beschreibung des Anregungslichtes kann Abschnitt 2.6 entnommen werden). Die Intensität des abgegebenen Fluoreszenzlichts wird von den Messsonden aufgefangen und als Spannung gemessen. Da durch die Fluoreszenzintensität nicht direkt auf die Konzentration des Fluoreszenzfarbstoffes geschlossen werden kann, muss ein Bezug zwischen dem gemessenen Spannungswert und der Konzentration durch eine Kalibrierung hergestellt werden (siehe Abschnitt 2.7.3).

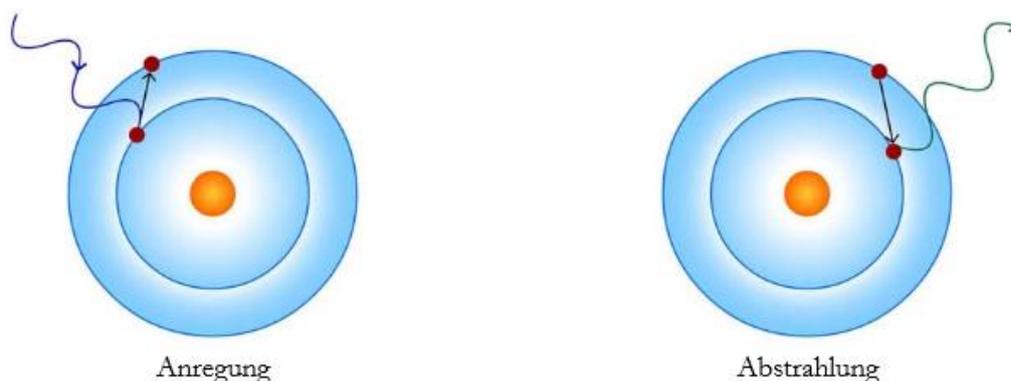


Abbildung 2-12: Anregungs- und Fluoreszenzlicht beim Prinzip der Fluoreszenzlichtmessung (Volgger, 2008)

2.7.2 Beschreibung von optischen Fluoreszenzmesssonden

Die nachfolgende Beschreibung bezieht sich auf optische Fluoreszenzmesssonden der Fa. Sommer Messtechnik GmbH, die zur Versuchsdurchführung in dieser Arbeit verwendet wurden.

Die optische Fluoreszenzmesssonde „TQ-Tracer“ kann sowohl zur Online-Tracermessung mit momentaner und als auch mit kontinuierlicher Zugabe verwendet werden. Es können damit Konzentrationen der beiden Fluoreszenztracer Uranin und Rhodamin B zwischen 0 und 100 µg/L in einem vom Hersteller angegebenen Temperaturbereich zwischen 0 und 50 °C gemessen werden.

Das Messgerät „TQ-Amp“ dient zur Erfassung und Übertragung der von der Tracer-sonde generierten Messwerte, wobei damit sowohl Tracersonden zur Messung der Fluoreszenzkonzentrationen wie auch von Salzkonzentrationen eingebunden werden können. Die Übertragung erfolgt von den Tracersonden zum Messgerät über Kabelanbindung und vom Messgerät zu einem Auswertecomputer mit installierter Auswertungssoftware über das integrierte Bluetooth-Modul (Reichweite bis max. 100 m). Das Messgerät selbst verfügt über keine Speicherkapazität, wodurch eine Aufzeichnung von Messwerten nur durch die Übertragung zur Auswertungssoftware oder durch die Übertragung an einen zusätzlich angeschlossenen Datenlogger erfolgen kann. Das minimale Übertragungsintervall beträgt 1 s. Die Energieversorgung kann über 3 x 1,5 V NiMH Akkus (2500 mAh) erfolgen, womit eine Betriebsdauer von ca. 25 h erreicht werden kann.

Die Auswertungssoftware „TQ-Commander“ dient zur Aufzeichnung der von der Tracer-sonde generierten Messwerte. Durch die implementierte Auswerteroutine erfolgt die Durchflussberechnung bei Verwendung einer momentanen Zugabe automatisch. Bei Verwendung einer kontinuierlichen Zugabe muss die Durchflussberechnung im Anschluss an die Tracermessung händisch erfolgen. Mithilfe der Software können Fehler oder Veränderungen während der Messung sichtbar gemacht werden, was ein rasches Eingreifen und das Setzen von entsprechenden Maßnahmen ermöglicht. Die Software kann als desktopbasierte oder mobile Windows-Version installiert werden. Eine kurze Beschreibung der Durchführung einer Tracermessung unter Verwendung der Software „TQ-Commander“ kann dem Anhang A.1 entnommen werden.

In Abbildung 2-13 sind drei der verwendeten Tracersonden „TQ-Tracer“ inklusive der zugehörigen Messgeräte „TQ-Amp“ abgebildet. Abbildung 6 enthält eine Darstellung der grafischen Benutzeroberfläche (GUI) der Auswertungssoftware „TQ-Commander“.



Abbildung 2-13: Drei Fluoreszenzmesssonden „TQ-Tracer“ mit Datenerfassungsgeräten „TQ-Amp“ und Kalibrierungsset (links) und Fluoreszenzmesssonde „TQ-Tracer“ inkl. Schutzhülle (rechts).

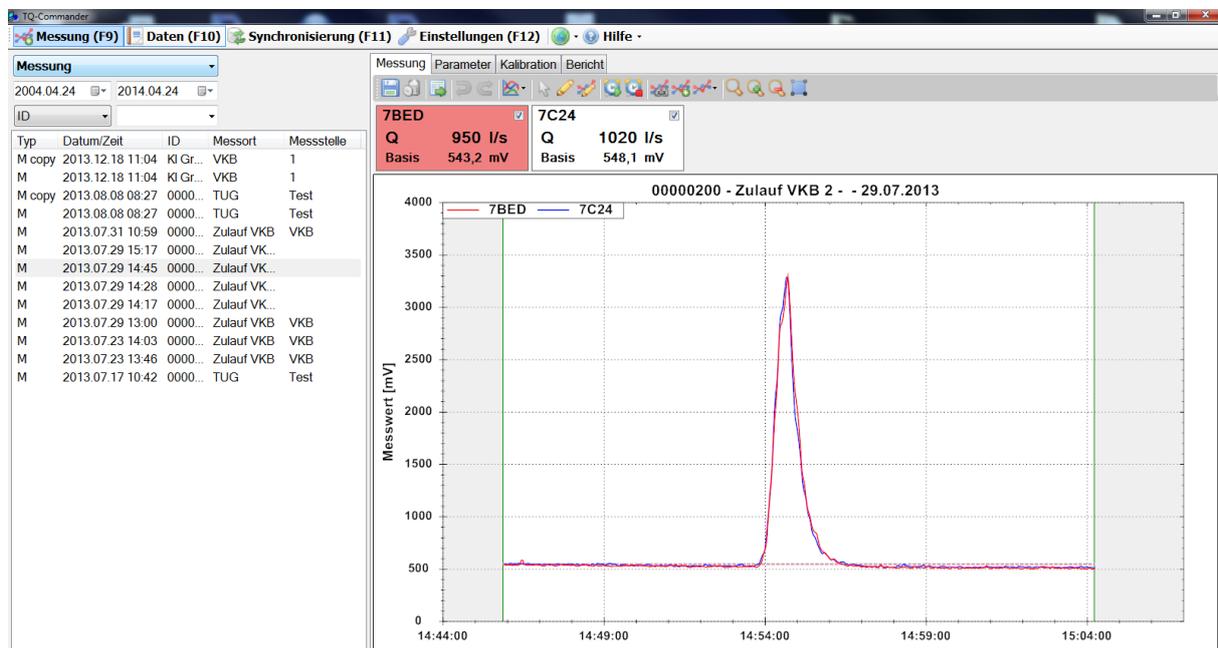


Abbildung 2-14: Programmoberfläche der Auswertungssoftware „TQ-Commander“.

2.7.3 Kalibrierung von Fluoreszenzmesssonden

Es besteht kein fester Zusammenhang zwischen der von der Tracersonde gemessenen Intensität des abgegebenen Fluoreszenzlichts der fluoreszierenden Farbstoffe und der Konzentration des Tracers im untersuchten Medium. Daher ist vor jeder Mes-

sung eine Kalibrierung notwendig, um eine Korrelation zwischen den beiden Parametern herzustellen (siehe Abschnitt 4.1.3 für weitere Details). Durch die Kalibrierung kann eine mathematische Funktion beschrieben werden, die den linearen Zusammenhang zwischen der gemessenen Fluoreszenzintensität (mV) und der Tracerkonzentration (mg/m^3) beschreibt. Die Steigung dieser Funktion wird als Kalibrierungsfaktor bezeichnet.

2.8 Messtechnische Grundlagen

Da sich diese Arbeit neben den grundsätzlichen Einsatzmöglichkeiten von Tracermessungen auf Kläranlagen mit der Genauigkeit der Tracermessungen im Vergleich zu konventionellen Durchflussmessungen beschäftigt, wird in diesem Abschnitt ein kurzer, zusammenfassender Überblick über das Thema Messabweichungen gegeben.

2.8.1 Begriffsdefinitionen in der Messtechnik

Die folgenden Erläuterungen basieren auf den Definitionen des Merkblatts DWA-M 181 (2011).

- Messgröße:

Ist die physikalische Größe, der die Messung gilt (z. B. Durchfluss, Höhenstand, Geschwindigkeit, etc.).
- Messwert:

Ist der Wert, den eine Messgröße annehmen kann und wird als Produkt von Zahlenwerten und Einheit angegeben (z. B. $1 \text{ m}^3/\text{s}$, 1 m , $1 \text{ m}/\text{s}$, etc.).
- Messergebnis:

Ist die beste Näherung an den wahren Wert einer Messgröße. Die Erfassung des „wahren“ Werts der Messgröße ist im Allgemeinen nicht möglich, da das Messergebnis immer eine Kombination aus dem Schätzwert der Messgröße und der zugehörigen Messunsicherheiten ist.
- Direktes Messergebnis:

Von einem direkten Messergebnis spricht man, wenn der Messwert dem gesuchten Messergebnis entspricht.
- Indirektes Messergebnis:

Von einem indirekten Messergebnis spricht man, wenn aus mehreren Messwerten mithilfe einer mathematischen Beziehung eine Messgröße berechnet wird.
- Messeinrichtung:

Alle für eine Messung notwendigen Geräte.

- **Direktes Messverfahren:**
Experimentell Maßnahme, die den Messwert einer Messgröße unmittelbar ausgibt.
- **Indirektes Messverfahren:**
Experimentelle Maßnahme, die einen oder mehrere Messwerte oder Messgrößen ausgeben die mithilfe einer mathematischen Beziehung anschließend in die gesuchte Messgröße umgerechnet werden.
- **Messsignal:**
Ist der elektrisch übertragene Messwert.

2.8.2 Messabweichungen und Messunsicherheiten

- **Messabweichung:**
Als Messabweichung wird die Differenz zwischen einem Messwert und dem als richtig angenommen Referenzwert (wahrer Wert) bezeichnet. Es kann sich dabei um grobe, zufällige oder systematische Messabweichungen handeln (siehe Abbildung 2-15). In Tabelle 2-4 sind Arten und Quellen von Messabweichungen bei der Messung von Wasserständen und Durchflüssen in Abwasseranlagen zusammengefasst.

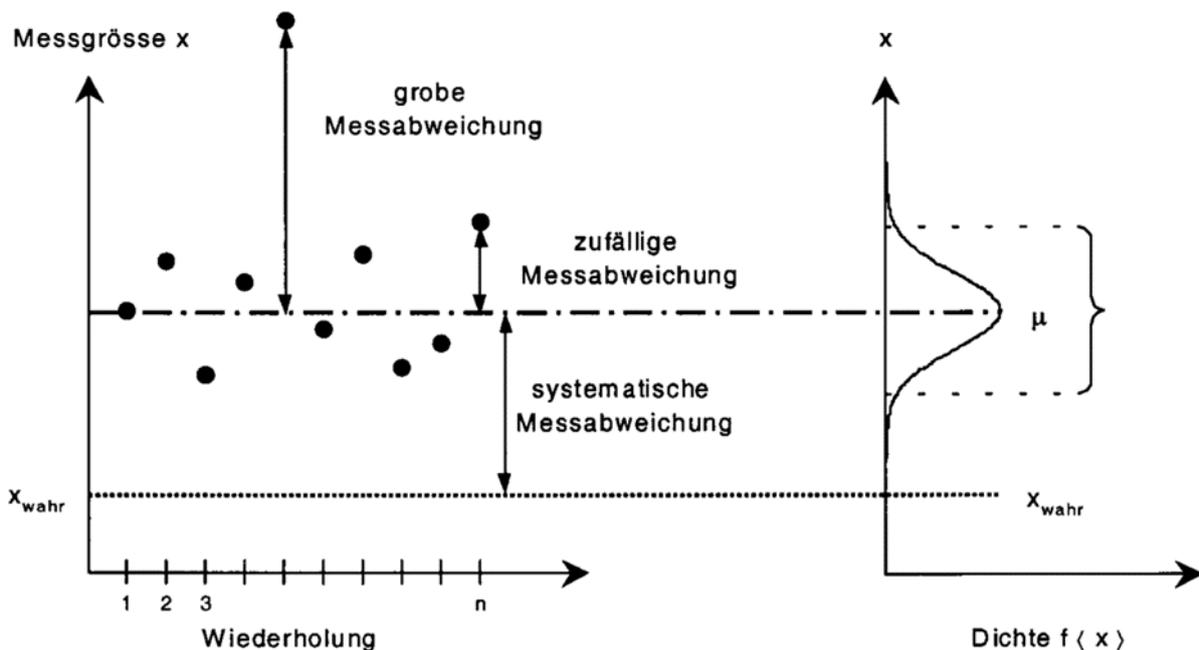


Abbildung 2-15: Arten der Messabweichungen (Thomann, 2002)

- **Grobe Messabweichungen (Messfehler):**
Grobe Messabweichungen werden als Messfehler bezeichnet, da sie untolerierbar große Abweichungen vom „wahren“ Wert darstellen. Solche Fehler können durch menschliche Fehler oder Fehlfunktionen der Messsysteme entstehen.

- **Zufällige Messabweichungen:**
Sind Abweichungen, die durch unvorhergesehene und zufällige zeitliche sowie räumliche Veränderungen der Einflussgrößen verursacht werden. Zufällige Messabweichungen können nicht vollkommen vermieden werden, sie können durch möglichst sorgfältige Durchführung und Wiederholung der Messung reduziert werden.
- **Systematische Messabweichungen:**
Systematische Messabweichungen sind Messabweichungen, die sich durch wiederholtes Messen nicht reduzieren lassen und sich auf alle Messwerte gleichermaßen auswirken.
- **Messfehler:**
Als Messfehler werden nicht korrigierte systematische und grobe Messabweichungen bezeichnet.
- **Messunsicherheiten:**
Messunsicherheiten setzen sich aus zufälligen Einflüssen, unerkannten systematischen Einflüssen und deren unvollkommener Korrektur zusammen. Diese können viele Ursachen haben, wie beispielsweise Umweltbedingungen, die Auflösung der Messgeräte und Übertragungsgeräte, ungenaue Kenntnis über die Rahmenbedingungen der Messung oder Beobachtereinflüsse.

Tabelle 2-4: Arten und Ursachen von Messabweichungen (DWA-M 181, 2011)

Art	Ursachenbereiche			
	Gerät	Betrieb	Hydraulik	Software
systematische Abweichung	<ul style="list-style-type: none"> • Nullpunkt • Hysterese • Umwelteinflüsse • Kennliniendrift • Teildefekte 	<ul style="list-style-type: none"> • Installation • Parameterjustierung • Kalibrierung • Beobachterfehler 	<ul style="list-style-type: none"> • Bauwerkshydraulik • hydraulische Randbedingungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnungsalgorithmen • Programmfehler • Geräte-/Systemdaten
zufällige Abweichung	<ul style="list-style-type: none"> • Umwelteinflüsse • Kennliniendrift • Teildefekte 	<ul style="list-style-type: none"> • Ablagerungen • Gerinnebewuchs • Umwelteinflüsse • Beobachtereinflüsse 	<ul style="list-style-type: none"> • Oberflächenwellen • Turbulenz • Irregularitäten im Strömungsfeld 	

- **Standardunsicherheit u :**
Die Standardunsicherheit u ist die Basisgröße zur Ermittlung der Unsicherheiten von Messgrößen. Sie entspricht der statistisch geschätzten Standardabweichung einer mehrmaligen Messung der zu untersuchenden Messgröße. Dabei wird eine Normalverteilung der Messwerte angenommen.

- Kombinierte Standardunsicherheit u_c :

Ist die Unsicherheit von Messergebnissen und wird mithilfe analytischer oder numerischer Verfahren aus den Standardunsicherheiten der einzelnen Messgrößen berechnet.

- Absolute Messabweichung x_a :

Ist die Differenz zwischen dem Messwert x und dem „wahren“ oder erwarteten Wert x_{soll} (siehe Gleichung 5).

$$x_a = x - x_{soll} \quad \text{Gleichung 5}$$

- Relative Messabweichung x_a^* :

Ist das Verhältnis zwischen dem Absoluten Fehler x_a und dem „wahren“ oder erwarteten Wert x_{soll} und wird in Prozent angegeben (siehe Gleichung 6).

$$x_a^* = \frac{x_a}{x_{soll}} = \frac{x - x_{soll}}{x_{soll}} = \frac{x}{x_{soll}} - 1 \quad (\%) \quad \text{Gleichung 6}$$

- Fehlergrenzen:

Ist der festgelegte Höchstbetrag für positive oder negative Abweichungen vom „wahren“ oder erwarteten Wert x_{soll} . Bei einer Überschreitung der Fehlergrenze ist der Messwert oder das Messergebnis als fehlerhaft oder falsch zu bezeichnen.

- Korrelationswert (Korrelationskoeffizient):

Ist ein dimensionsloses Maß für den Grad des linearen Zusammenhangs zwischen zwei Datenreihen und kann einen Wert zwischen -1 und 1 annehmen. Ein Wert von 0 bedeutet, dass kein linearer Zusammenhang zwischen den Daten besteht und ein Wert von 1 oder -1 bedeutet, dass ein vollständiger positiver oder negativer Zusammenhang besteht.

2.9 Durchflussmessung in Entwässerungssystemen

2.9.1 Methoden der Durchflussmessung

Auf Basis des deutschen Merkblatts DWA-M 181 (2011) können unterschiedliche Methoden zur Durchflussmessung in Entwässerungssystemen angewendet werden. Eine Kategorisierung der Methoden erfolgt dabei in:

- Hydraulische Methoden
- Geschwindigkeitsflächenmethoden
- Volumetrische Methoden
- Tracermethoden

Eine detaillierte Übersicht der verwendeten Methoden je Kategorie kann Abbildung 2-16 entnommen werden.

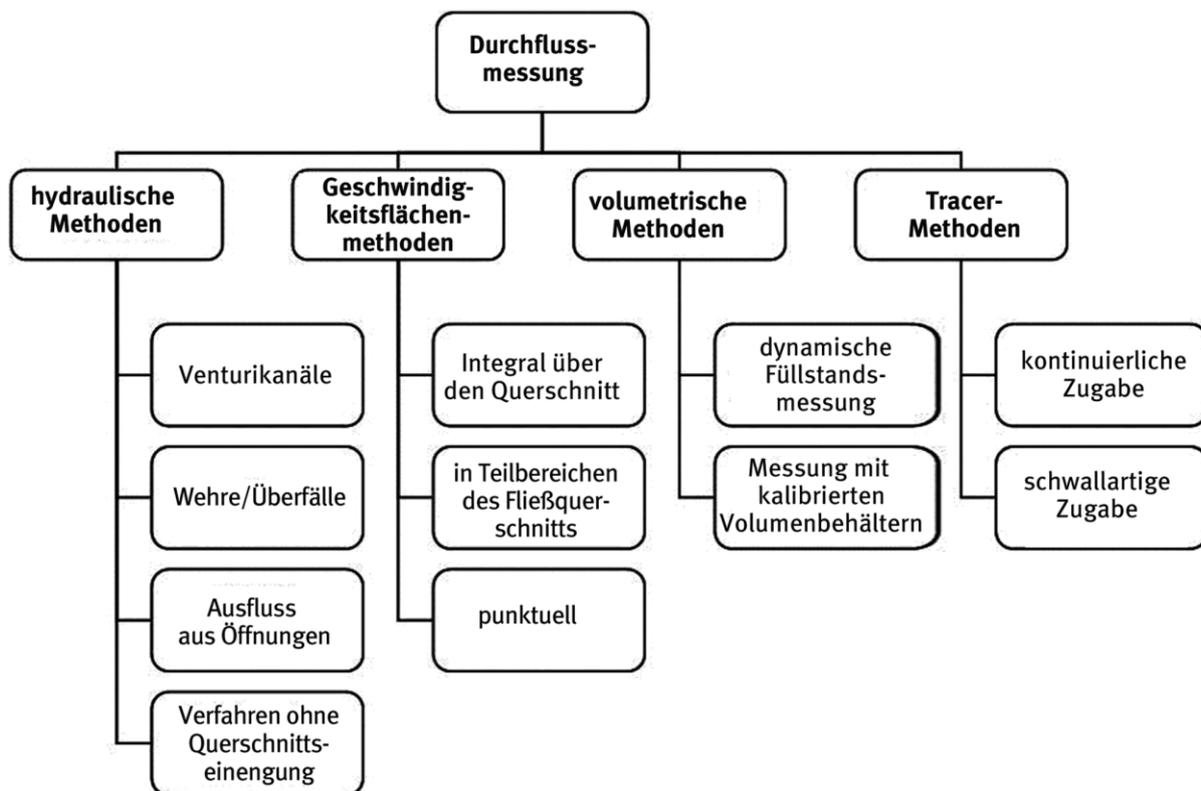


Abbildung 2-16: Übersicht von Methoden zur Durchflussmessung in Entwässerungssystemen (DWA-M 181, 2011)

2.9.2 Prinzip der magnetisch induktiven Durchflussmessung (MID)

Die folgende Beschreibung des Messprinzips der MID entspricht sinngemäß den Darstellungen aus dem deutschen Merkblatt DWA-M 181 (2011) und Morgenschweis (2010). Die MID-Messung stellt das einzige kontinuierliche Messverfahren dar, mit dem das Geschwindigkeitsfeld integral im gesamten Fließquerschnitt erfasst werden kann, was eine hohe Messgenauigkeit im Vergleich zu anderen kontinuierlichen Methoden zur Durchflussmessung bewirkt. Die MID-Messung im vollgefüllten Rohrquerschnitt („Vollfüllungs-MID“) wurde von Thürlemann, (1941) erstmalig beschrieben. Voraussetzung hierfür ist ein voll ausgebildetes rotationssymmetrisches Geschwindigkeitsprofil. Grundlage der MID-Messung ist das Faraday'sche Induktionsgesetz. Im durchflossenen Querschnitt wird ein Magnetfeld erzeugt. Bewegt sich das Abwasser als elektrisch leitendes Fluid senkrecht zu den Feldlinien durch das Magnetfeld (siehe Abbildung 9), wird an den Messelektroden eine Spannung induziert, die direkt proportional zur mittleren Fließgeschwindigkeit v_m im Gesamtquerschnitt ist (siehe Gleichung 7).

$$Q = \frac{U}{B \cdot L} \quad \text{Gleichung 7}$$

mit:

- v_m = Mittlere Fließgeschwindigkeit (m/s)
 U = Induzierte Spannung (V)
 B = Feldstärke Magnetfeld (V·s/m²)
 L = Abstand der Elektroden (m)

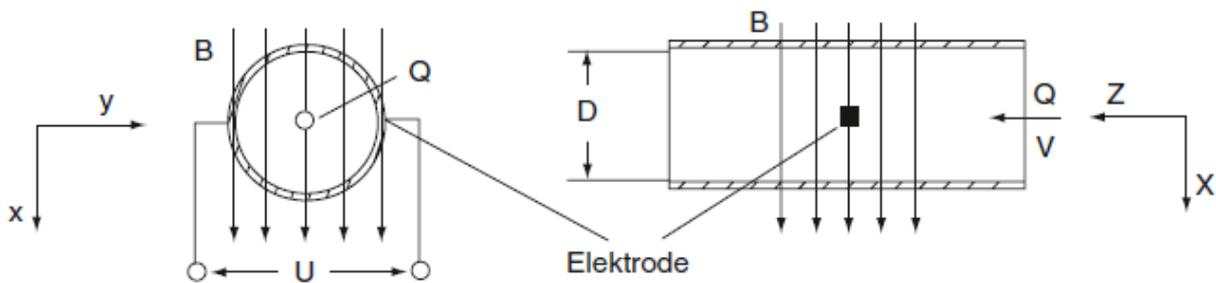


Abbildung 2-17: Prinzip der magnetisch induktiven Durchflussmessung (Morgenschweis, 2010)

Für vollgefüllte Rohrleitungsquerschnitte kann der Durchfluss, mit Hilfe der Kontinuitätsgleichung, wie folgt berechnet werden (Gleichung 8):

$$Q = \frac{U}{B \cdot L} \cdot A \quad \text{Gleichung 8}$$

mit:

- Q = Durchfluss (m³/s)
 U = Induzierte Spannung (V)
 B = Feldstärke Magnetfeld (V·s/m²)
 L = Abstand der Elektroden (m)
 A = Kreisfläche $D^2\pi/4$ (m²)

Vor allem bei der Durchflussmessung im Zulauf von Kläranlagen hat sich die Methode der MID-Messung bewährt, da der hohe Anteil an Fest- und Schwebstoffen im Rohabwasser keinen Einfluss auf die Messung hat.

2.9.3 Unsicherheiten von Durchflussmesssystemen

Im Merkblatt DWA-M 181 (2011) werden außerdem Angaben zur Unsicherheit der einzelnen Messmethoden gemacht, die in Tabelle 2-5 dargestellt sind. Für Tracermessungen mit kontinuierlicher Zugabe wird die Messunsicherheit mit 8,5 % angegeben.

Tabelle 2-5: Angaben zur Unsicherheit von Methoden zur Durchflussmessung in Entwässerungssystemen (DWA-M 181, 2011)

	erweiterte relative Unsicherheit U^* (%) für ein Vertrauensniveau von 99 % ($p = 0,99$)							
	6	10	20	25	30	50	75	100
relativer Messwert (% vom Maximalwert der Messeinrichtung)	6	10	20	25	30	50	75	100
Wasserstand¹⁾								
Ultraschallsonde 0 m bis 2 m	3,6	2,3	1,0	0,8	0,8	0,5	0,3	0,3
Wasserstand Drucksonde 0 m bis 2 m	6,2	3,6	1,8	1,5	1,3	0,8	0,5	0,3
Wasserstand Drucksonde 0 m bis 6 m	4,9	3,1	1,5	1,3	1,0	0,5	0,5	0,3
Durchfluss								
Venturikanal	11,1	10,3	9,3	9,3	9,0	8,8	8,5	8,5
MID im vollgefüllten Kreisrohr	5,2	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6
MID im teilgefüllten Kreisrohr	7,7	7,7	5,2	5,2	5,2	5,2	7,7 ²⁾	7,7 ²⁾
Rechteckmesswehre	6,4	5,4	4,6	4,4	4,4	3,9	3,6	3,3
Dreiecksmesswehre	6,4	6,2	5,7	5,4	5,4	5,2	4,9	4,9
freier Ausfluss aus Öffnungen	–	–	–	3,3	3,1	3,1	2,8	2,8
kombiniertes Messverfahren von Wasserstand h und Maximalgeschwindigkeit v_{\max} im teilgefüllten Kreisquerschnitt $600 \leq DN \leq 1400$ mit $h \geq 8$ cm und näherungsweise axialsymmetrischer Geschwindigkeitsverteilung	17,0	17,0	16,7	16,7	16,7	16,2	15,7	16,7 ²⁾
kombiniertes Messverfahren von h und $v(h)$ im teilgefüllten Kreisquerschnitt $600 \leq DN \leq 1400$ mit $h \geq 8$ cm und näherungsweise axialsymmetrischer Geschwindigkeitsverteilung	10,3	10,3	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	10,3 ²⁾
Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5
ANMERKUNGEN								
1) Ohne Berücksichtigung von Unsicherheitsanteilen aus Höhenaufmaß und Oberflächenwellen.								
2) Im oberen Messbereich ist aufgrund hydrodynamischer und messtechnischer Effekte ein Anstieg der Messabweichungen zu beobachten.								

2.10 Überprüfung von Durchflussmeseinrichtungen auf Kläranlagen nach dem ÖWAV Regelblatt 38 (2007)

Der Abwasservolumenstrom (Durchfluss) ist ein wesentlicher Parameter der Anlagenüberwachung auf Kläranlagen. Durch seine korrekte Erfassung ist es möglich, mengenproportionale Abwasserproben zu entnehmen und die Belastung der ARA in hydraulischer und stofflicher Hinsicht zu ermitteln. Deshalb beschäftigt sich der folgende Abschnitt mit der Notwendigkeit und der Durchführung der Überprüfung von Durchflussmeseinrichtungen auf Kläranlagen nach dem ÖWAV Regelblatt 38 (2007).

2.10.1 Notwendigkeit der Überprüfung von Durchflussmeseinrichtungen auf Kläranlagen

Gemäß der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEVKA) (BGBl.-Nr.-210/1996, 1996), sind in Österreich bei Kläranlagen mit einer Ausbaugröße größer 1000 EW₆₀ die Durchflussmeseinrichtungen mindestens einmal jährlich zu überprüfen. Dabei soll eine Kontrolle der ordnungsgemäßen Installation, der Wartung und des Betriebs der Einrichtungen durchgeführt werden.

Um bundesweit einheitliche Anforderungen an die gesetzlich vorgeschriebene Überprüfung von Durchflussmeseinrichtungen und deren Dokumentation zu schaffen, wurde im Jahr 2007 das ÖWAV Regelblatt 38 „Überprüfung stationärer Durchflussmeseinrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen“ (ÖWAV, 2007) veröffentlicht. Bei der Art der Überprüfung wird darin zwischen Erstprüfung und vereinfachter Folgeprüfung unterschieden. Die Erstprüfung soll nach erfolgter Inbetriebnahme und vor dem Ablauf etwaiger Gewährleistungsansprüche der Durchflussmeseinrichtung einer Kläranlage erfolgen. Die vereinfachte Folgeprüfung soll laut 1. AEVKA mindestens einmal jährlich zum Nachweis der Funktionsfähigkeit der Durchflussmeseinrichtung im eingebauten Zustand unter Verwendung einer Vergleichsmessung unter Betriebsbedingungen erfolgen.

Während der Vergleichsmessung sind sowohl die beiden Momentanwerte des stationären und des mobilen Referenzmesssystems aufzuzeichnen als auch die im Prozessleitsystem und im mobilen Messsystem aufsummierten Mengen zu erfassen, auszuwerten und ein Vergleich der beiden Messsysteme für den gleichen Zeitabschnitt durchzuführen.

Der Ort der Vergleichsmessung sollte nahe der stationären Messstelle liegen. Wenn dies nicht möglich ist, können nur Summen und keine Momentanwerte verglichen werden. Die zu prüfende stationäre Messstelle darf durch die Vergleichsmessung in keiner Weise beeinflusst werden.

Wenn im Zulauf und im Ablauf einer Kläranlage Durchflussmeseinrichtungen vorhanden sind, ist zumindest eine davon durch eine Vergleichsmessung zu prüfen.

Bei den Anforderungen an die Überprüfung von Durchflussmeseinrichtungen nach ÖWAV Regelblatt 38 (2007) sind auch die Festlegungen der ÖNORMEN M 5880 (1998) und M 5892 (2003) und des ÖWAV Regelblatts 6 „Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen“, Teil 1 (1998) und Teil 2 (2000) zu beachten.

2.10.2 Arten der Fremdüberprüfung

Die Fremdüberprüfung unterscheidet sich in zwei Arten von Überprüfungen die gemäß Regelblatt 38 (2007) von einer Prüfstelle vorzunehmen sind, die „Voll oder Erstprüfung“, die im Rahmen der Inbetriebnahme der ARA durchgeführt werden muss und der „Vereinfachten Folgeprüfung“, die jährlich durchgeführt werden muss.

2.10.3 Anforderungen an die Prüfstelle

Laut ÖWAV Regelblatt 38 (2007) sollten die folgenden Anforderungen von der Prüfstelle erfüllt sein, um die Überprüfung der Durchflusseinrichtungen durchführen zu können.

- Ausrüstung:
 - Die Prüfstelle muss nachweisen, dass für das zu überprüfende Messsystem und für die zu überprüfenden Messbereiche geeignete Prüfmittel vorhanden sind.
 - Der Garantiefehler des Prüfmittels ist im Prüfbericht anzugeben und darf $\pm 2\%$ vom Messwert nicht überschreiten. Eine Kopie eines gültigen Kalibrierscheins ist beizulegen, die Kalibrierung darf zum Zeitpunkt der Überprüfung nicht mehr als 15 Monate zurückliegen. Die Kalibrierung muss vom Hersteller bzw. von einer akkreditierten Kalibrierstelle durchgeführt werden.
- Fachkenntnisse des Überprüfungspersonals:
 - Die Prüfstelle darf nur erfahrene und geschulte Personen mit der Überprüfung betrauen.
- Dokumentation des Qualitätsmanagements der Prüfstelle:
 - Überblick über erforderliche Arbeitsprozesse und deren gegenseitige Vernetzung (z. B. Organigramm der Prüfstelle).
 - Arbeitsanweisungen für relevante Prozesse (z. B. Auftragsabwicklung für Durchflussmessung auf einer Abwasserreinigungsanlage).
 - System zur Fehlererkennung, -dokumentation und -behebung (inkl. Prüfmittelüberwachung).
- Einschlägige Erfahrung mit entsprechenden Referenzen.

2.10.4 Vorgangsweise bei der Voll- und Folgeprüfung

Bei der Überprüfung ist die gesamte Funktionsfähigkeit des Messsystems im eingebauten Zustand von der Messwertaufnahme bis zur Auswertung und Summierung der Durchflussmenge zu überprüfen. Die Überprüfung muss durch Vergleichsmessungen auf der ARA erfolgen und darf nicht im ausgebauten Zustand oder an Teilen des Systems durchgeführt werden.

Eine genaue Beschreibung der Arbeitsschritte und ein Schema der Vorgangsweise ist im ÖWAV Regelblatt 38 (2007) dargestellt.

2.10.5 Zulässige Abweichung des zu überprüfenden Messsystems

Die Abweichung zwischen dem überprüften Messsystem und dem Referenzmesssystem darf unter Betriebsbedingungen nicht mehr als **10 %** betragen. Diese Toleranz gilt

sowohl für Momentanwerte als auch für über den Überprüfungszeitraum ermittelten Teil- oder Gesamtsummen.

2.10.6 Zugelassene Messverfahren für Vergleichsmessungen

Die Vergleichsmessungen können mit verschiedenen Messverfahren durchgeführt werden. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass sich das Referenzmesssystem vom stationären unterscheidet, damit systematische Fehler ausgeschlossen werden können. Eine genauere Beschreibung der folgenden Messverfahren kann dem ÖWAV Regelblatt 38 (2007) entnommen werden.

- Ultraschall-Doppler- bzw. Ultraschall-Korrelations-Verfahren
- Ultraschall-Laufzeitverfahren
- Messwehr
- Magnetisch induktive Durchflussmessung
- Vielpunktmessung
- Radarmessung
- Volumetrische Bestimmung (Behältermessung)
- Tracermessung

3 Randbedingungen und Vorversuche zur Online-Tracermessung auf der ARA Graz

In diesem Kapitel werden zum einen die Randbedingungen auf der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Graz und zum anderen die praktischen Vorversuche für den Einsatz der für diese Arbeit zur Verfügung gestellten Fluoreszenzmesssonden zur Online-Tracermessung (Fa. Sommer Messtechnik GmbH) beschrieben.

3.1 Beschreibung der ARA Graz

Die ARA Graz ist eine der modernsten Kläranlagen Europas und besteht in ihrer jetzigen Form seit 2007. Im 825 km langen Kanalnetz werden jährlich rund 27 Millionen Kubikmeter Schmutz- und Niederschlagswasser zur Kläranlage geleitet und einer mechanischen und biologischen Abwasserreinigung zugeführt. Bei der Anlage handelt es sich um eine biologische Abwasserreinigungsanlage nach dem einstufigen Belebtschlammverfahren mit Schotterfang, Rechen, belüftetem Sandfang, Vorklärbecken, Belebungsbecken, Nachklärbecken und Phosphorfällung sowie anaerober, mesophiler Schlammstabilisierung.



Abbildung 3-1: Luftbild der ARA Graz (maps.google.at, Zugriff: 2014-04-18)

3.1.1 Anlagenteile der ARA Graz

- 4 Mischwasserüberlaufbecken (4 x 3 000 m³)
- 2 Grobstofffänge
- Rechenanlage inkl. Rechengutwäsche und Rechengutentwässerung
 - 2 Umlaufrechen (6 mm Spaltweite)
 - 1 Korbrechen (12 mm Spaltweite)
- 3 x belüfteter Sand- und Fettfang inkl. Sandwäscher (3 x 430 m³)
- Zulaufmengenmessung durch 3 parallel betriebene MID-Messungen (DN 1000)
- 4 rechteckige Vorklärbecken mit Schildräumer (4 x 690 m³)
- 6 Abwasserhebeanlagen (trocken aufgestellte Propellerpumpen)
- 3 Belebungsstufen (gesamt 52 700 m³)
- 4 runde Nachklärbecken mit Schild- und Schwimmschlammräumern und getauchtem Klarwasserabzug (4 x 10 000 m³)
- Phosphatfällungsstation für Flüssigfällungsmittel
- Möglichkeit der automatischen Probenahme im Zulauf zur ARA, im Zulauf zur biologischen Reinigung und im Ablauf der ARA
- Anaerobe, mesophile Schlammstabilisierung und Schlammmentwässerung
- Betriebsgebäude mit Schaltwarte, Labor und Werkstatt

3.1.2 Technische Daten der ARA Graz

Technische Daten ARA Graz-Gössendorf:

- Ausbaugröße: 500 000 EW (entspricht Größenklasse IV gemäß 1. AEVka)
- Hydraulische Belastung:
 - Trockenwetter: $Q_{TW,max} = 1,6 \text{ m}^3/\text{s}$; $Q_{d,TW,max} = 90\,000 \text{ m}^3/\text{d}$
 - Regenwetter: $Q_{ARA} = Q_{MW,max} = 3,2 \text{ m}^3/\text{s}$; $Q_{d,MW,max} = 276\,480 \text{ m}^3/\text{d}$
- Maimale Zulaufmengen gemäß wasserrechtlichem Bewilligungsbescheid:
 - BSB₅ = 30 000 kg/d
 - CSB = 35 000 kg/d
 - TKN = 4 750 kg/d
 - P_{ges} = 750 kg/d
 - ISV = 130 ml/g

3.1.3 Durchflussmesseinrichtungen im Zulauf der ARA Graz

Die Durchflussrate im Zulauf der ARA Graz wird mit insgesamt drei parallel betriebenen MID-Systemen gemessen. Dabei handelt es sich um MIDs mit einer Nennweite DN 1000 vom Typ „MAG 5100W“ (Fa. Siemens). Die MIDs sind zwischen dem Ablauf der Sandfänge (SF) und dem Zulauf zu dem Verteilgerinne der Vorklärbecken (VKB) (siehe Abbildung 3-2) in drei unterirdischen Düklerleitungen (\varnothing 1 m) installiert (siehe Abbildung 3-3).

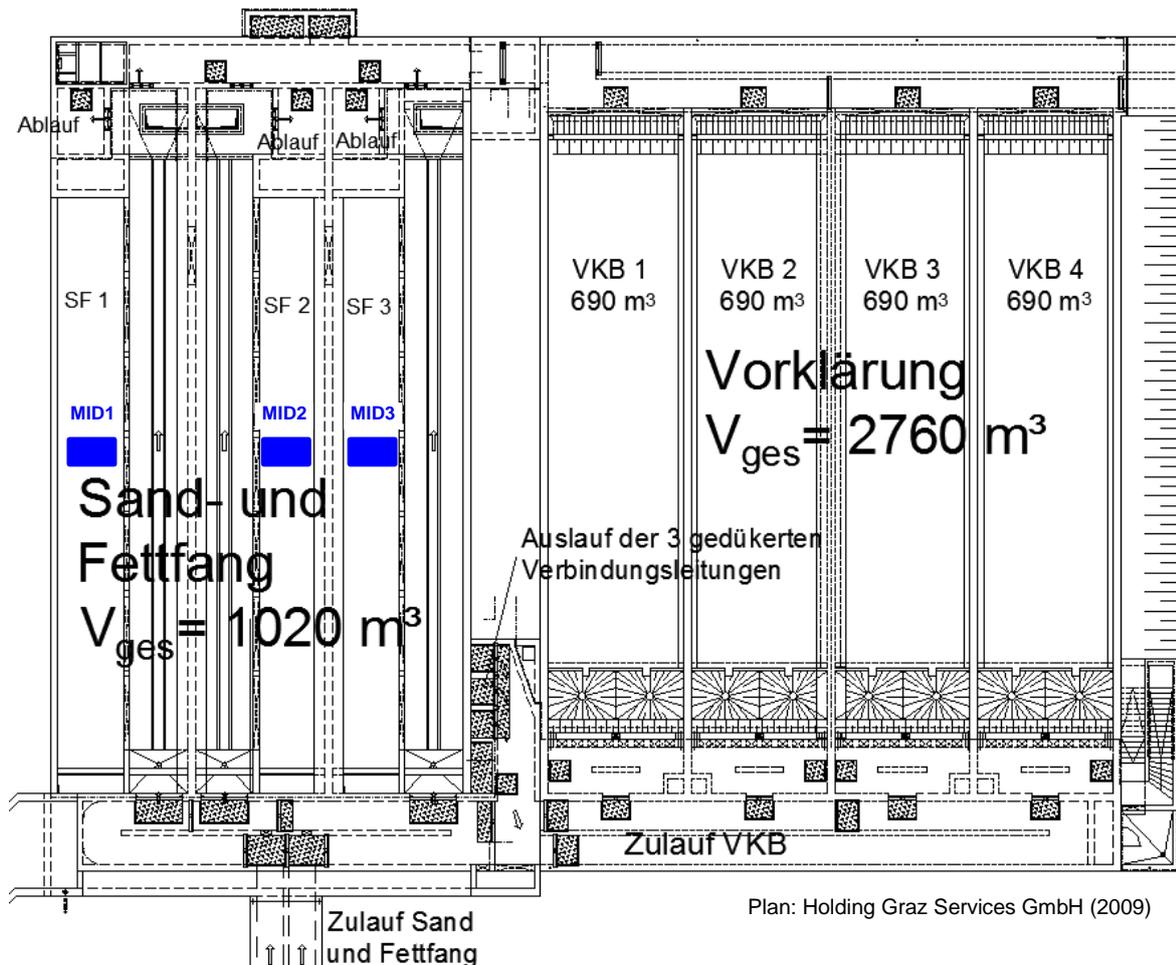


Abbildung 3-2: Lageplan von Sandfang und Vorklärbecken der ARA Graz



Abbildung 3-3: Lage der MIDs in den unterirdischen Dükerleitungen zwischen Sandfang und Vorklärbecken der ARA Graz (gegen die Fließrichtung aufgenommen)

3.1.4 Einfluss der Rechanlage auf die Durchflussmessung der ARA Graz

Die mit zwei Umauf- und einem Korbrechen ausgeführte Rechanlage im Zulaufbereich der ARA Graz hat einen entscheidenden Einfluss auf die gemessenen Durchflussmengen der dahinter installierten MIDs. Da der Umlauf der Rechen nicht kontinuierlich, sondern abhängig vom Wasserstand gesteuert wird, entstehen kurzfristige durch die Umlaufrechen induzierte Durchflussschwankungen von mehr als 200 L/s (Abbildung 3-5). Der Wasserstand vor und nach den Rechen wird mit berührungslosen Ultraschall-Höhenstandsmesssystemen (siehe Abbildung 3-4) gemessen, die bei Erreichen einer maximal zulässigen Wasserstandsdifferenz vor und nach den Rechen den Umlauf der Rechen auslöst. Bei einem durchschnittlichen Trockenwetterzufluss von ca. 1000 L/s erfolgt der Rechenumlauf mit einem zeitlichen Abstand von etwa zwei Minuten. Wie sich im Zuge der Untersuchungen herausstellte, kann die Rechanlage auch mit einer konstanten Umlaufgeschwindigkeit betrieben werden. Bei entsprechend hoher Umlaufgeschwindigkeit kann dadurch ein annähernd konstanter Durchfluss erzeugt werden (siehe Abbildung 4-6). Mit dieser Umlaufgeschwindigkeit kann die Rechanlage jedoch nur kurzzeitig betrieben werden, da es ansonsten zu einer verstärkten Abnutzung der Anlagenteile kommen würde.



Abbildung 3-4: Umlaufrechen mit Höhenstandsmessung der ARA Graz vor einem der beiden Umlaufrechen

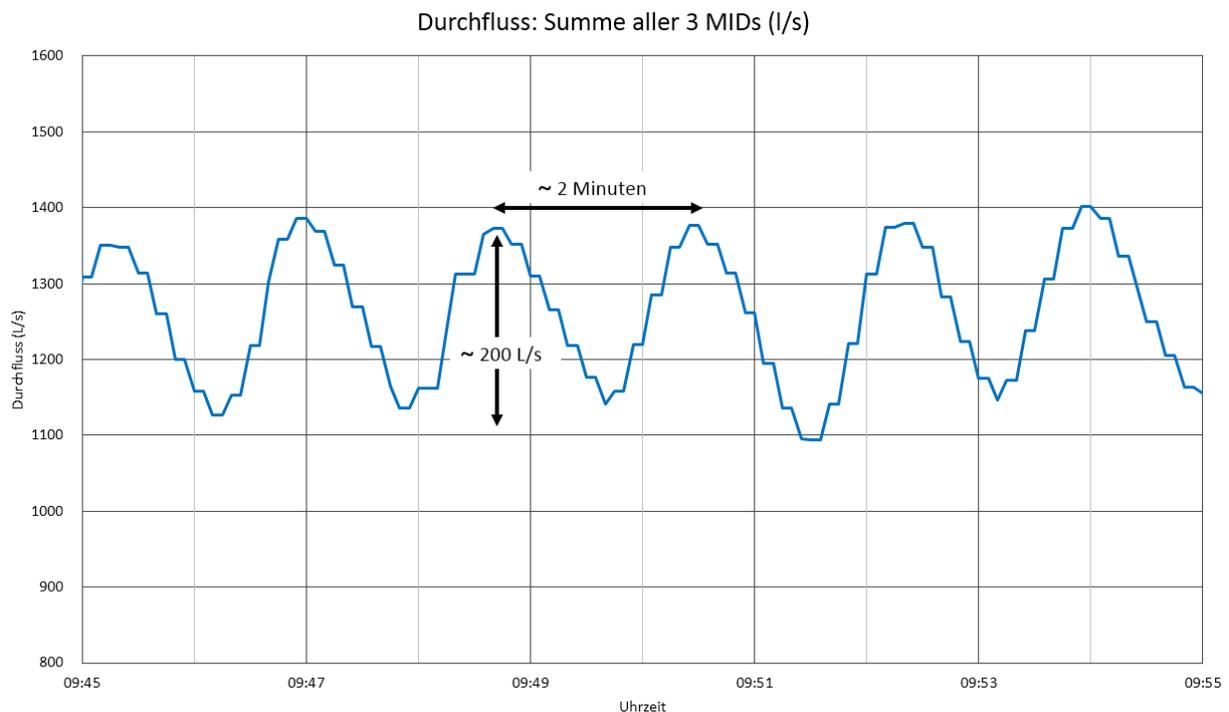


Abbildung 3-5: Einfluss der Rechanlage auf den gemessenen Durchfluss im Zulauf zur ARA Graz

3.2 Überprüfung der Durchflussmessung der ARA Graz mittels volumetrischer Behältermessung

Um die in Abschnitt 2.10 beschriebene Behältermessung im Zuge der Erst- und Folgeprüfungen laut ÖWAV-Regelblatt 38 (2007) durchführen zu können, wurde die Geometrie der Vorklärbecken 3+4 im Jahr 2010 vollständig geodätisch aufgenommen

(siehe Abbildung 3-8) und eine Funktion zwischen Wasserstand (zwischen 0,70 und 2,00 m) und Beckenvolumen aufgestellt (Gruber, 2010).

3.2.1 Geometrie der Vorklärbecken der ARA Graz

Die Funktion gliedert sich dabei in zwei konstante Bereiche, die sich aufgrund der im unteren Bereich abgeschrägten Stirnflächen der Becken leicht unterscheiden. Im Bereich I von 0,7 - 1,6 m Wasserstand steigt das Beckenvolumen um 446,04 m³/m. Im Bereich II von 1,6 - 2,0 m Wasserstand steigt das Beckenvolumen um 455,00 m³/m (siehe Abbildung 3-6).

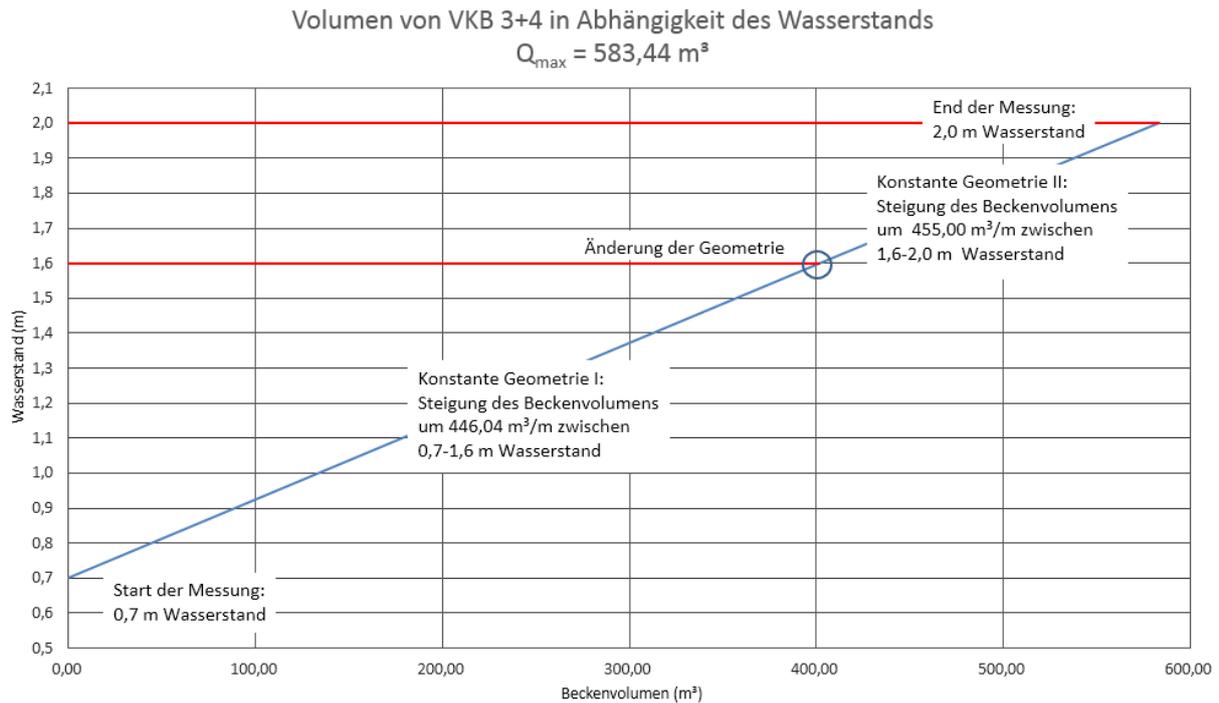


Abbildung 3-6: Funktionaler Zusammenhang zwischen Wasserstand und Beckenvolumen der Vorklärbecken 3+4 der ARA Graz

Aufgrund der Längsneigung in den VKB und der komplizierten Geometrie im Sohlbereich, wurde der Startpunkt der Behältermessungen bei einem Wasserstand von 0,7 m definiert. Die maximal auswertbare Füllhöhe in den beiden hydraulisch kommunizierenden VKB 3+4 ist durch die Höhe der Einlauföffnungen des Zulaufgerinnes in die VKBs mit einer Höhe von 2,0 m begrenzt (siehe Abbildung 3-7). Somit ergibt sich für die Behälterfüllung ein nutz- und auffüllbares Volumen von maximal 583,44 m³. Ab einem Wasserstand von ca. 2,75 m wären die Becken vollkommen gefüllt und das über Zahnschwellen überlaufende Wasser fließt in Richtung Belebungsbecken weiter.

Zur Überprüfung der Durchflussmesseinrichtung werden zeitgleich mit der Behältermessung in den beiden Vorklärbecken auch die gemessenen Durchflüsse in den drei MIDs aufgezeichnet und anschließend deren Summe mit dem Volumenanstieg in den beiden Becken verglichen. Die VKB 1+2 werden während dieser Vergleichsmessungen nicht beschickt.

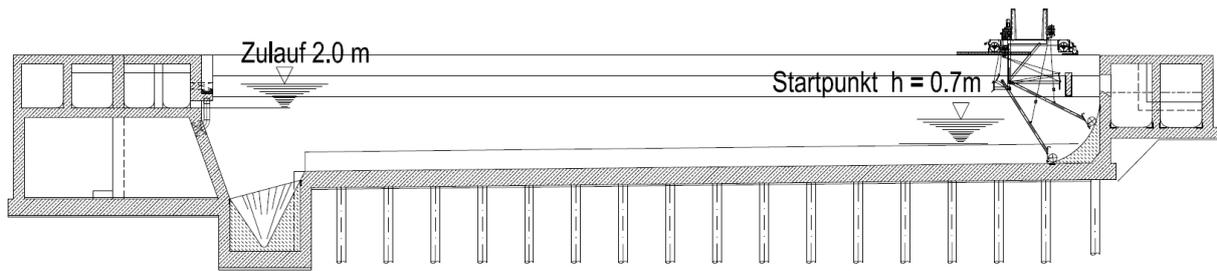


Abbildung 3-7: Minimaler und maximaler Wasserstand während einer Behältermessung in den Vorklärbecken 3+4 der ARA Graz



Abbildung 3-8: Geodätische Aufnahme der Geometrie der Vorklärbecken der ARA Graz (links) und Einlauf über das Verteilbauwerk in ein leeres Vorklärbecken (rechts)

3.2.2 Durchgeführte Behälterfüllungen im Zeitraum von 2010 - 2014

Nachfolgend werden fünf Behältermessungen beschrieben, die im Zeitraum von 2010 bis 2014 zur Überprüfung der Zulauf-Durchflussmeseinrichtung der ARA Graz durchgeführt wurden. In Tabelle 3-1 sind dazu zusammenfassend folgende Parameter angegeben:

- Datum der Vergleichsmessung
- Dauer der Vergleichsmessung in min
- Resultierender mittlerer Durchfluss auf Basis der Behältermessung (BM) in L/s
- Resultierender mittlerer Durchfluss durch die 3 MIDs in L/s
- Relative Abweichung des mittleren Durchflusses der MIDs vom mittleren Durchfluss der Behältermessung in %

Bei einer maximalen Beckenfüllung (Wasserstand = 2,0 m) ergab sich dabei eine Bandbreite der relativen Abweichungen der MIDs von den Behältermessungen von -3,8 % bis +0,6 %.

Tabelle 3-1: Durchgeführte Vergleichsmessungen zwischen MID und Behältermessung (BM) auf der ARA Graz im Zeitraum von 2010 bis 2014

Behältermessung am	Dauer (Min)	Mittlerer Durchfluss BM (L/s)	Mittlerer Durchfluss der 3 MIDs (L/s)	Abweichung der MIDs von den BMs (%)
29.01.2014	8,00	1199	1166	-2,8
08.08.2013	9,00	1073	1032	-3,8
13.11.2012	10,17	958	963	+0,6
23.08.2011	11,08	872	840	-3,7
11.05.2010	10,08	964	938	-2,7

Nachfolgend werden zwei Vergleichsmessungen auch grafisch dargestellt, die während der Erstellung dieser Masterarbeit zu Vergleichszwecken am 08.08.2013 und am 29.01.2014 durchgeführt wurden. Dabei wird in Blau der gemessene Durchfluss der MIDs dargestellt, wobei bei der Messung vom 08.08.2013 (siehe Abbildung 3-9) ein deutlicher Recheneinfluss zu erkennen ist. Bei der Messung vom 29.01.2014 (siehe Abbildung 3-10) wurde dieser Einfluss durch eine konstante höhere Umlaufgeschwindigkeit des Rechens deutlich verringert. In Schwarz ist der zeitliche Verlauf des Wasserstandes dargestellt. Im unteren Bereich der Diagramme ist die chronologisch fortlaufende, relative Messabweichung zwischen dem mittleren Durchfluss der MID-Messung und der volumetrischen Behältermessung bis zum jeweiligen Messzeitpunkt dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass die Behältermessungen bei einem Wasserstand von zwei Metern ausgewertet werden sollten (grün), da es ansonsten zu allzu großen Messfehlern kommen kann. Die theoretischen Ergebnisse der Auswertung der vollgefüllten Becken (~2,7 m) sind in Rot dargestellt. Dadurch wird deutlich, dass bei einer falschen Wahl der Endauswertungshöhe Abweichungsunterschiede von bis zu 10 % entstehen können. Da der Anstieg des Wasserspiegels aufgrund des Recheneinflusses und der Wellen- und Schaumbildung nicht vollkommen gleichmäßig ist, weisen die relativen Messabweichungen zu Beginn der Messungen starke Schwankungen auf. Diese Schwankungen werden im Verlauf der Messung immer kleiner, da der Einfluss des Anstiegs des Wasserspiegels auf den mittleren Durchfluss immer kleiner wird.

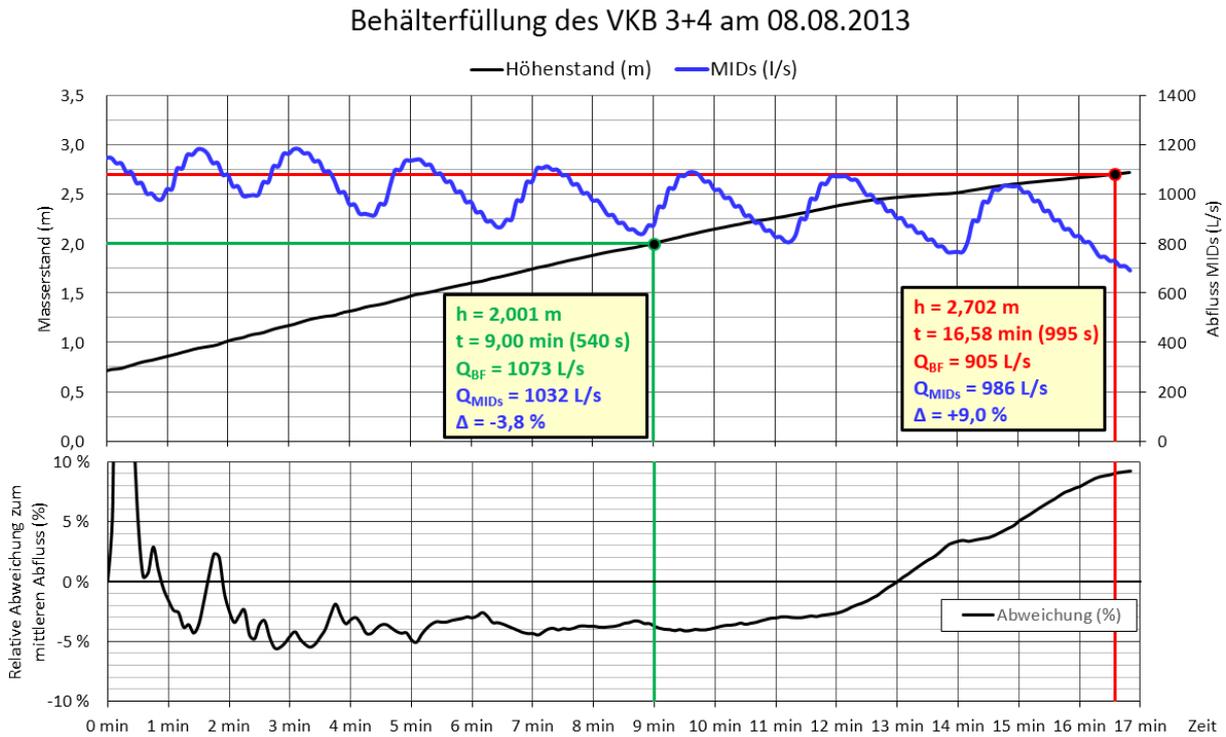


Abbildung 3-9: Durchgeführte Vergleichsmessung auf der ARA Graz vom 08.08.2013

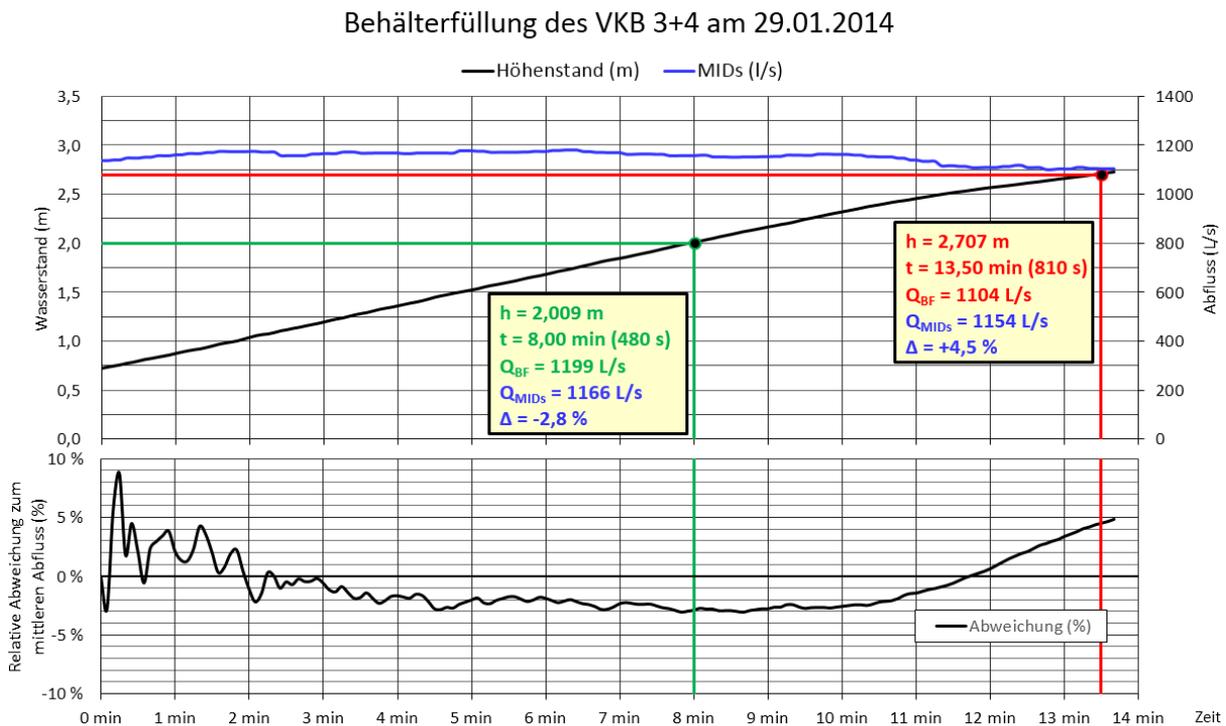


Abbildung 3-10: Durchgeführte Vergleichsmessung auf der ARA Graz vom 29.01.2014

3.3 Einsatzmöglichkeiten von Fluoreszenztracern auf der ARA Graz

Aus der Diplomarbeit von Zöbl (2005) geht hervor, dass sich Salz nur sehr schlecht für die Verwendung als Tracer in Abwasser eignet. Vor allem im Winter ist durch die Verwendung von Streusalz mit einer sehr hohen und stark schwankenden Hintergrund-

konzentration zu rechnen. Daher wurde der Einsatz von Salz als Tracer für die Versuche in dieser Arbeit sehr früh ausgeschlossen. Aus zeitlichen und technischen Gründen war es nicht möglich, auf alle Arten von Tracern einzugehen, wodurch nur die beiden Fluoreszenztracer Uranin und Rhodamin B für die Untersuchung der Einsatzmöglichkeiten auf Kläranlagen näher betrachtet wurden.

3.3.1.1 Gegenseitige Beeinflussung von Fluoreszenzfarbstoffen

Fluoreszenzfarbstoffe können sich gegenseitig beeinflussen, wenn die Wellenlängen ihrer Anregungs- (Absorptions-) und Fluoreszenzmaxima nur geringe Unterschiede aufweisen. Daher sollte bei gleichzeitiger Verwendung von fluoreszierenden Farbstoffen darauf geachtet werden, dass es zu keiner Beeinflussung kommt.

Für die Versuche auf der ARA Graz wurden Uranin und Rhodamin B verwendet. Uranin hat sein Absorptionsmaximum bei 491 nm und ein Fluoreszenzmaximum bei 512 nm, Rhodamin B hingegen bei 554 nm bzw. bei 576 nm. Laut Käss (2004) ist eine gegenseitige Beeinflussung der Messungen, ab einer Differenz der Fluoreszenzmaxima von weniger als 50 nm zu erwarten. Daraus lässt sich schließen, dass sich diese beiden Farbstoffe nicht gegenseitig beeinflussen und parallel verwendet werden können. Das wurde auch in einem Versuch mit einer Uranin und einer Rhodamin B Messsonde verifiziert (siehe Abbildung 3-11). Bei der abwechselnden Zugabe von Uranin und Rhodamin B ist keine Reaktion der jeweils anderen Messsonde zu beobachten.

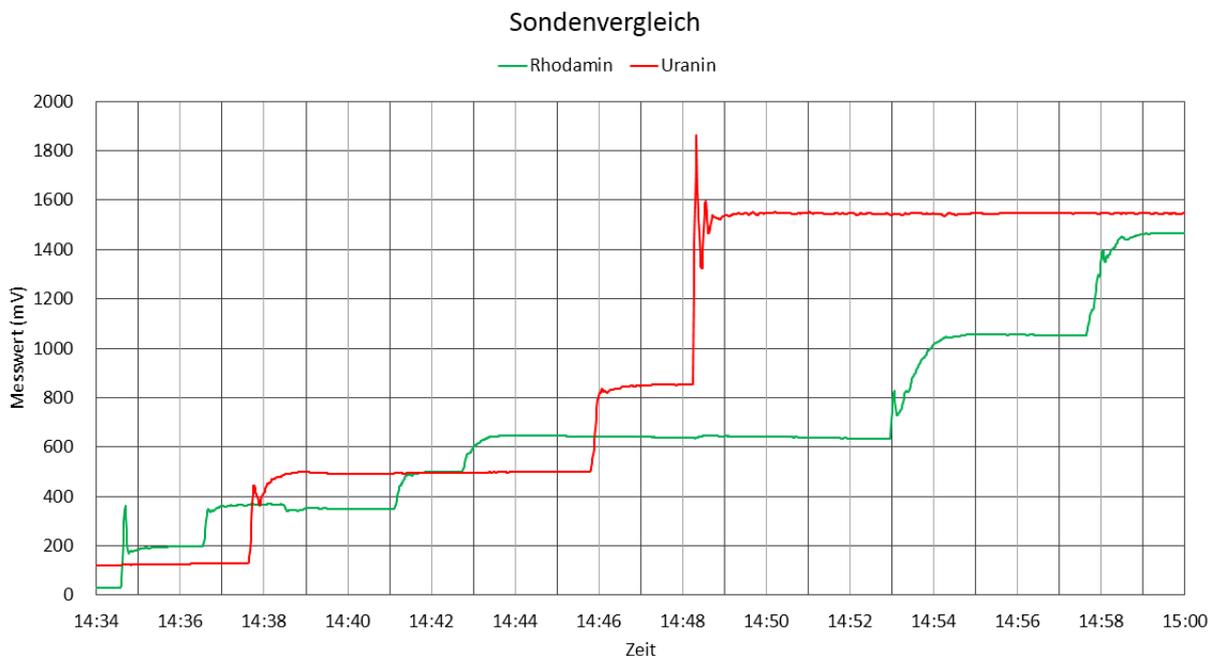


Abbildung 3-11: Konzentrationsverhalten und Beeinflussung von Uranin und Rhodamin B bei wechselseitiger Zugabe (gemessen mit optischen Fluoreszenzmesssonden)

3.3.1.2 Auswahl des Tracers

Eine allgemein gültige Wahl des besten Tracers ist nicht möglich, da jeder Stoff für sich seine Vor- und Nachteile hat, welche berücksichtigt werden sollten (siehe Abschnitt 2.6). Da die im Rahmen dieser Arbeit zur Verfügung gestellten Online-Tracersonden (Fa. Sommer Messtechnik GmbH) die Messung der beiden Fluoreszenztracer Uranin und Rhodamin B erlauben, wurden alle Versuche auf der ARA Graz mit diesen beiden Fluoreszenzfarbstoffen durchgeführt.

3.3.2 Bestimmung der Tracermenge zur Online-Tracermessung

Laut Käss (2004) ist eine signifikante Erhöhung der Grundlast (Hintergrundkonzentration) notwendig, um eine eindeutige Messaussage treffen zu können. Als signifikant wird die Überschreitung der dreifachen Standardabweichung (3σ) bezeichnet.

Laut Herstellerangaben der verwendeten Online-Tracersonden (siehe Abschnitt 2.7.2) wird zur Erreichung eines optimalen Messergebnisses die Zugabe einer Tracermenge postuliert, die einen Anstieg der gemessenen Spannung (Hintergrundkonzentration) um 100 % zur Folge hat, jedoch mindestens 500 mV betragen sollte. Um diese Werte zu erreichen, wird bei Abflussmessungen in Oberflächengewässern eine Zugabemenge von 0,5 g pro m^3/s empfohlen.

Auf der ARA Graz wurden alle Versuche bei einem Trockenwetterzufluss im Bereich von 1000 - 1500 L/s durchgeführt, was einer erforderlichen Tracerzugabemenge von 0,5 - 0,75 g entspricht.

3.3.2.1 Erforderliche Tracerzugabemengen von Uranin auf der ARA Graz

Bei Uranin bewegt sich die Hintergrundkonzentration (siehe Abschnitt 3.3.6) zwischen 150 und 550 mV. Um eine aussagekräftige Messung zu garantieren, ist daher ein Anstieg der Messwerte um mindestens 600 - 1000 mV notwendig.

3.3.2.1.1 Momentane Zugabe:

Bei Vorversuchen hat sich gezeigt, dass die Zugabe von weniger als einem Gramm Uranin ausreichend ist (siehe Abschnitt 5.3).

3.3.2.1.2 Kontinuierliche Zugabe:

Laut der Kalibrierungsergebnisse (siehe Abschnitt 5.1) entspricht ein Anstieg der Messwerte um 500 – 1000 mV in etwa dem Anstieg von 5 - 10 mg Uranin pro m^3 (siehe Abbildung 5-1). Um bei einem maximal auftretenden Trockenwetterzufluss von 1,25 m^3/s den Anstieg von 7,5 mg/m^3 zu gewährleisten, ist die Zugabe von rund 10 mg Uranin pro Sekunde erforderlich. Für einen Messzeitraum von 30 Minuten entspricht das einer Menge von 18 g Uranin.

3.3.2.2 Erforderliche Tracermengen von Rhodamin B auf der ARA Graz

Bei Rhodamin B schwankt die Hintergrundkonzentration zwischen 50 und 350 mV (siehe Abschnitt 3.3.6), daher wird ein Anstieg der Messwerte um mindestens 500 – 800 mV angestrebt.

3.3.2.2.1 Momentane Zugabe:

Auch bei Rhodamin B zeigten durchgeführte Vorversuche, dass die Zugabe von einem Gramm, analog zu Uranin, ausreichend ist (siehe Abschnitt 5.3).

3.3.2.2.2 Kontinuierliche Zugabe:

Laut der Kalibrierungsergebnisse (siehe Abschnitt 5.1) entspricht ein Anstieg der Messwerte um 500 - 800 mV etwa dem Anstieg von 7 – 12 mg Rhodamin B pro m³ (siehe Abbildung 5-1). Um bei einem maximal auftretenden Trockenwetterzufluss von 1,25 m³/s einen Anstieg von 10 mg/m³ zu gewährleisten, ist die Zugabe von rund 12,5 mg Rhodamin B pro Sekunde notwendig. Für einen Messzeitraum von 30 Minuten entspricht das einer Menge von 22,5 g Rhodamin B.

3.3.3 Bestimmung der Durchmischungsstrecke auf der ARA Graz

Die Möglichkeiten für die Zugabe und Messung der Tracerstoffe sind auf der ARA Graz sehr von den baulichen Gegebenheiten abhängig. Die Zugabe der Tracer kann entweder am Ende der Sand- und Fettfänge (SF 1-3), dem Zulauf zu einem der drei gedückerten Verbindungsleitungen (siehe Abbildung 3-14) oder durch Zugangsgitter G3 im Bereich des Verteilgerinnes zu den VKB (siehe Abbildung 3-13) erfolgen. Das Zugangsgitter G1 ist infolge der starken Turbulenzen und Kreisströmungen, die durch das senkrechte Ausströmen aus den gedückerten Verbindungsleitungen entstehen, nicht für das Einbringen der Tracer geeignet. Das Einbringen der Messsonden konnte entweder durch das Zugangsgitter G4 oder durch G3 erfolgen, jedoch muss beim Einbringen der Messsonden durch das Zugangsgitter G3 auf den in diesem Bereich eingebauten Strömungsbeschleuniger geachtet werden, da er die Messsonden beschädigen oder die Sondenkabel durchtrennen kann.



Abbildung 3-12: Beispiele für Strömungsbeschleuniger (www.grundfos.com, Zugriff: 2014-05-05)

3.3.3.1 Durchmischungsstrecke bei Durchflussmessung eines MIDs

Wie bereits in Abschnitt 3.1.3 beschrieben, verfügt die ARA Graz über drei unabhängige, im Regelfall parallel betriebene MID-Systeme zur Durchflussmessung des Kläranlagenzulaufs. Für die Erfassung des Durchflusses mittels Tracermessung eines einzelnen MIDs, ist die Zugabe des Tracers am Anfang der gedückerten Verbindungsleitung, in der der MID verbaut ist, eine geeignete Stelle. Die Messung kann dann am Ende der Verbindungsleitung durch die Öffnungen G1 oder G3 durchgeführt werden (siehe Abbildung 27). Während der Überprüfungsmaßnahmen dürfen die beiden anderen MIDs nicht betrieben werden. Dabei muss immer auf die beiden, in diesem Bereich verbauten Strömungsbeschleuniger geachtet werden.

3.3.3.2 Durchmischungsstrecke bei gleichzeitiger Messung aller drei MIDs

Für die gleichzeitige Erfassung des Durchflusses mit Tracermessungen aller drei MIDs, hat sich das Zugangsgitter G3 (siehe Abbildung 3-13) als der geeignetste Zugangspunkt für den Tracer erwiesen. Die Zugabe des Tracers am Ende der Sandfänge verbessert die Durchmischungsstrecke nur geringfügig, da das gesamte Wasser erst am Ende der drei Verbindungsleitungen vermischt wird. Das ist auch der Grund, warum eine Messung in Punkt G3 nicht sinnvoll ist, da die gleichmäßige Vermischung zwischen dem Ende der Verbindungsleitung und der Öffnung G3 nicht gewährleistet ist.

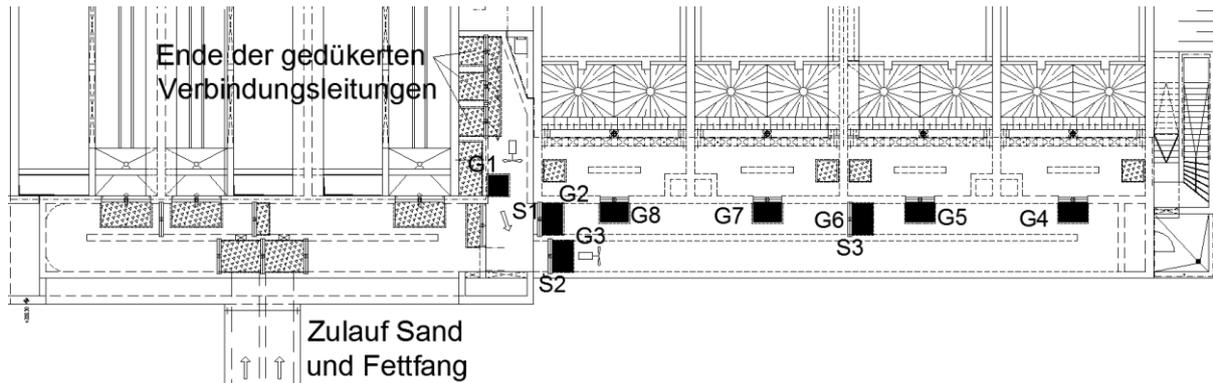


Abbildung 3-13: Lage der Zugangsgitter G1 – G8 und der Schieber S1 - S2 im Zulaufbereich (Verteilbauwerk) zur Vorklärung auf der ARA Graz.



Abbildung 3-14: Ablauf Sandfang in den Zulauf zu einer der drei gedückerten Verbindungsleitungen zur Vorklärung (links); Zugangsgitter G2 und G3 mit Schiebern im Zulaufbereich des Verteilgerinnes zu den Vorklärung Becken der ARA Graz (rechts).

In Versuchen mit mehreren Messsonden zeigte sich, dass die Streckenlänge von etwa 30 Metern zwischen Zugangsgitter G3 und G4 für eine vollkommene Durchmischung ausreichte. Unterstützt wird die Durchmischung durch einen Strömungsbeschleuniger am Anfang der Durchmischungsstrecke und einer 180° Umlenkung der Strömungsrichtung am Ende.

3.3.3.3 Schieberstellungen in der Durchmischungsstrecke

Im Bereich der Zugangsgitter G2 und G3 (siehe Abbildung 3-14) kann der Zulauf zu den Vorklärbecken, je nach Schieberstellung, auf zwei Straßen aufgeteilt erfolgen. Im Zuge einer Tracermessung muss darauf geachtet werden, dass der Schieber bei der Zugangsöffnung G2 während der Messung geschlossen wird, damit sich der Wasserstrom während der Messungen nicht aufteilt. Alternativ könnte bei Behälterfüllungen

auch der Schieber S2 geschlossen werden und die Tracermessung beim Zugangsgitter G6 oder G7 erfolgen. Dadurch würden sich bessere Strömungsbedingungen als bei einer Messung beim Zugangsgitter G4 ergeben.

3.3.4 Sonden-Positionierung innerhalb der Messstrecke

Da es beim Einhängen der Detektionssonden in den Zugangsgittern G1 und G3 zu Beschädigungen durch die dort angebrachten Strömungsbeschleuniger gekommen ist, wurden der Großteil der Messungen schließlich beim Zugangsgitter G4 durchgeführt.

Das größte Problem dabei sind die relativ hohen Fließgeschwindigkeiten (siehe Abschnitt 3.3.4.1), die speziell während der Behälterfüllungen auftreten, dadurch schwimmen die Detektionssonden immer wieder auf und der dadurch verursachte Lufteintrag führt zu stark schwankenden Messwerten (Rauschen). Dieses Rauschen wird durch die Verwendung der stählernen Schutzhüllen noch verstärkt, weshalb die Schutzhüllen bei den Messungen nicht verwendet wurden. Ein weiteres Problem ist die Verwicklungsgefahr der Messkabel der Detektionssonden, die ein differenziertes Messen der einzelnen Bereiche des Messquerschnitts nur schwer möglich machen.

Um diese Probleme zu lösen, wäre eine Fixiervorrichtung wünschenswert, welche die Detektionssonden in ihrer Messposition im Fließquerschnitt fixiert und ein Aufschwimmen verhindert.

3.3.4.1 Fließgeschwindigkeiten im Zulaufgerinne der Vorklärbecken

Um die Tracermessungen durchführen zu können, muss das gesamte Abwasser durch das gewählte Zulaufgerinne geleitet werden. Unter Betriebsbedingungen liegt der Wasserstand in den Zulaufgerinnen bei ca. 80 cm, was einen Fließquerschnitt von ca. 1,2 m² zur Folge hat (siehe Abbildung 3-15). Bei einem Trockenwetterabfluss im Bereich von 1000 - 1500 L/s ergibt sich daraus eine Fließgeschwindigkeit von 0,8 - 1,3 m/s. Im Zuge einer Befüllung der VKB sinkt jedoch der Wasserstand auf etwa 30 cm ab, wodurch sich anfänglich Fließgeschwindigkeiten von 2,2 - 3,3 m/s ergeben können.

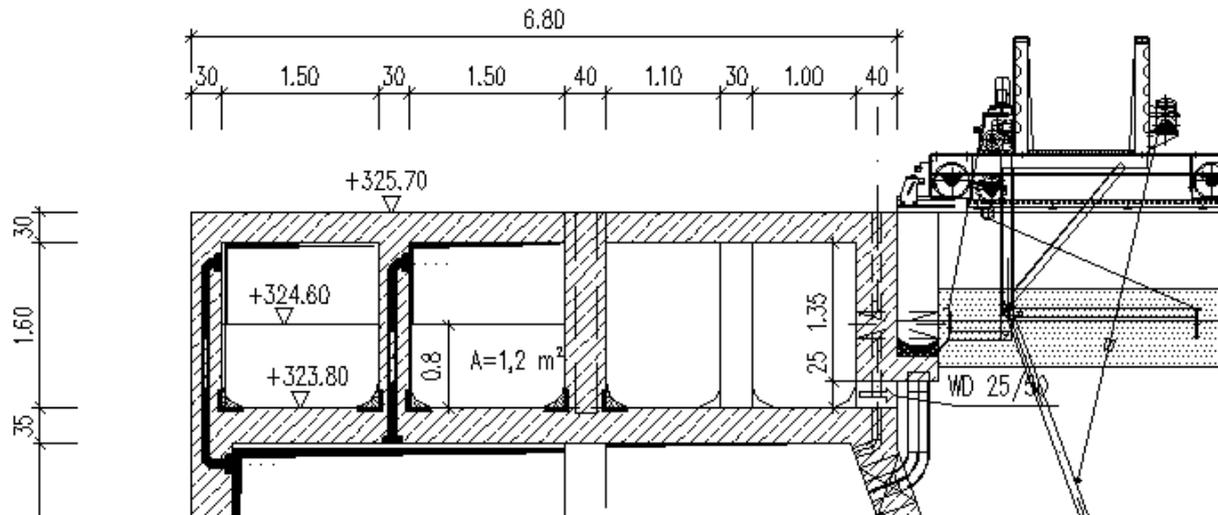


Abbildung 3-15: Wasserstand im Zulaufgerinne zu den VKB

3.3.5 Zeitunterschiede der verwendeten Messsysteme

Bei den durchgeführten Messungen ergeben sich aus zwei unterschiedlichen Gründen Zeitunterschiede. Einerseits ergeben sich Zeitunterschiede, da die unterschiedlichen Zeitgeber (Referenzzeiten) der einzelnen Messsysteme und des Prozessleitsystems (PLS) der ARA Graz nicht synchron sind, andererseits durch die auftretende Zeitverzögerung durch die Wegstrecke zwischen den eingebauten MIDs und der Messstelle der Tracermessung. Der Abstand zwischen den MIDs und dem Zugangsgitter G4 von ca. 50 Metern ergibt beispielsweise bei einem durchschnittlichen Trockenwetterzufluss einen Zeitunterschied von rund einer Minute, wobei der vorherrschende Zufluss einen entscheidenden Einfluss auf die Fließgeschwindigkeit hat und somit auch auf die Fließzeit zwischen Zugabe- und Messpunkt. Ein Beispiel für eine manuelle visuelle Anpassung zwischen MID- und Messdaten ist in Abbildung 3-16 dargestellt.

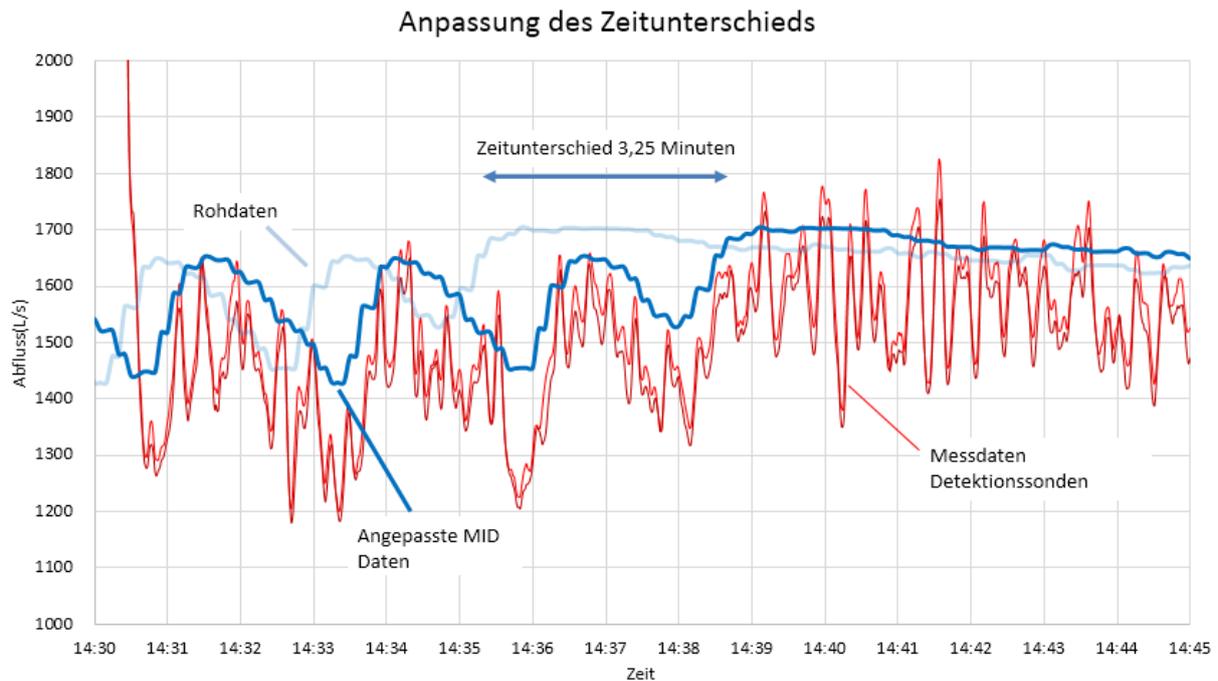


Abbildung 3-16: Manuelle zeitliche Anpassung zwischen MID- und Messdaten

3.3.6 Hintergrundkonzentrationen während der Tracermessungen

Die Schwankung der Hintergrundkonzentration ist eine wichtige Einflussgröße für die erzielbare Genauigkeit von Tracermessungen. Um die gemessene Konzentration der Online-Tracersonden zu bestimmen, wird zunächst die Spannungsdifferenz zwischen Hintergrund und Messwert gebildet und danach die Konzentration mithilfe des Kalibrierungsfaktors (siehe Abschnitt 4.1.3) berechnet. Daher wirkt sich jede Veränderung in der Hintergrundkonzentration direkt auf die Messergebnisse aus.

3.3.6.1 Ursachen für die Hintergrundkonzentration in kommunalem Abwasser

Eine Erhöhung der Hintergrundkonzentrationen kann natürliche Ursachen (z. B. Moorbwasser) oder anthropogen beeinflusste (künstliche) Ursachen haben. Den größten Anteil der künstlichen Ursachen haben dabei Kosmetika, Badezusätze und Reinigungsmittel. Hier wird der Farbstoff Uranin unter der Bezeichnung „C-extern Gelb 16“ geführt (Käss, 2004). So enthalten Schaumbademittel zwischen 55 und 2400 mg/L, Fichtennadel-Schaumbad-Tabletten 1350 mg/kg, Haarwaschmittel zwischen 5 und 23 mg/kg, Reinigungs- und Spülmittel zwischen 2,5 und 15,5 mg/L Uranin. Jedoch können auch natürliche Mineralöle oder Mineralölprodukte dem Wasser fluoreszierende Eigenschaften verleihen (Käss, 2004).

Speziell bei der Verwendung von Online-Tracersonden können sich neben den gelösten Inhaltsstoffen im Abwasser auch Feststoffe wie Toilettenpapier und Haare an den Sonden festsetzen und die Sonden verstopfen und dadurch die Messergebnisse beeinflussen (siehe Abbildung 3-17). Mit der Zeit bilden sich speziell im Rohabwasser sehr schnell auch Ablagerungen im Innern der Schutzhüllen, weshalb die Messsonden nach jedem Messeinsatz sofort von innen und außen gereinigt werden sollten.



Abbildung 3-17: Verschmutzte und mit Abwasserinhaltsstoffen verstopfte Online-Tracersonden nach dem Messeinsatz in kommunalem Abwasser.

Eine weitere Möglichkeit für die Veränderung von Messwerten ist das Aufschwimmen der Messsonden und dem daraus resultierenden Lufteintrag in den Innenraum der Schutzhüllen. Die daraus resultierenden starken Schwankungen (Rauschen) im Messsignal treten hauptsächlich bei hohen Geschwindigkeiten im Abwasser auf (siehe Abschnitt 3.3.4).

3.3.6.2 Messungen der Hintergrundkonzentration auf der ARA Graz

Da die Hintergrundkonzentration im Abwasser sehr große Schwankungen aufweisen kann, war es bei der ARA Graz notwendig, mehr darüber zu erfahren. Daher wurden zwei Uranin-Messsonden über einen längeren Zeitraum vom 24.7.2013 bis zum 29.7.2013 im Zugangsgitter G1 eingebaut und die Messsignale in Intervallen von fünf Minuten aufgezeichnet (siehe Abbildung 3-18).

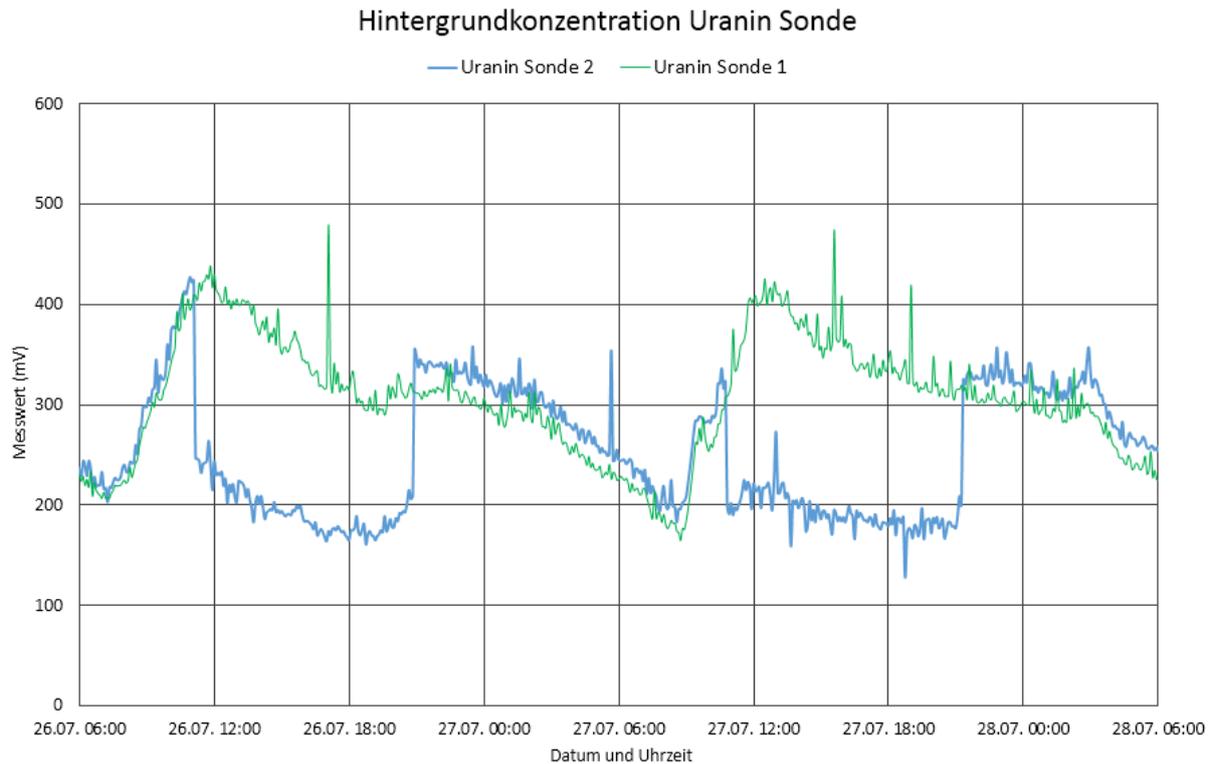


Abbildung 3-18: Hintergrundkonzentrationen von zwei am selben Einbauort installierten Uranin-Online-Sonden auf der ARA Graz im Zeitraum von 26.07. – 28.07.2013

Nach dem Auslesen des Datenloggers wurde festgestellt, dass nur die Zeitreihe von Sonde 1 verwendet werden konnte, da die Zeitreihe von Sonde 2 ungewöhnliche Sprünge aufweist, wofür keine eindeutige Erklärung gefunden werden konnte.

Die Zeitreihe von Sonde 1 zeigt bis auf einige wenige Ausreißer einen gleichmäßigen Verlauf über die beiden in der Abbildung 3-18 dargestellten Tage. Am Vormittag ist jeweils ein eindeutiger Anstieg zu erkennen, der sich ab Mittag wieder abbaut und in den frühen Morgenstunden sein Minimum erreicht.

Um einen kontinuierlicheren Verlauf der Tagesganglinie besser darstellen zu können, wurden die Ausreißer eliminiert und eine Glättung der Kurve unter Verwendung eines gleitenden Mittels (Zeitraum von einer Stunde) durchgeführt (siehe Abbildung 3-19). In Abbildung 3-20 werden die einzelnen Tage übereinander gelegt um den Verlauf der einzelnen Tagesgänge besser sichtbar zu machen. Dabei zeigt sich ein geringerer und späterer Anstieg der Hintergrundkonzentration an Wochenendtagen als an Werktagen.

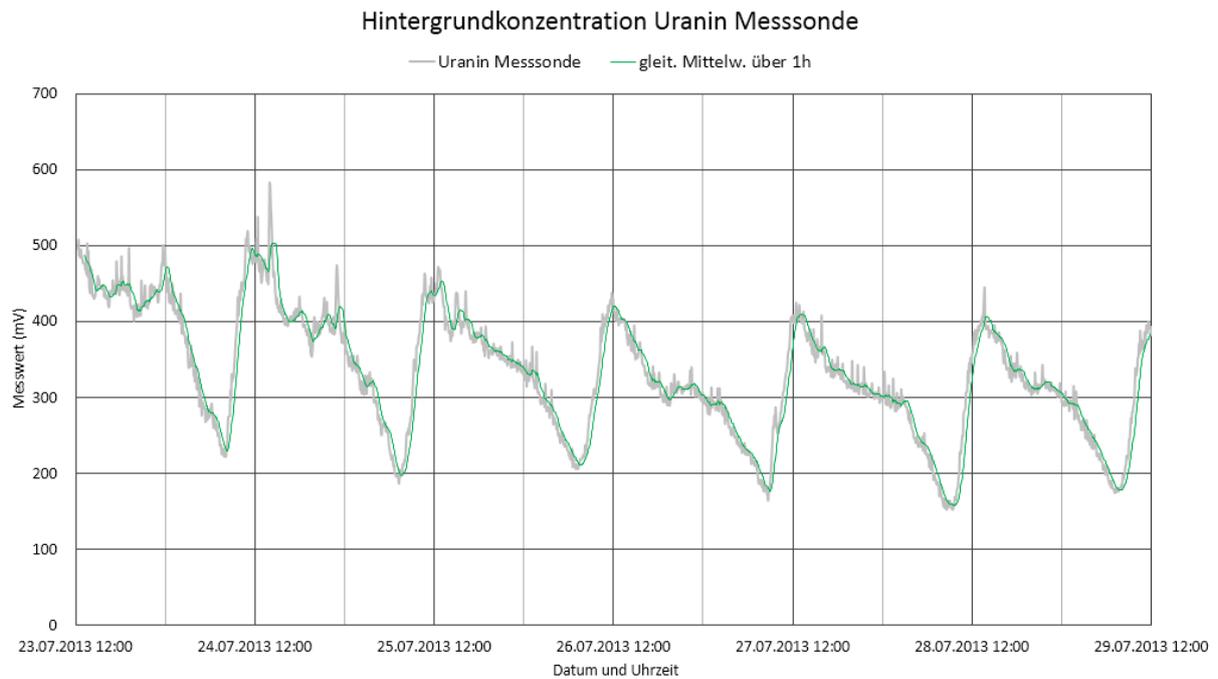


Abbildung 3-19: Verlauf der Hintergrundkonzentration von Uranin auf der ARA Graz im Zeitraum von 23.7. - 28.7.2013

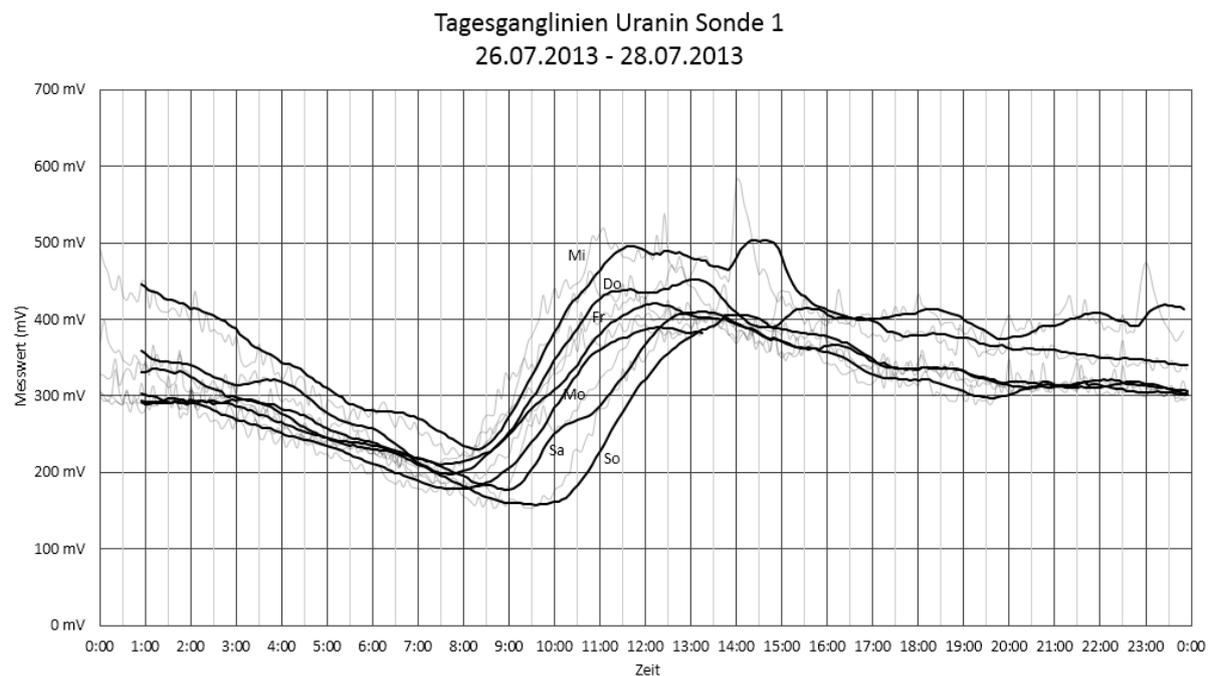


Abbildung 3-20: Tagesgänge der Hintergrundkonzentrationen von Uranin auf der ARA Graz im Zeitraum von 23.07. – 28.07.2013

Da auch Rhodamin B Messsonden im Verlauf dieser Arbeit zur Verfügung gestanden sind, wurden im Februar 2014 gleichzeitige Vergleichsmessungen der Hintergrundkonzentrationen von Rhodamin- und Uranin-Messsonden durchgeführt. In Abbildung 3-21 ist die Hintergrundmessung im Zeitraum von 14.02.2014 bis 24.02.2014 dargestellt, in Blau der Zufluss zur Kläranlage, in Hell- und Dunkelgrün die beiden Uranin-

Messsonden und in Hell- und Dunkelrot die Rhodamin B-Messsonden. Zur besseren Handhabung der großen Datenmengen wurden die in fünf Sekunden Intervallen aufgezeichneten Messwerte in Minuten-Mittelwerte umgerechnet. Dabei zeigt sich kein so ein eindeutiger Tagesverlauf mehr wie im Sommer, wofür vermutlich die aufgetretenen Niederschlagsereignisse, erkennbar in einem Anstieg im Zufluss zur Kläranlage (Blau), im Messzeitraum verantwortlich sind.

Der Anstieg und plötzliche Abfall einer Uranin-Messsonde von 20.02. bis 22.02. könnte mit dem Verlust der Schutzhülle im Zusammenhang stehen (siehe Abbildung 3-23), die sich innerhalb des Aufzeichnungsintervalls gelöst hatte.

Sprünge und hohe Anstiege können auch durch verzopfende und sich wieder lösende Inhaltsstoffe im Abwasser verursacht werden. Eine durchgeführte Messung konnte deshalb nicht ausgewertet werden (siehe Abschnitt 5.5), weil die aufgezeichnete Hintergrundkonzentration im Abwasser in diesem Zeitraum mehrere 1000 mV erreichte, was ein Vielfaches des Durchschnittswertes darstellte und die Verfärbung des Abwasser während dieser Zeitspanne auch mit bloßem Auge sichtbar war (siehe Abbildung 3-23).

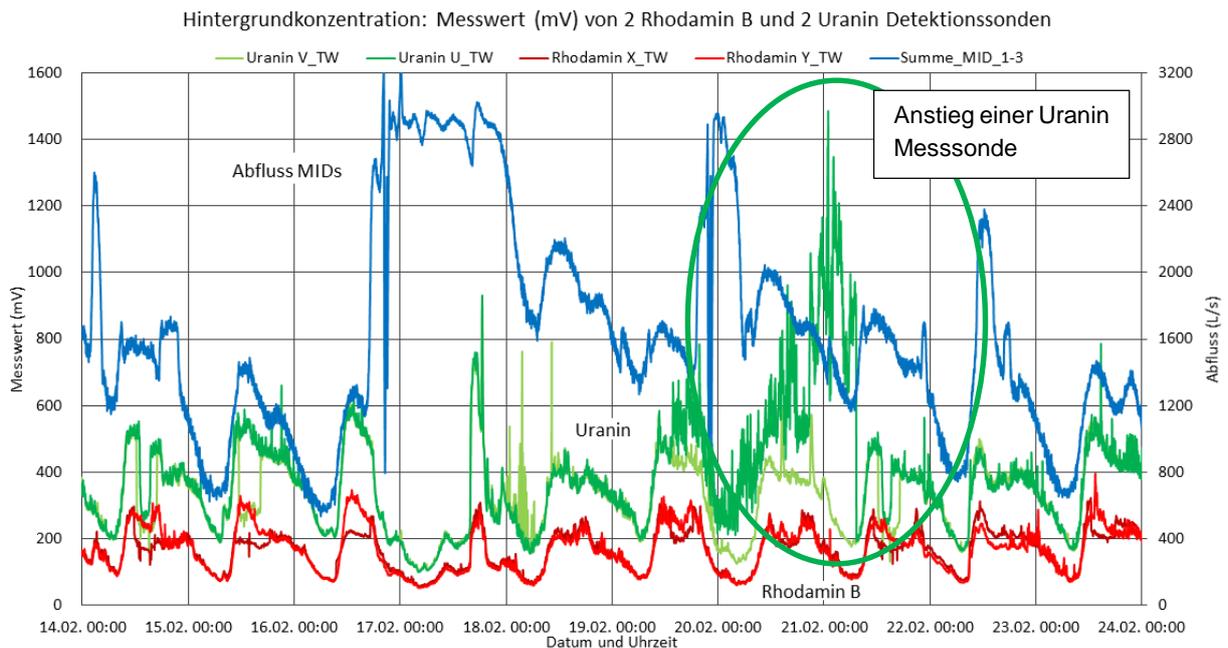


Abbildung 3-21: Hintergrundkonzentration: Vergleich zwischen Rhodamin B und Uranin auf der ARA Graz im Zeitraum von 14.02. – 24.02.2014

Wie im Sommer 2013 kam es auch im Februar 2014 zu regelmäßigen Sprüngen in den Uranin-Zeitreihen (grün und blau), wie am Beispiel des 14.02. und 15.02. (siehe Abbildung 3-22) dargestellt ist. Die genaue Ursache für diese Phänomene konnte, wie auch im Sommer, nicht wirklich festgestellt und aufgeklärt werden.

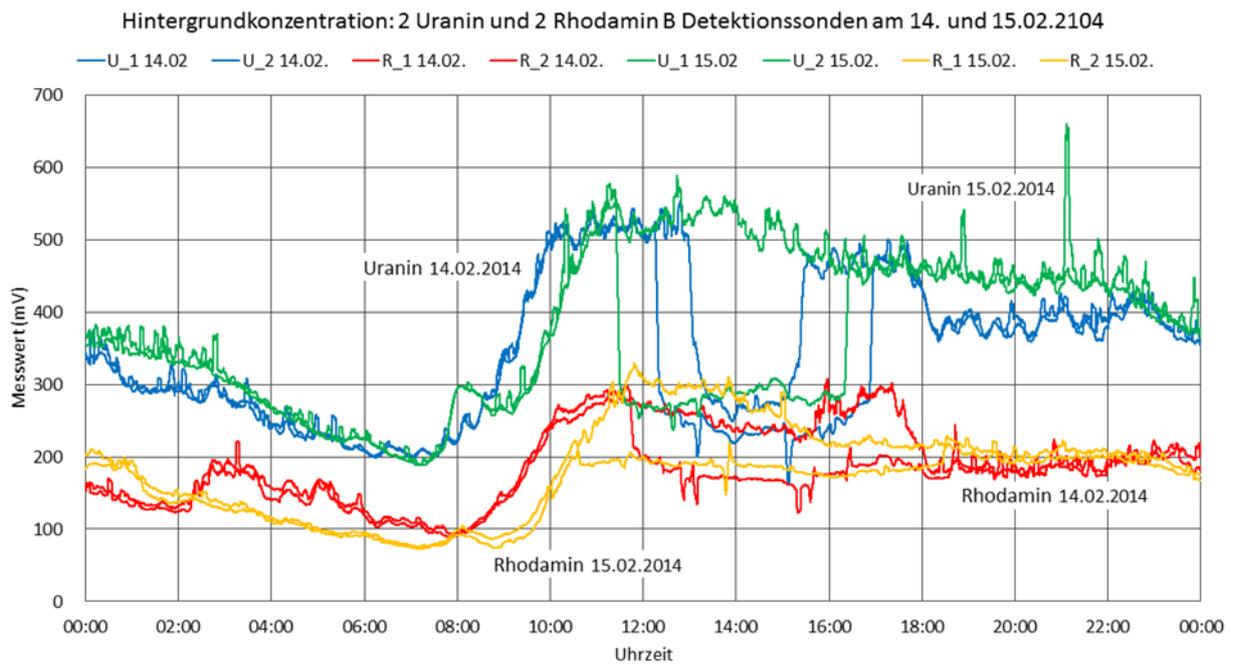


Abbildung 3-22: Hintergrundkonzentration: Vergleich der Tagesgänge von Rhodamin B und Uranin auf der ARA Graz im Zeitraum von 14.02. – 15.02.2014



Abbildung 3-23: Online-Tracersonden nach 10 Tagen kontinuierlichem Messeinsatz im Zulaufbereich zur Vorklärung (links); rötlich gefärbtes Vorklärbecken inkl. Schaumbildung durch unbekanntem Stoff (rechts).

Grundsätzlich zeigte sich, dass mit den Rhodamin B-Messsonden eine Hintergrundkonzentration zwischen 50 und 350 mV gemessen wurde. Dagegen waren die gemessenen Hintergrundkonzentrationen der Uranin-Messsonden deutlich höher und schwankten täglich zwischen 150 und 550 mV. Wenn man die Dauer einer kontinuierlichen Messung von 20 - 40 Minuten betrachtet (siehe Abbildung 3-24), zeigte sich für kurze Zeitabschnitte oft ein linearer Verlauf der Hintergrundkonzentrationen.

Trotzdem kann es auch innerhalb eines kurzen Zeitraums zu erheblichen Veränderungen kommen. Es können plötzliche Sprünge von einer oder mehreren Messsonden auftreten. Das kann zum Beispiel durch Einspülen von Luft oder Verschmutzungen in das Innere der Schutzhülle oder durch temporär auftretende Inhaltsstoffe im Abwasser hervorgerufen werden. Genauso kann ein starkes Rauschen des Messsignals auftreten, wodurch eine genauere Messung nicht möglich ist.

Trotz dieser punktuellen und vor allem temporär auftretenden Einflüsse und dem nicht immer linearen Verlauf der Hintergrundkonzentration wird für die Dauer einer Online-Tracermessung ein linearer Verlauf angenommen, was den Vorteil hat, dass keine eigene Sonde für die Messung der Hintergrundkonzentration während der Tracermessung verwendet werden muss. Um die dadurch entstehenden Unsicherheiten besser abschätzen zu können, sollte allerdings der Hintergrund bei jeder Messung möglichst lange vor und nach der Messung aufgezeichnet werden.

Eine weitere Möglichkeit ist die Verwendung einer zusätzlichen Detektionssonde, um die Hintergrundkonzentration vor der Zugabestelle kontinuierlich beobachten und ihre Veränderung berücksichtigen zu können. Eine genaue Korrektur der Ganglinie ist jedoch nicht möglich, da immer ein Zeitversatz zwischen der Zugabestelle und dem Messquerschnitt auftreten wird. Dieser Zeitversatz kann nicht genau bestimmt werden, da sich die Fließgeschwindigkeit mit steigendem oder fallendem Abfluss verändert (siehe Abschnitt 3.3.5). Neben dem Zeitversatz ist das starke Schwanken bzw. Rauschen der Messwerte eine Fehlerquelle. Das wird aber zum größten Teil nicht von gelösten Inhaltsstoffen ausgelöst, sondern zumeist durch die im Rohabwasser auch immer enthaltenen festen Inhaltsstoffe, Luftblasen oder Bewegungen der Detektionssonden. Da diese Einflüsse nicht gleichmäßig auftreten, können sie durch das Messen der Hintergrundkonzentration auch nicht korrigiert werden.

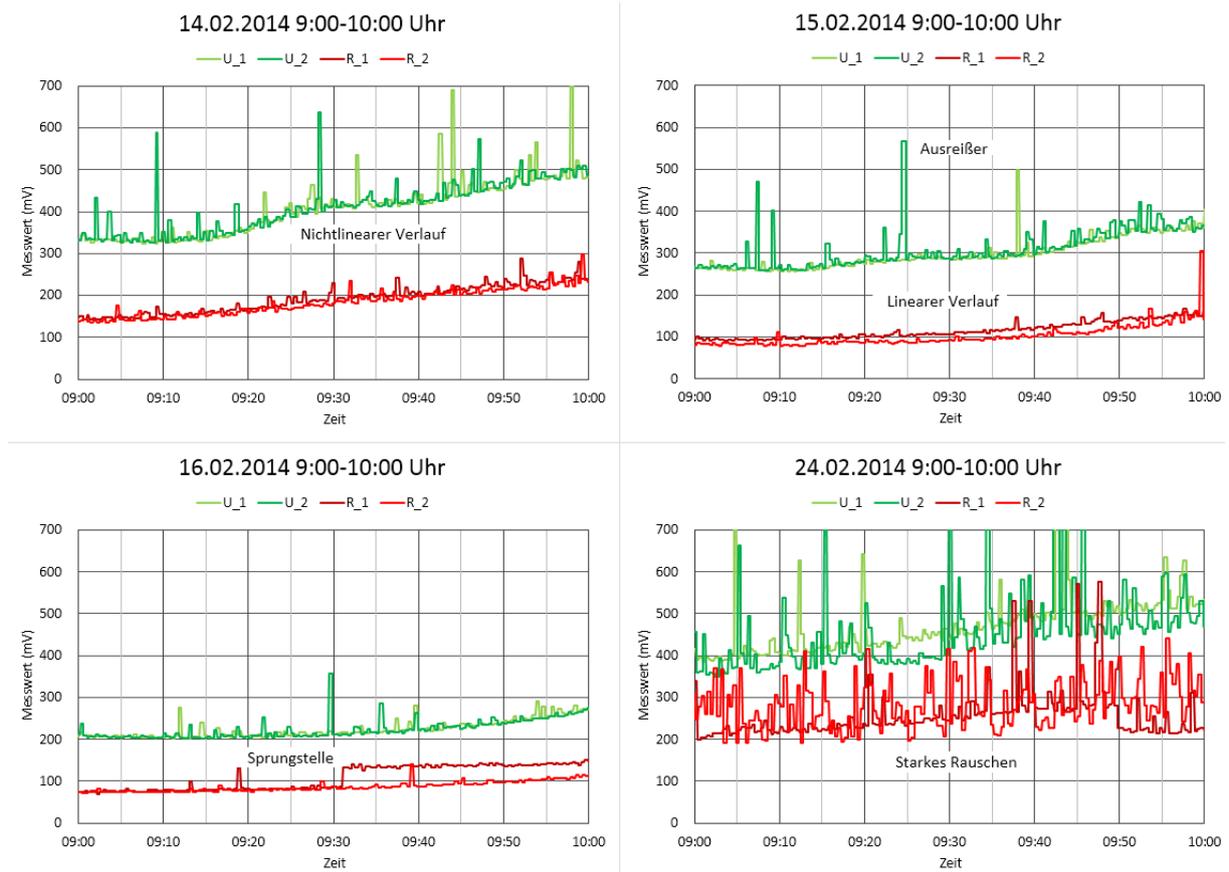


Abbildung 3-24: Hintergrundkonzentrationen von Uranin und Rhodamin B auf der ARA Graz an verschiedenen Tagen zwischen 9:00 und 10:00 Uhr.

4 Durchführung von Tracermessungen auf der ARA Graz

In diesem Kapitel wird der genaue Versuchsablauf der auf der ARA Graz im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Tracermessungen mit momentaner und kontinuierlicher Zugabe im Detail beschrieben. Dabei wird im ersten Abschnitt auf die benötigten Geräte, die Kalibrierung der Geräte und die erforderlichen Vorbereitungen der Messungen eingegangen. Im zweiten Abschnitt wird die genaue Durchführungen der Tracermessungen beschrieben. Im dritten Abschnitt erfolgt die Beschreibung der messtechnischen Auswertungen. Abschließend wird ein kurzer Überblick über die erzielbaren Genauigkeiten der einzelnen Messungen gegeben.

4.1 Vorbereitungen für die Online-Tracermessungen auf der ARA Graz

In diesem Abschnitt wird auf die notwendige Messausrüstung, sowie auf die notwendige Kalibrierung der Fluoreszenzsonden wie auch der Dosierpumpen zur Durchführung einer kontinuierlichen Tracermessung eingegangen.

4.1.1 Messausrüstung für die Online-Tracermessung auf Kläranlagen

Folgende Geräte und Materialien sind für die Durchführung einer Online-Tracermessung mit den verwendeten Fluoreszenzsonden der Fa. Sommer Messtechnik GmbH auf einer Kläranlage erforderlich und wurden verwendet:

- Fluoreszenzmesssonden
- Laptop mit USB-Bluetooth Adapter und der Software TQ-Commander (pro Laptop können maximal vier Messsonden verwendet werden)
- Ausrüstung für die Kalibrierung inklusive Kalibrierungslösung
- Gefäß zur Entnahme von Abwasser für die Kalibrierung
- Fluoreszenzlösungen für kontinuierliche oder momentane Zugabe
- Material zur Befestigung der Messsonden, Werkzeug, Stromkabel, etc.
- Handschuhe, Klebeband, Küchenpapier, etc.
- Fotoapparat und Schreibzeug zur Dokumentation der Messungen

Für die Messung mit kontinuierlicher Zugabe ist zusätzlich noch erforderlich:

- Dosierpumpe inklusive Schläuchen und Messzylinder
- Magnetrührer inkl. Rührstäbchen und einem Rührgefäß für die Fluoreszenzlösung

4.1.2 Herstellung der Fluoreszenzlösungen und Kalibrierlösungen

Die Kalibrierlösungen und die für die Messung benötigten Lösungen sollten am besten unter Laborbedingungen hergestellt oder fertig gemischt, in flüssiger Form gekauft werden.

Das Herstellen von Fluoreszenzlösungen für die Messungen kann mit einer Präzisionswaage durchgeführt werden. Dabei ist darauf zu achten, dass die maximale Löslichkeit des Fluoreszenzfarbstoffs nicht überschritten wird.

Für die Kalibrierungslösung müssen Konzentrationen von 1 - 10 mg/m³ (µg/L) hergestellt werden. Da so kleine Mengen nicht abgewogen werden können, muss zuerst eine Stammlösung hergestellt werden, die dann je nach Bedarf verdünnt werden kann. Für die Herstellung der Kalibrierlösung sollte sinnvollerweise destilliertes Wasser verwendet werden, da etwaige Fehler bei der Herstellung der Lösungen einen entscheidenden Einfluss auf die erzielbaren Ergebnisse der Messungen haben.

Die fertig gemischten Lösungen sollten in lichtundurchlässigen Gefäßen gelagert und transportiert werden und es sollten nach Möglichkeit auch keine großen Temperaturschwankungen auftreten (siehe Abschnitt 2.6).

Bei der Lagerung der Farbstoffe in Pulverform muss darauf geachtet werden, dass keine Feuchtigkeit eindringen kann. Durch die Aufnahme von Feuchtigkeit ändert sich das Gewicht, wodurch die Konzentrationen der hergestellten Lösungen verfälscht werden.

4.1.3 Kalibrierung der verwendeten Messsonden (Fluorometer)

Die Kalibrierung der verwendeten Fluoreszenzmesssonden sollte unmittelbar vor oder nach der Messung durchgeführt werden. Da die Durchführung der Kalibrierung vor der Messung etwa 15 bis 30 Minuten dauert und es in dieser Zeit zu Veränderungen in der Abwassermatrix kommen kann, ist eine zusätzliche Kalibrierung unmittelbar nach der Messung sinnvoll und wird empfohlen. Dabei ist darauf zu achten, dass keine Fluoreszenzstoffe in der entnommenen Probe enthalten sind. Die Probe sollte daher unbedingt vor der Zugabestelle entnommen werden. Eine weitere Möglichkeit wäre es, über den Zeitraum der Messung mehrere kleinere Probenmengen zu entnehmen und die Kalibrierung dann erst im Anschluss an die Messung mit einer Mischprobe aus diesen entnommenen Teilprobenmengen durchzuführen. Dabei muss allerdings darauf geachtet werden, dass die entnommenen Teilproben zwischenzeitlich temperaturkonstant und lichtgeschützt gelagert werden.

Folgende Geräte und Materialien sind für die Durchführung einer Kalibrierung notwendig:

- Kalibrierlösung (5 oder 10 mg/m³ = µg/L)
- Gefäß zur Entnahme der Proben
- Messgefäß
- Sauberes Gefäß (2-3 Liter) zur Durchführung der Messungen (auch kleinste Spuren von Fluoreszenzfarbstoffen können die Messung verfälschen)
- Magnetrührer und saubere Rührstäbchen
- Präzisionspipette mit 0,5 ml Spitzen

Zur Bestimmung der Kalibrierungsfaktoren (siehe Abschnitt 2.7.3) werden je nach Größe des Probegefäßes 1-2 Liter Abwasser abgemessen und auf dem Magnetrührer positioniert. Anschließend werden die Detektionssonden so in die Abwasserprobe eingebracht und fixiert, dass sie ein ungehindertes Rühren nicht beeinflussen (siehe Abbildung 4-1). Wenn das Programm „TQ-Commander“ gleichbleibende Messwerte anzeigt wird der aktuelle Hintergrundwert gespeichert. Als nächstes werden 500 µL der Kalibrierungslösung mit der Präzisionspipette in die Probe gegeben. Sobald die Messwerte der Messsonden einen stabilen Wert erreichen, werden sie abgespeichert und der Vorgang wiederholt. Sobald der Messwert der Kalibrierung den erwarteten Messwert der Messung erreicht, kann die Kalibrierung beendet werden. Für die Handhabung des Programms „TQ-Commander“ wird auf das Manual der Fa. Sommer Messtechnik GmbH verwiesen (Fa. Sommer, 2013).

Mithilfe der gemessenen Werte kann die Steigung der Kalibrierungsgeraden (Kalibrierungsfaktor) jeder einzelnen Detektionssonde berechnet werden (siehe Abschnitt 5.1) und ein Bezug zwischen den gemessenen Spannungswerten (mV) und Konzentrationen (mg/m^3) hergestellt werden.

4.1.4 Kalibrierung der Dosierpumpe zur Durchführung einer kontinuierlichen Tracermessung

Die Fördermenge der Pumpe muss vor jeder Messung kontrolliert werden, da es durch den Transport, die Temperatur, das Hantieren mit der Pumpe oder durch Materialermüdung zu Veränderungen bei den Fördermengen kommen kann. Dazu wird mit der Pumpe Wasser in einen Messzylinder gepumpt und die Menge nach einer Minute abgelesen. Dieser Vorgang sollte mindestens zweimal durchgeführt werden (siehe Abbildung 4-1).

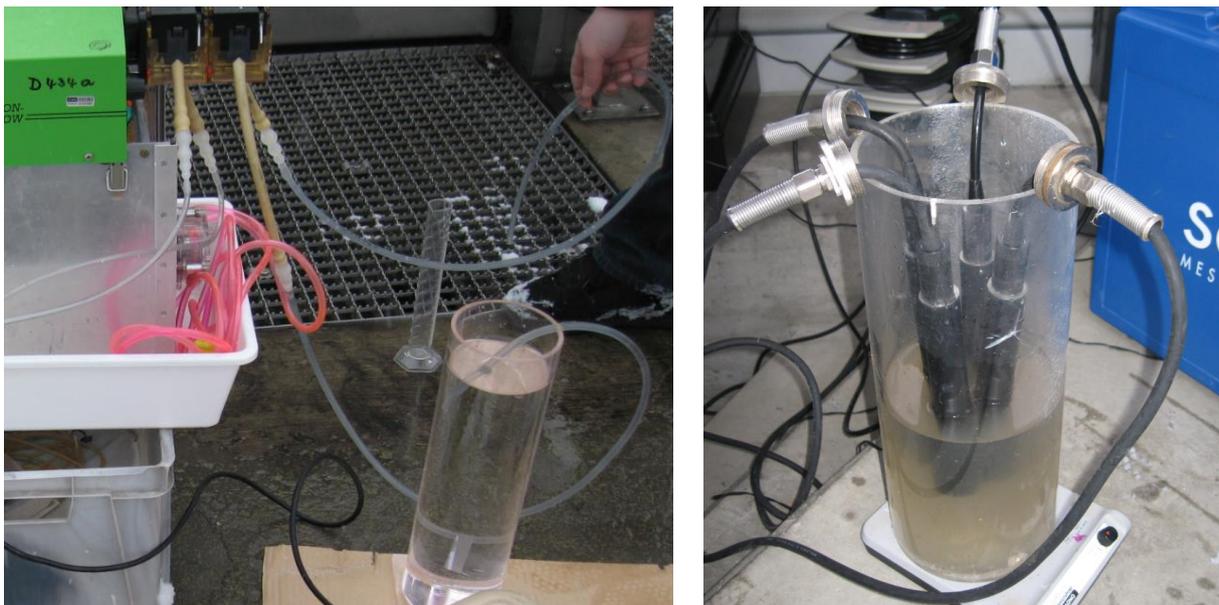


Abbildung 4-1: Kalibrierung einer Dosierpumpe (links); Kalibrierung der verwendeten Fluoreszenzmesssonden (rechts).

4.2 Durchführung der Online-Tracermessungen auf der ARA Graz

Nachdem alle verwendeten Geräte überprüft wurden, konnte mit den Tracermessungen begonnen werden. Mit der Aufzeichnung der Messwerte sollte begonnen werden, sobald die Messsonden im Messquerschnitt fixiert wurden (siehe Abschnitt 3.3.4). Dadurch wurde die Hintergrundkonzentration vor der Messung erfasst, welche dann mit der Konzentration nach der Messung verglichen werden konnte. Hier muss darauf geachtet werden, dass das Programm TQ-Commander erst mit der Speicherung der Messwerte beginnt, wenn die Messung gestartet wird und die vor dem Start visuell angezeigten Messwerte noch nicht aufgezeichnet werden (Benutzerhandbuch, 2012). Für die Verwendung des Programms wird auf die Bedienungsanleitung der Fa. Sommer Messtechnik GmbH verwiesen (Fa. Sommer, 2013).

4.2.1 Durchführung einer Online-Tracermessung mit momentaner Zugabe

Bei einer Messung mit momentaner Zugabe wird die benötigte Fluoreszenzlösung in ein Gefäß eingebracht. Dabei ist darauf zu achten, dass keine Rückstände im Transportgefäß verbleiben. Anschließend wird der Fluoreszenzfarbstoff so weit wie möglich verdünnt und anschließend impulsartig am Zugabepunkt in das Abwasser eingebracht (Abbildung 4-2). Um sicherzustellen, dass der Fluoreszenzfarbstoff vollständig zugegeben wurde, sollte das Gefäß sofort nach der Zugabe ausgespült werden.

Danach kann die Spannungsganglinie mit dem Programm „TQ Commander“ beobachtet werden. Nach dem vollständigen Durchgang des Tracers am Messpunkt könnte die Messung eigentlich beendet werden, sie sollte aber erst beendet werden, nachdem auch noch einige Minuten der Hintergrundkonzentration mitaufgezeichnet wurden. Durch das Aufzeichnen der Hintergrundkonzentrationen vor und nach der Messung kann eine Abschätzung ihres Verlaufs innerhalb des Messzeitraums durchgeführt werden (siehe Abschnitt 3.3.6) und die Messung bei zu starken Veränderungen gegebenenfalls verworfen werden.

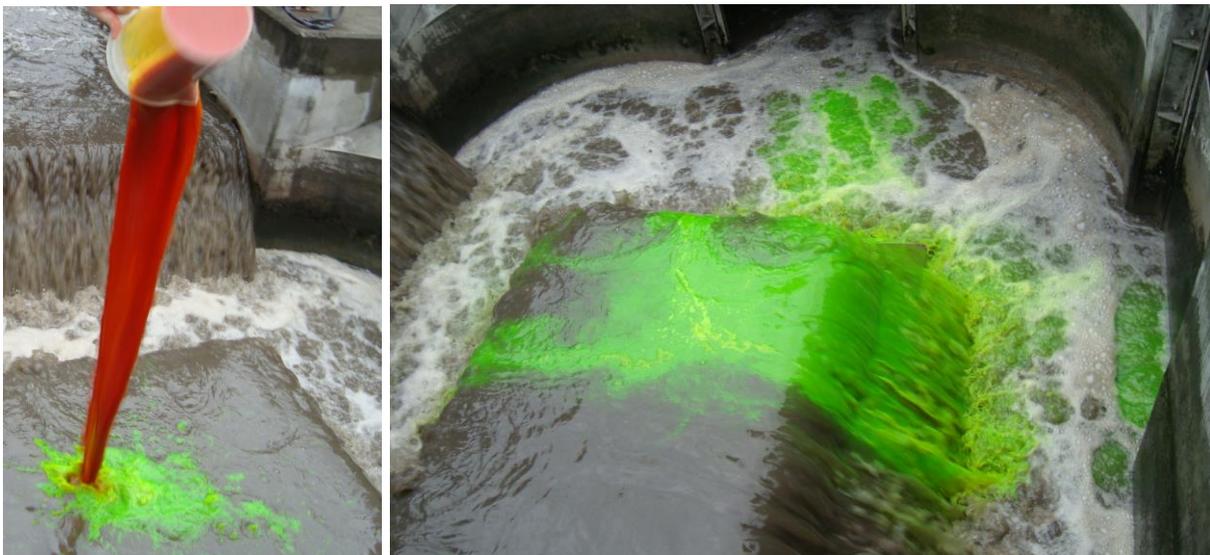


Abbildung 4-2: Einbringung einer Uranin-Lösung am Zugabepunkt zu Beginn einer Tracermessung mit momentaner Zugabe.

4.2.2 Durchführung einer Online-Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe

Bei der kontinuierlichen Zugabe wird die Tracerlösung in ein Gefäß eingebracht und auf einen Magnetrührer gestellt (siehe Abbildung 4-3). Danach sollte das Transportgefäß mit einer gemessenen Menge an Wasser gespült werden. Das Nachspülen mit einer bekannten Menge Wasser ist notwendig, damit die Konzentration der Fluoreszenzlösung bekannt bleibt. Alternativ könnte auch das Transportgefäß für die Versuchsdurchführung verwendet werden. Nachdem der Saugschlauch der Dosierpumpe im Gefäß fixiert wurde, kann mit der kontinuierlichen Zugabe und auch mit der Messung begonnen werden. Nach dem Start der Messung sollte sich ein möglichst gleichmäßiges Plateau ausbilden. Sobald die gesamte Fluoreszenzlösung dem Abwasserstrom zugegeben wurde, sinkt der Messwert wieder auf den Hintergrundwert zurück. Wie bei der Messung mit momentaner Zugabe sollte auch hierbei noch einige Minuten lang die Hintergrundkonzentration mitaufgezeichnet werden, bevor die Messung beendet wird.



Abbildung 4-3: Tracer-Lösungen Rhodamin B (rot) und Uranin (gelb) auf Magnetrührer (links); Kontinuierliche Zugabe einer Uranin-Lösung während einer Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe (rechts).

Nach dem Beenden der Messung und gleichzeitigem Speichern der Daten, sollten die Messsonden sowohl außen wie innen gründlich gereinigt werden.

4.3 Messtechnische Auswertungen der Online-Tracermessungen auf der ARA Graz

4.3.1 Auswertung einer Online-Tracermessung mit momentaner Zugabe

Die Auswertung für Messungen mit momentaner Zugabe kann mit dem Programm „TQ-Commander“ durchgeführt werden. Die Kurzanleitung dafür sind im Anhang A.1 und ein Beispiel für das automatisch generierte Ergebnisblatt im Anhang A.2 zu finden.

Eine detaillierte Beschreibung der Vorgangsweise für die Verwendung des Programms kann in der Bedienungsanleitung nachgelesen werden (Fa. Sommer, 2013).

Eine genauere Betrachtung der Ergebnisse war nicht notwendig, da sich sehr schnell herausstellte, dass die Messungen infolge der Recheneinflüsse (siehe Abschnitt 3.1.4) zu keinen aussagekräftigen Ergebnissen führten. Im Laufe der Untersuchungen stellte sich heraus, dass zwar der Recheneinfluss durch einen kontinuierlichen Betrieb sehr stark reduziert werden könnte, diese Betriebsweise jedoch einen verstärkten Verschleiß der Umlaufrechen zur Folge hätte.

Zur Abschätzung der erforderlichen Tracermengen für die verschiedenen Tracerstoffe waren die durchgeführten Versuche mit momentaner Zugabe allerdings sehr hilfreich. Die genaue Vorgehensweise zur Bestimmung der erforderlichen Tracermengen wird in Abschnitt 3.3.2 beschrieben.

4.3.2 Auswertung einer Online-Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe

Die Auswertung der kontinuierlichen Zugabe ist mit der Software der Fa. Sommer Messtechnik GmbH dzt. noch nicht möglich und musste daher manuell durchgeführt werden.

Dafür konnten die aufgezeichneten Messdaten allerdings mit dem Programm „TQ-Commander“ als CSV-Dateien exportiert werden. Der exportierte Datensatz besteht dabei aus zwei Teilen, worin im ersten Teil die Werte der Kalibrierung und im zweiten Teil die Messwerte selbst enthalten sind.

Mit den exportierten Daten kann der Kalibrierungsfaktor berechnet werden, indem von jedem Wert die Hintergrundkonzentration (erster Wert) zum Zeitpunkt der Kalibrierung, abgezogen wird und mit der Konzentration (Spalte C) der Kalibrierungsfaktor berechnet wird. Diese Berechnung wurde mit der Excel Funktion „Steigung“ (unter VBA „Slope“) durchgeführt. Anschließend wird der Korrelationswert mit der Excel Funktion „Korrel“ berechnet. Ein Beispiel für diese Berechnung ist in Abbildung 4-4 dargestellt.

Wie in Abbildung 4-5 dargestellt, müssen die Messwerte (rot), aufgrund der Hintergrundkonzentrationen korrigiert werden. Dafür wird die Veränderung der Hintergrundkonzentration (grün) abgeschätzt (siehe Hintergrundkonzentration 3.3.6) und die Differenz zwischen Messwert und geschätzter Hintergrundkonzentration gebildet, um die korrigierten Messwerte (blau) zu berechnen.

Durchführung von Tracermessungen auf der ARA Graz

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	Messpunkt	Vol.	Konz.	Rhodamin 1	Wert-HG	Rhodamin 2	Wert-HG	Uranin 1	Wert-HG	Uranin 2	Wert-HG
2		(ml)	(mg/m ³)	(mV)	(mg/m ³)	(mV)	(mg/m ³)	(mV)	(mg/m ³)	(mV)	(mg/m ³)
3	0	3000,0	0	224	0	226,9	0	387,2	0	384,3	0
4	1	3000,5	3,33	477,2	253,2	479,1	252,2	891,3	504,1	836,6	452,3
5	2	3001,0	6,66	729,8	505,8	743,7	516,8	1355,3	968,1	1284,4	900,1
6	3	3001,5	10,00	980,6	756,6	998,6	771,7	1858,6	1471,4	1713,6	1329,3
7	4	3002,0	13,32	1246,7	1022,7	1282,9	1056	2355,7	1968,5	2164,1	1779,8
8	5	3002,5	16,65	1493	1269	1515,5	1288,6	2845	2457,8	2635	2250,7
9	Kalibrierungsfaktor				0,013089		0,012790		0,006782		0,007440
10	Korrelationswert				0,999963		0,999790		0,999953		0,99992322
11											
12	Datum/Zeit	Messpunkt	Rhodamin 1	Rhodamin 2	Uranin 1	Uranin 2					
13	13.02.2014 14:29:30	1	207,9	210,9	416,5	392,4					
14	13.02.2014 14:29:31	2	206,2	211,9	423,6	391					
15	13.02.2014 14:29:32	3	205,5	212,5	424,6	390,7					
16	13.02.2014 14:29:33	4	206,3	212,5	422,7	390,9					
17	13.02.2014 14:29:34	5	207,6	212,6	415,6	390,7					
18	13.02.2014 14:29:35	6	209,5	212,5	412,3	388,6					
19	13.02.2014 14:29:36	7	210	211,2	402,2	388,5					
20	13.02.2014 14:29:37	8	210,3	210,6	404,9	388,8					
21	13.02.2014 14:29:38	9	209,1	211	408,3	391,2					

Abbildung 4-4: Überarbeiteter Datensatz für die Auswertung einer Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe.

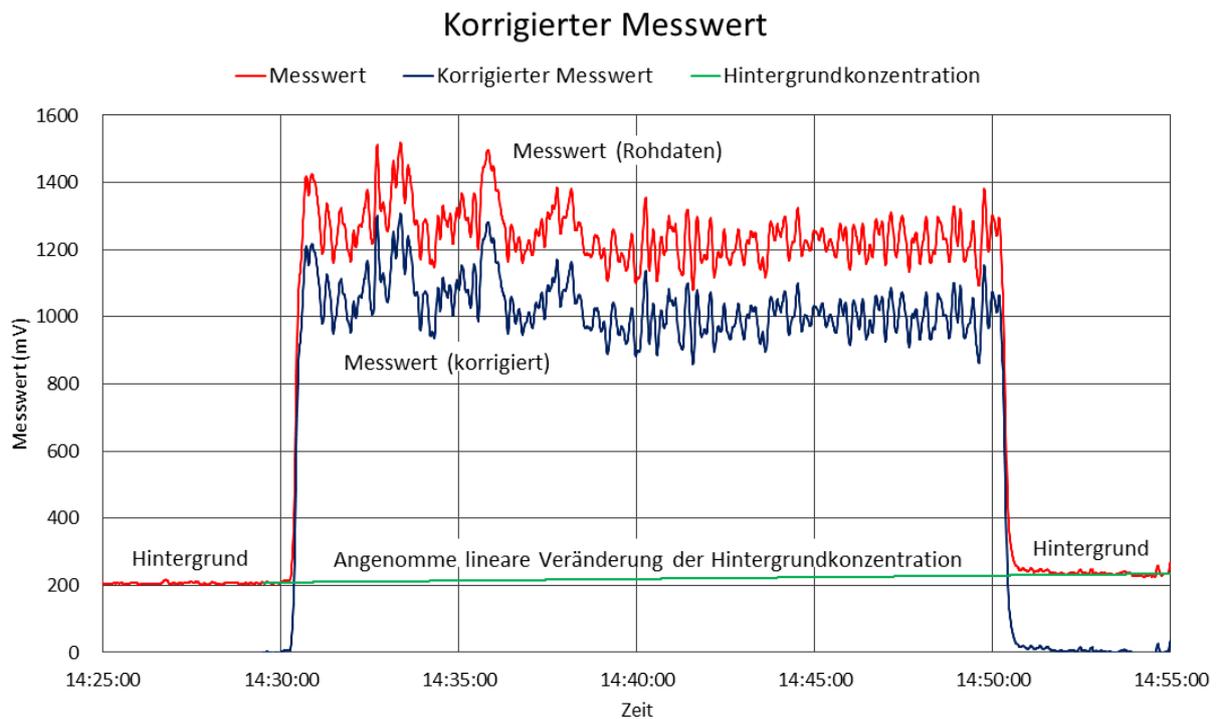


Abbildung 4-5: Korrigiertes Messsignal nach der Auswertung einer Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe.

Die korrigierten Messwerte können nun mit dem Kalibrierungsfaktor in Konzentrationen des verwendeten Fluoreszenzfarbstoffs umgerechnet werden. Aus den Konzentrationen lässt sich der Abfluss berechnen (siehe Gleichung 2). Dabei zeigt sich, dass sich der Abfluss entsprechend verringert, sobald die Konzentration ansteigt. In Abbildung 4-6 ist das Verhältnis zwischen der Konzentration (rot) und dem Abfluss (blau) einer Messung mit Rhodamin B dargestellt. In diesem Beispiel ist der Einfluss der Rechenanlage im Zulauf zur ARA Graz deutlich zu erkennen. Im Laufe der Messungen

wurde die Umlaufgeschwindigkeit des Rechens deutlich erhöht und dadurch ein annähernd konstanter Durchfluss erzeugt.

Da sich die Orte der MIDs und der Tracermessungen im Rahmen dieser Arbeit unterschieden hatten, trat jeweils ein Zeitversatz zwischen den Messungen auf, der händisch korrigiert werden musste. In Abbildung 4-6 wurde ein Zeitversatz von 3,25 Minuten (inkl. Zeitunterschied zwischen den Messgeräten und dem PLS) berücksichtigt und der Durchfluss der MIDs in Dunkelblau dargestellt.

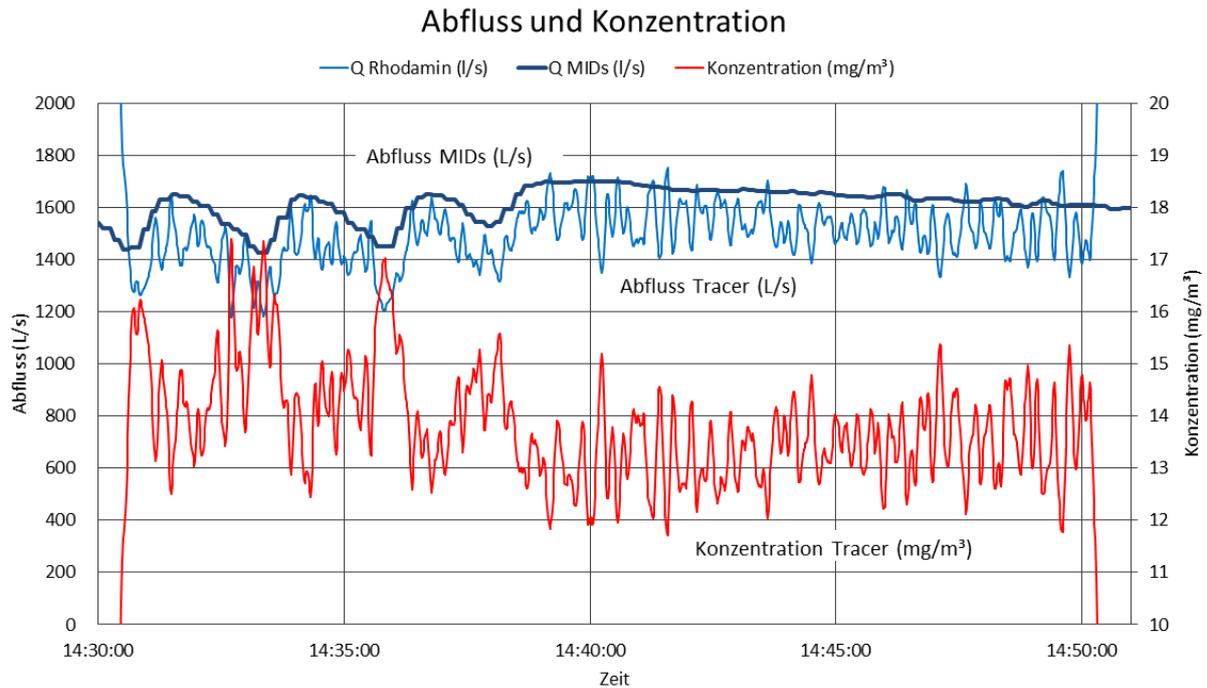


Abbildung 4-6: Vergleich der Abflüsse zufolge der gemessenen und kalibrierten Tracerkonzentrationen mit Rhodamin B während eines Tracerversuchs mit kontinuierlicher Zugabe.

4.3.3 Auswertung der MID-Durchflussmessdaten im Zulauf der ARA Graz

Die gemessenen Durchflussdaten der drei parallel betriebenen MIDs auf der ARA Graz wurden jeweils nach dem Abschluss der Tracermessungen direkt aus dem Prozessleitsystem (PLS) der Kläranlage in einer zeitlichen Auflösung von fünf Sekunden ausgelesen. Da der Durchfluss jedes MIDs messtechnisch einzeln erfasst wird, wurde zur Ermittlung des Gesamtdurchflusses die Summe aus den drei Messsignalen gebildet.

4.4 Beurteilung der Genauigkeit von Online-Tracermessungen auf der ARA Graz

Im ÖWAV Regelblatt 38 (ÖWAV, 2007) wird für Durchflussmesseinrichtungen auf Kläranlagen eine relative Genauigkeit zum gewählten Referenzmesssystem von 10 % gefordert (siehe Abschnitt 2.10.5). Da die zu erwartende relative Unsicherheit von Tracermessungen im Merkblatt DWA-M 181 (2011) mit 8,5 % angegeben ist, ist die Tracermessung für die Überprüfung von Durchflussmesseinrichtungen auf Kläranlagen

nach dem ÖWAV Regelblatt 38 (2007) prinzipiell geeignet und darin auch als zulässiges Referenzmessverfahren angegeben (siehe Tabelle 2-5).

Für die Beurteilung der nachfolgenden Messungen wird die MID Messung jeweils als „wahrer“ bzw. als zu erwartender Vergleichsmesswert angenommen und daher die relativen Messabweichungen der Tracermessung darauf bezogen. Messungen mit einer relativen Messabweichung von mehr als 10 % werden als fehlerhaft angesehen und daher verworfen. Bei den Vergleichsmessungen mit kontinuierlicher Tracerzugabe wurden jeweils die Mittelwerte der Zeiträume mit kontinuierlicher Tracerzugabe mit jenen der MID-Messungen miteinander verglichen, wobei die auftretenden Zeitversätze entsprechend berücksichtigt wurden.

5 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden im ersten Abschnitt Beispiele für die durchgeführten Kalibrierungen beschrieben, da es sich dabei um den wichtigsten Parameter bei der Auswertung einer Tracermessung handelt. Anschließend werden in einem zweiten Abschnitt die durchgeführten Messungen mit momentaner und kontinuierlicher Zugabe dargestellt. Die Auswertungen der kontinuierlichen Messungen sind in zwei Teile unterteilt. Im ersten Teil werden die fehlerhaften Messungen und mögliche Ursachen für die Fehler behandelt. Im zweiten Teil werden die Messungen, bei denen die Abweichungen von den MIDs unterhalb von 10 % lagen und somit auch die Anforderungen des ÖWAV Regelblatts 38 (2007) erfüllten, behandelt.

5.1 Ergebnisse der Sondenkalibrierungen

Wie in Abschnitt 2.7.3 beschrieben, ist der Kalibrierungsfaktor ein wichtiger Parameter zur Bestimmung des Abflusses. In Abbildung 5-1 werden die Ergebnisse von zwei Messungen mit jeweils zwei Rhodamin B und zwei Uranin Detektionssonden dargestellt. Dabei wird deutlich, dass nicht nur große Unterschiede zwischen den verschiedenen Tracern, sondern auch ein deutlicher Unterschied zwischen den Messungen an verschiedenen Tagen auftraten. Die Ergebnisse der Kalibrierung der zwei Uranin bzw. Rhodamin B Detektionssonden am 13.02.2014 sind in Hellgrün bzw. Hellrot und die Ergebnisse vom 22.01.2014 in Dunkelgrün und Dunkelrot dargestellt. Die daraus berechneten Kalibrierungsfaktoren und Korrelationen sind der Tabelle 5-1 zu entnehmen. An den deutlichen Unterschieden der Kalibrierungsfaktoren an verschiedenen Tagen wird deutlich, dass die Auswertung von Tracermessungen niemals mit Kalibrierungsfaktoren von anderen Messungen durchgeführt werden sollten. An den Korrelationswerten in der Tabelle 5-1 wird deutlich, dass ein sehr hoher linearer Zusammenhang zwischen den gemessenen Spannungswerten und den Konzentrationen besteht.

Kalibrierung von 2 Uranin und 2 Rhodamin Detektionssonden am 22.01.2014 und 13.02.2014

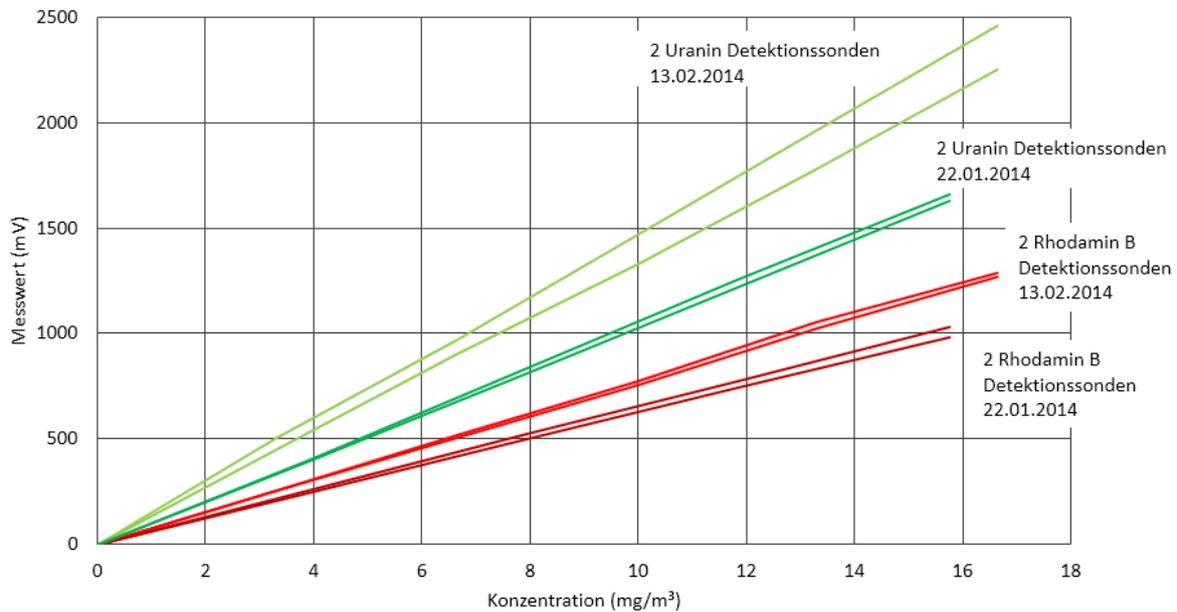


Abbildung 5-1: Vergleich von Kalibrierungen, die an zwei verschiedenen Tagen (22.01.2014 und 13.02.2014) durchgeführt wurden.

Tabelle 5-1: Kalibrierungsfaktoren und erzielte Korrelationswerte der Kalibrierungen von zwei Uranin und zwei Rhodamin B Detektionssonden am 13.02.2014 und am 22.01.2014

Datum	Detektionssonde	Kalibrierungsfaktor	Korrelationswert
13.02.2104	Uranin Detektionssonde 1	0,0067818	0,99995
13.02.2104	Uranin Detektionssonde 2	0,0074396	0,99992
13.02.2104	Rhodamin B Detektions- sonde 1	0,0130894	0,99996
13.02.2104	Rhodamin B Detektions- sonde 2	0,0127904	0,99979
22.01.2104	Uranin Detektionssonde 1	0,0094570	0,99997
22.01.2104	Uranin Detektionssonde 2	0,0096653	0,99996
22.01.2104	Rhodamin B Detektions- sonde 1	0,0160689	0,99999
22.01.2104	Rhodamin B Detektions- sonde 2	0,0153185	0,99998

Neben den Messunterschieden der einzelnen Detektionssonden aufgrund der Veränderung des Abwassers kann es auch zu Veränderungen der Messergebnisse einzelner Detektionssonden kommen. Wie in Abbildung 5-3 dargestellt, können die Kalibrierungsergebnisse einzelner Detektionssonden (rot) deutlich von den Ergebnissen der restlichen Detektionssonden (grün) abweichen. Das kann beispielsweise entstehen,

wenn einzelne Detektionssonden verschmutzt sind oder sich Ablagerungen auf den Linsen bilden. Daher sollte nach Möglichkeit jede Messung mit mehreren Detektionssonden parallel durchgeführt werden, um fehlerhafte Detektionssonden ausschließen zu können. Wie in Abbildung 5-2 dargestellt ist, kann es jedoch auch zu einer fehlerhaften Messung eines Messwerts kommen. Das kann passieren, wenn nicht lange genug gewartet wird, bis der Messwert einen stabilen Wert erreicht. Deshalb sollten Kalibrierung in Rohabwasser nach Möglichkeit immer mit einem Magnetrührer durchgeführt werden.

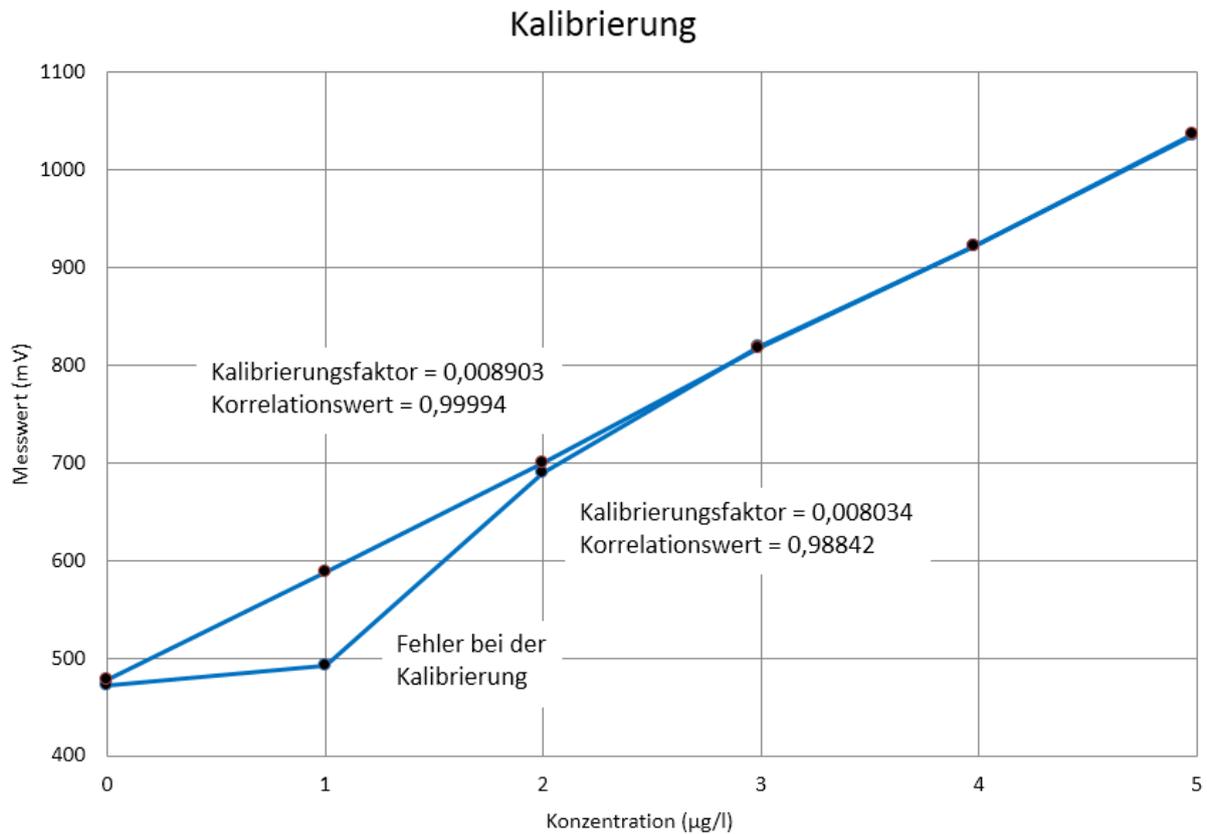


Abbildung 5-2: Auswirkungen eines fehlerhaften Messwertes auf eine Kalibrierung

Kalibrierung von 4 Uranin Detektionssonden

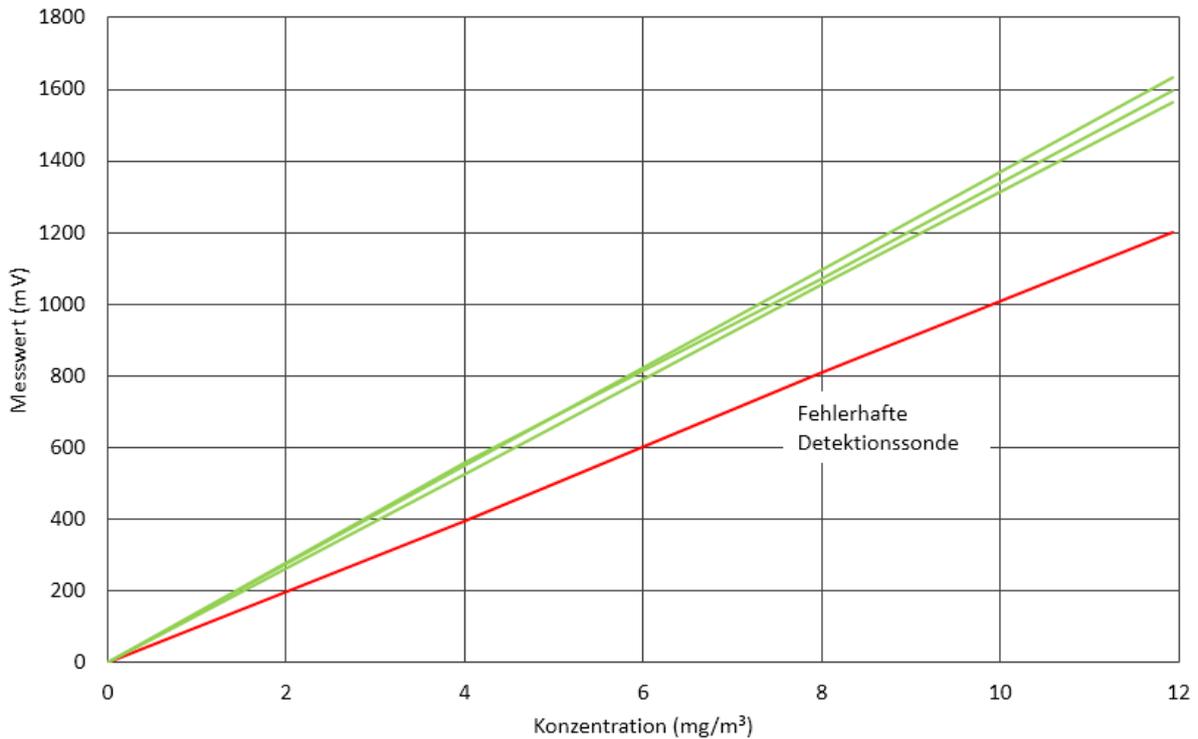


Abbildung 5-3: Ergebnisse einer Kalibrierung, welche gleichzeitig mit 4 Uranin-Detektionssonden durchgeführt wurde.

5.2 Ergebnisse der abgeschätzten Tracermengen

Die in Abschnitt 3.3.2 abgeschätzten Tracermengen für Tracermessungen mit momentaner und kontinuierlicher Zugabe sind in Tabelle 5-2 aufgelistet.

Tabelle 5-2: Tracer-Zugabemenge bei momentaner und kontinuierlicher Zugabe

Tracer	Momentane Zugabe	Kontinuierliche Zugabe
Uranin	0,5 g pro m ³ /s	10 mg/s
Rhodamin B	1 g pro m ³ /s	12,5 mg/s

5.3 Ergebnisse der Online-Tracermessungen mit momentaner Zugabe

Die durchgeführten Messungen mit momentaner Zugabe wurden nur zur Abschätzung der benötigten Tracermenge der einzelnen fluoreszierenden Farbstoffe verwendet (siehe Abschnitt 3.3.2). In Abbildung 5-4 ist beispielhaft eine Ganglinie einer Messung mit Rhodamin B dargestellt. Dabei zeigte sich, dass die Zugabe von einem Gramm Rhodamin B ausreicht, um einen deutlichen Anstieg von 1500 mV zu generieren.

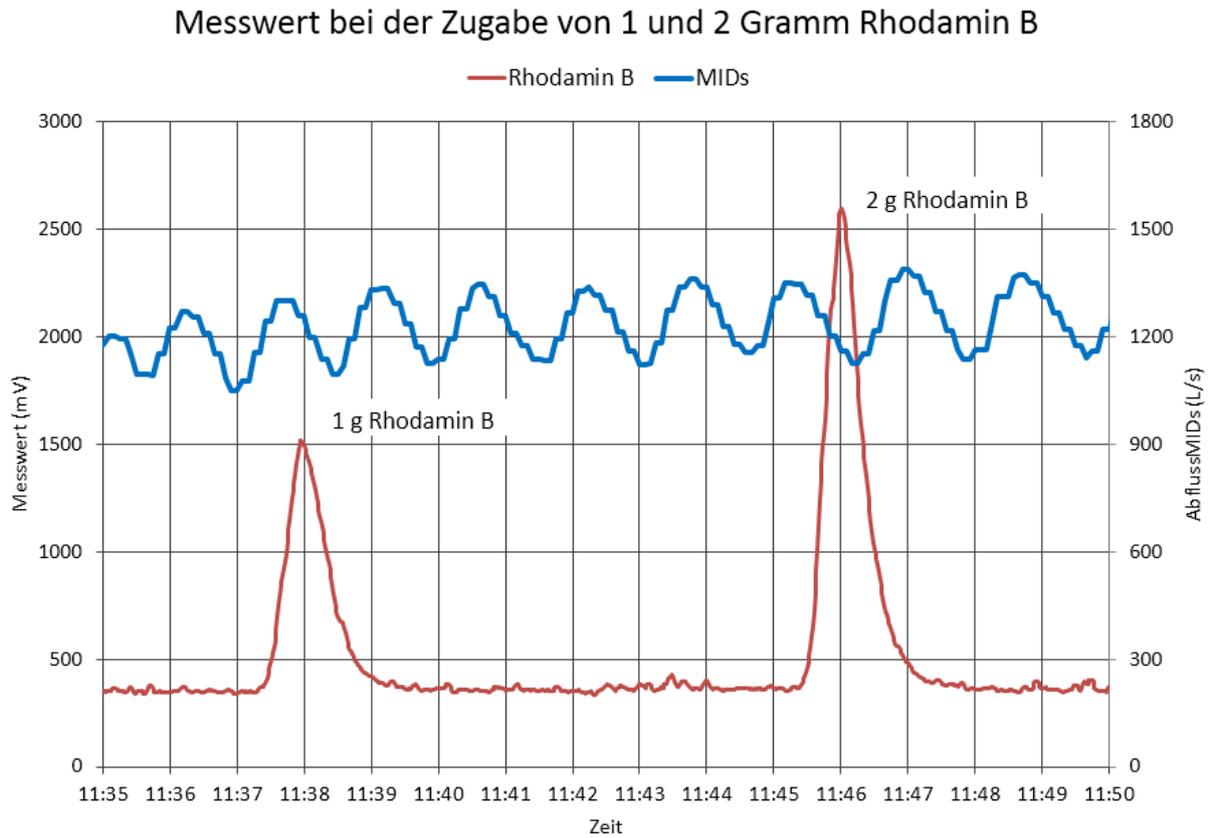


Abbildung 5-4: Ganglinie der Messung mit einer Rhodamin B Detektionssonde bei der Zugabe von 1,0 und 2,0 Gramm Rhodamin B.

Die weiteren Auswertungen wurden mit dem Programm „TQ-Commander“ durchgeführt. Ein Beispiel eines Ergebnisblattes einer Messung mit 1,0 Gramm Uranin ist im Anhang A.2.1 enthalten. Darin ist der deutlich höhere Anstieg bei der Zugabe von 1,0 Gramm Uranin auf ca. 3000 mV als bei Rhodamin B zu erkennen.

5.4 Ergebnisse der Online-Tracermessungen mit kontinuierlicher Zugabe

Insgesamt wurden an 8 Messtagen Messungen durchgeführt. Ein Überblick über die durchgeführten Messungen ist in Tabelle 5-3 aufgelistet.

Tabelle 5-3: Überblick der Messungen mit kontinuierlicher Zugabe

Tag der Messung	Anzahl und Art der Detektionssonden		Zugabestelle	Messstelle	Anmerkungen
31.07.2013	2 Uranin	----	Ende SF 2	G1	Fehler > 10 %
08.08.2013	2 Uranin	---	Ende SF 2	G2-G4	Sonde 3 fehlerhaft
16.12.2013	2 Uranin	2 Rhodamin	G2	G3	Fehler > 10 %
18.12.2013	4 Uranin	2 Rhodamin	G2	G3	Uranin Fehler > 10%
22.01.2014	2 Uranin	2 Rhodamin	G2	G3	
29.01.2014	4 Uranin	2 Rhodamin	G2	G3	Schieber nicht geschlossen
30.01.2014	4 Uranin	2 Rhodamin	G2	G3	Hintergrund > 4000 mV
13.02.2014	2 Uranin	2 Rhodamin	G2	G3	

5.5 Ergebnisse von fehlerhaften Online-Tracermessungen

Leider konnten aufgrund von Lernprozessen und unvorhergesehenen Ereignissen nicht alle Messungen fehlerfrei durchgeführt und ausgewertet werden. Als Grenzwert zur Unterscheidung der erfolgreichen Tracermessungen von den fehlerhaften wurde eine maximale Abweichung von den MID-Messungen von 10 % gewählt, da dies auch die zulässige Abweichung gemäß ÖWAV Regelblatt 38 (2007) darstellt.

5.5.1 Ergebnisse der fehlerhaften kontinuierlichen Tracermessungen am 31.07.2013

Bei der Tracermessung mit Uranin am 31.07.2013 erfolgte die Zugabe des Tracers am Ende des Sandfangs 2 und die Messung wurde bei Zugangsgitter G1 durchgeführt. Aufgrund der großen Messabweichungen von mehr als -13 % (siehe Tabelle 5-4) wurden die Ergebnisse verworfen. Der Grund für den zu gering gemessenen Durchfluss bzw. die zu hoch gemessenen Tracerkonzentrationen könnte die kurze Vermischungstrecke zwischen dem Auslauf der gedückten Rohrleitungen und dem Zugangsgitter G1 von rund zwei Metern sein. Eine grafische Auswertung der Ganglinien ist im Anhang A.3.1 zu finden.

Tabelle 5-4: Ergebnisse der kontinuierlichen Tracerzugabe vom 31.07.2013

Messsonde	Fluoreszenz-Farbstoff	Messzeitraum	Q_{Tracer} (l/s)	Q_{MIDs} (l/s)	Abweichung $Q_{\text{T}}/Q_{\text{MIDs}}$ (%)
Sonde 1	Uranin	11:08-11:33	904	1046	-13,6
Sonde 2	Uranin	11:08-11:33	912	-	-12,8
Mittelwert	Uranin	11:08-11:33	908	1046	-13,2

5.5.2 Ergebnisse der fehlerhaften kontinuierlichen Tracermessungen am 16.12.2013

Die Messung am 16.12.2013 wurde mit zwei Rhodamin B und zwei Uranin Detektionssonden durchgeführt. Die Messung mit Uranin musste als fehlerhaft eingestuft werden, da eine Detektionssonde zu starke Schwankungen aufwies (siehe Anhang A.3.3) und bei der zweiten Detektionssonde die Abweichung von den MID-Messungen mehr als 16 % betrug (siehe Tabelle 5-5). Die Ergebnisse der Messung mit Rhodamin B ergaben noch größere Abweichungen von mehr als 50 % und mussten deshalb ebenfalls verworfen werden. Wie es zu diesen großen Abweichungen bzw. Fehlern gekommen ist, konnte nicht festgestellt werden. Die viel zu hoch gemessenen Abflüsse der Rhodamin-Messungen und der damit verbundene zu geringe Anstieg der Spannungsmesswerte bzw. der Konzentrationen könnten beispielsweise durch einen sehr hohen Schwebstoffanteil im Messzeitraum hervorgerufen worden sein (siehe Abschnitt 2.6.5). Eine andere Möglichkeit wäre, dass es aufgrund der niedrigen Temperaturen und der hohen Konzentration der Zugabetracerlösungen zu Kristallbildungen gekommen ist und sich das Rhodamin nicht ausreichend genug gelöst hat (siehe Abschnitt 2.6.3). Die zu hoch gemessenen Uranin-Konzentrationen bzw. der sich dadurch ergebende zu geringe Durchfluss bei der Uranin-Messung könnte durch eine leichte Erhöhung des pH-Wertes zwischen der Kalibrierung und der Messung hervorgerufen worden sein (siehe Abschnitt 2.6.2).

Tabelle 5-5: Ergebnisse vom 16.12.2013

Messsonde	Fluoreszenz-Farbstoff	Messzeitraum	Q_{Tracer} (l/s)	Q_{MIDs} (l/s)	Relative Abweichung (% v. MIDs)
Sonde 1	Uranin	14:07-14:40	880	1058	-16,8
Sonde 1	Rhodamin	12:44-13:02	1822	1157	57,4
Sonde 2	Rhodamin	12:44-13:02	1856	1157	60,4
Mittelwert	S1 und S2		1839		58,9

5.5.3 Ergebnisse der fehlerhaften kontinuierlichen Tracermessungen am 18.12.2013

Auch bei der Tracermessung zwei Tage später am 18.12.2013 mit vier Uranin und zwei Rhodamin Detektionssonden ergaben sich große Abweichungen der Ergebnisse von den MID Werten. Wie in Tabelle 5-6 dargestellt beliefen sich bei den Tracermessungen mit Uranin die Fehler auf rund -30 %. Die Auswertung der Rhodamin Messungen musste in zwei Teile geteilt werden, da der Ansaugschlauch der Pumpe Luft angesaugt hatte und es dadurch zu einer Unterbrechung der Tracerzugabe gekommen war. Trotzdem ergaben sich für beide Teile sehr gute Übereinstimmungen. Da, wie bei der Messung am 16.12.2013, die Ursache für die deutlichen Abweichungen der Uranin-Messungen nicht mit Sicherheit festgestellt werden konnte und auch nicht ausgeschlossen werden konnte, dass die guten Ergebnisse der Rhodamin-Messungen nur Zufall waren, wurde auch diese als fehlerhaft eingestuft.

Tabelle 5-6: Ergebnisse vom 18.12.2013

Messsonde	Fluoreszenz-Farbstoff	Messzeitraum	Q _{Tracer} (l/s)	Q _{MIDs} (l/s)	Abweichung Q _T /Q _{MIDs} (%)
Sonde 1	Uranin	11:36-12:07	803	1124	-28,6
Sonde 2	Uranin	11:36-12:07	751	1124	-33,2
Sonde 3	Uranin	11:36-12:07	794	1124	-29,4
Sonde 4	Uranin	11:36-12:07	844	1124	-24,9
Mittelwert	S1-S4		798		-29,0
Sonde 1	Rhodamin	12:15-12:40	1112	1121	-0,8
Sonde 2	Rhodamin	12:15-12:40	1113	1121	-0,7
Mittelwert	S1 und S2		1113		-0,7
Sonde 1	Rhodamin	12:55-13:12	1112	1102	0,9
Sonde 2	Rhodamin	12:55-13:12	1136	1102	3,1
Mittelwert	S1 und S2		1124		2,0

5.5.4 Ergebnisse der fehlerhaften kontinuierlichen Tracermessungen am 29.01.2014

Bei der Messung am 29.01.2014 wurde im Zuge der Behälterfüllung auf das Schließen des Schiebers S1 vergessen, weshalb in den ersten 20 Minuten eine deutlich zu hohe Tracerkonzentration gemessen wurde, da durch den gemessenen Querschnittsbereich dadurch nur rund die Hälfte des Abwassers geflossen war. Nach einer Unterbrechung der kontinuierlichen Zugabe und dem Beheben des Fehlers sanken die Spannungsmesswerte wieder auf den erwarteten Wert von 1000 – 1500 mV ab, wie auch in Abbildung 5-5 ersichtlich ist. Leider lieferte auch der zweite Teil der Messungen

keine besseren Ergebnisse, was wahrscheinlich auf den starken Anstieg der Hintergrundkonzentration von rund 4 mV/min zurückzuführen war.

Veränderung des Messwerts der Hintergrundkonzentration einer Uranin Detektionssonde

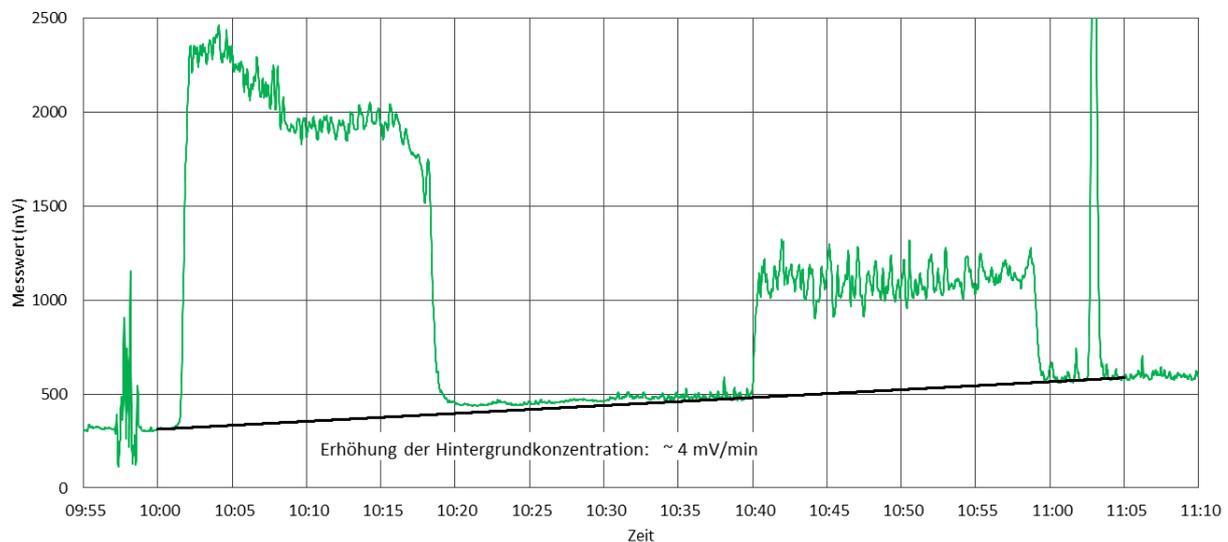


Abbildung 5-5: Veränderung der Hintergrundkonzentration im Zuge der Tracermessung und der parallelen Behälterfüllung am 29.01.2014

5.5.5 Ergebnisse der fehlerhaften kontinuierlichen Tracermessungen am 30.01.2014

Die Messungen vom 30.01.2014 konnten weder für Uranin noch für Rhodamin ausgewertet werden, da die Hintergrundkonzentrationen vor den Vergleichsmessungen sehr hoch (>4000 mV) waren und daher an diesem Tag auch keine Kalibrierungen möglich waren.

5.6 Ergebnisse von fehlerfreien Online-Tracermessungen

In diesem Abschnitt werden all jene Messungen beschrieben, die eine relative Abweichung der Tracermessungen von den MID-Messungen von weniger als 10 % aufwiesen und damit auch die Anforderungen des ÖWAV Regelblatts 38 (2007) erfüllten.

5.6.1.1 Ergebnisse der fehlerfreien kontinuierlichen Tracermessungen am 08.08.2013

Die Messung am 08.08.2013 wurde mit drei Uranin Detektionssonden durchgeführt und teilte sich in zwei Teile, der erste beinhaltet den Zeitraum der gleichzeitig durchgeführten Behälterfüllung der VKB 3 und 4, der zweite den Zeitraum vom Ende der Behälterfüllung bis zum Ende der Tracermessungen. Zusätzlich muss bei dieser Messung angemerkt werden, dass die Messsonden auf mehrere Zugangsgitter aufgeteilt wurden und keiner der beiden Schieber S1 und S2 geschlossen wurde. Nach dem Ende der kontinuierlichen Zugabe wurden 2,0 Gramm Uranin eingebracht, um

den Zeitversatz der Messsonden abschätzen zu können. Der Zeitunterschied zwischen dem Zugangsgitter G3 (Sonde 1) und G4 (Sonde 2) betrug 55 Sekunden, der Zeitunterschied zu G4 und G5 (Sonde 3) 40 Sekunden (siehe Abbildung 2-5).

Die Auswertung der parallel und zeitgleich durchgeführten Behälterfüllungen ergab, dass die MIDs an diesem Tag im Vergleich zur Behältermessung um 3,8 % zu wenig Durchfluss gemessen hatten (Tabelle 3-1). Unter Berücksichtigung dieser Abweichung ergibt sich für die Tracermessungen eine relative Messabweichung zur Behältermessung von -0,6 % für den ersten und -3,1 % für den zweiten Teil der Messungen (siehe Abbildung 5-7). Eine grafische Auswertung der Messungen kann dem Anhang (siehe Abschnitt A.3.2) entnommen werden.

Tabelle 5-7: Ergebnisse vom 08.08.2013

Messsonde	Fluoreszenz-Farbstoff	Messzeitraum	Q_{Tracer} (l/s)	Q_{MIDs} (l/s)	Abweichung $Q_{\text{T}}/Q_{\text{MIDs}}$ (%)
Sonde 1	Uranin	08:45-08:52	1110	1053	5,4
Sonde 2	Uranin	08:45-08:52	1062	1053	0,8
Sonde 3	Uranin	08:45-08:52	1158	1053	10,0
Mittelwert	S1 und S2		1086	1053	3,1
MIDs+3,8%				1093	-0,6
Sonde 1	Uranin	09:18-09:27	1098	1082	1,5
Sonde 2	Uranin	09:18-09:27	1078	1082	-0,4
Sonde 3	Uranin	09:18-09:27	1446	1082	33,6
Mittelwert	S1 und S2		1088	1082	0,6
MIDs+3,8%				1123	-3,1

Wie in Tabelle 5-7 dargestellt, wichen die Messergebnisse von Messsonde 3 deutlich von den anderen ab und wurden daher für die Berechnung des Mittelwerts nicht berücksichtigt.

In Abbildung 5-6 ist der zweite Teil der Messungen grafisch dargestellt. Die Messergebnisse der zwei Uranin Detektionssonden sind in Hell- und Dunkelgrün dargestellt, die Summe des Abflusses der drei MIDs in Blau und die zulässigen Abweichungen laut Regelblatt 38 von $\pm 10\%$ in Gelb. Daraus ist erkennbar, dass die Messreihen der Tracermessungen im Bereich der MID Messungen lagen.

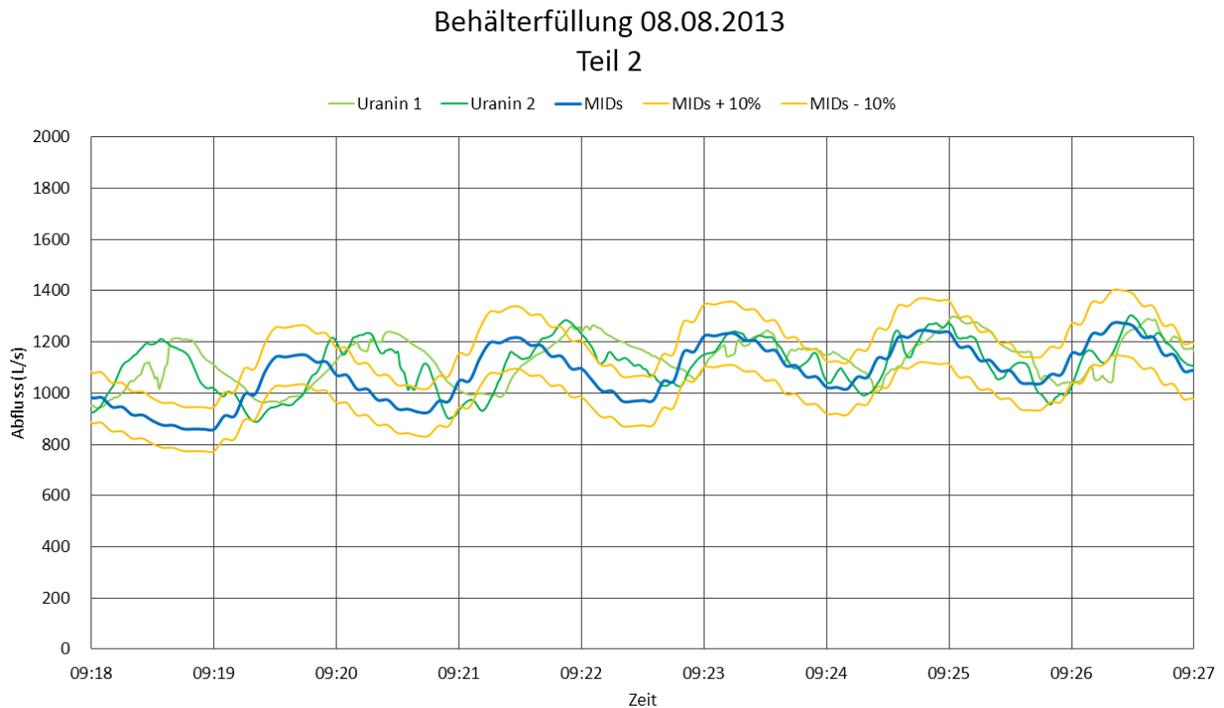


Abbildung 5-6: Teil 2 der Messung von 09:18 – 09:27 Uhr

5.6.1.2 Ergebnisse der fehlerfreien kontinuierlichen Tracermessungen am 22.01.2014

Die Tracermessung am 22.01.2014 wurde gleichzeitig mit zwei Uranin und zwei Rhodamin B Detektionssonden durchgeführt. Im Verlauf der Messung wurde zweimal Luft in den Schlauch der Pumpe eingesaugt, weshalb die Messung in drei Teile aufgeteilt wurde. In Tabelle 5-8 sind die Ergebnisse der einzelnen Teile aufgelistet und es zeigte sich, dass die Messung der Uranin-Detektionssonden sehr gute Übereinstimmungen mit relativen Abweichungen von 0–3 % lieferten, die Rhodamin-Detektionssonden hingegen ergaben einen um rund 10–13 % niedrigeren Abfluss. Diese Abweichungen der Rhodamin B Messungen waren größer als 10 % und müssten daher entsprechend der o. a. Definition ebenfalls verworfen werden. Da die Messungen gleichzeitig durchgeführt wurden, wurden sie allerdings in der nachfolgenden Tabelle belassen.

Tabelle 5-8: Ergebnisse der Tracermessung vom 22.01.2014

Messsonde	Fluoreszenz-Farbstoff	Messzeitraum	Q _{Tracer} (l/s)	Q _{MIDs} (l/s)	Abweichung Q _T /Q _{MIDs} (%)
Teil 1					
Sonde 1	Uranin	12:14-12:19	1295	1259	2,9
Sonde 2	Uranin	12:14-12:19	1283	1259	1,9
Mittelwert	Uranin	12:14-12:19	1289	1259	2,4
Sonde 1	Rhodamin	12:14-12:19	1100	1259	-12,6 ⁽¹⁾
Sonde 2	Rhodamin	12:14-12:19	1122	1259	-10,9 ⁽¹⁾
Mittelwert	Rhodamin	12:14-12:19	1111	1259	-11,8⁽¹⁾
Teil 2					
Sonde 1	Uranin	12:22-12:27	1198	1184	1,2
Sonde 2	Uranin	12:22-12:27	1206	1184	1,9
Mittelwert	Uranin	12:22-12:27	1202	1184	1,5
Sonde 1	Rhodamin	12:22-12:27	1041	1184	-12,1 ⁽¹⁾
Sonde 2	Rhodamin	12:22-12:27	1045	1184	-11,7 ⁽¹⁾
Mittelwert	Rhodamin	12:22-12:27	1043	1184	-11,9⁽¹⁾
Teil 3					
Sonde 1	Uranin	12:31-12:38	1109	1107	0,2
Sonde 2	Uranin	12:31-12:38	1115	1107	0,7
Mittelwert	Uranin	12:31-12:38	1112	1107	0,5
Sonde 1	Rhodamin	12:31-12:38	961	1107	-13,2 ⁽¹⁾
Sonde 2	Rhodamin	12:31-12:38	977	1107	-11,7 ⁽¹⁾
Mittelwert	Rhodamin	12:31-12:38	969	1107	-12,5⁽¹⁾

An den Ergebnissen der einzelnen Abschnitte sieht man, dass nur geringe Unterschiede zwischen den relativen Abweichungen der einzelnen Abschnitte auftraten. Bei Uranin schwanken die relativen Abweichungen zwischen 0 und 3 % und bei Rhodamin B zwischen 10 und 13 %. Daher kann angenommen werden, dass eine Messdauer von 5 bis 10 Minuten ausreichend ist.

In Abbildung 5-7 ist der gesamte Verlauf der Messungen mit den zwei Uranin (grün und dunkelgrün) und den Rhodamin B (rot und dunkelrot) Detektionssonden dargestellt. Die Summe des zeitgleich gemessenen Abflusses der drei MIDs ist in Blau dargestellt. Dabei ist deutlich der konstante Abfluss erkennbar, der durch den kontinuierlichen Betrieb der Umlaufrechen bei diesen Messungen erzeugt wurde. Als Beispiel

wird in Abbildung 5-8 der dritte Teil der Messungen vergrößert dargestellt und die zulässigen Abweichungen von $\pm 10\%$ sind jeweils in Gelb eingetragen. Im unteren Teil der Abbildung sind die relativen Abweichungen des Mittelwertes der zwei Uranin (grün) und der zwei Rhodamin B (rot) Messungen im Vergleich zu den MID Messwerten dargestellt. Dabei ist das Rauschen der Detektionssonden, das vor allem durch das Aufschwimmen der Detektionssonden und durch Inhaltsstoffe im Abwasser verursacht wurde, deutlich zu erkennen. Der Grund für die systematischen Abweichungen der Rhodamin B Messung könnte auf Fehler bei der Kalibrierung zurückzuführen sein. Da zwischen der Entnahme der Kalibrierungsprobe und der Durchführung der Kalibrierung einige Zeit vergangen ist und die Lufttemperatur deutlich unter der Wassertemperatur lag, könnte es zu einer Abkühlung der Probe gekommen sein. Gleichzeitig könnte sich das Wasser im Zulauf der Kläranlage aufgrund der Morgenspitze leicht erhöht haben. Wenn sich aus der Kombination dieser Temperaturveränderungen ein Temperaturunterschied von 3 – 4 °C ergeben hat, würde das eine Erhöhung der berechneten Konzentrationen bzw. die Verringerung des Abflusses um 0,5 – 1 % bei Uranin und 8 – 10 % bei Rhodamin bedeuten (siehe Abschnitt 2.6.3). Die grafische Auswertung der restlichen Teile ist im Anhang A.3.5 dargestellt.

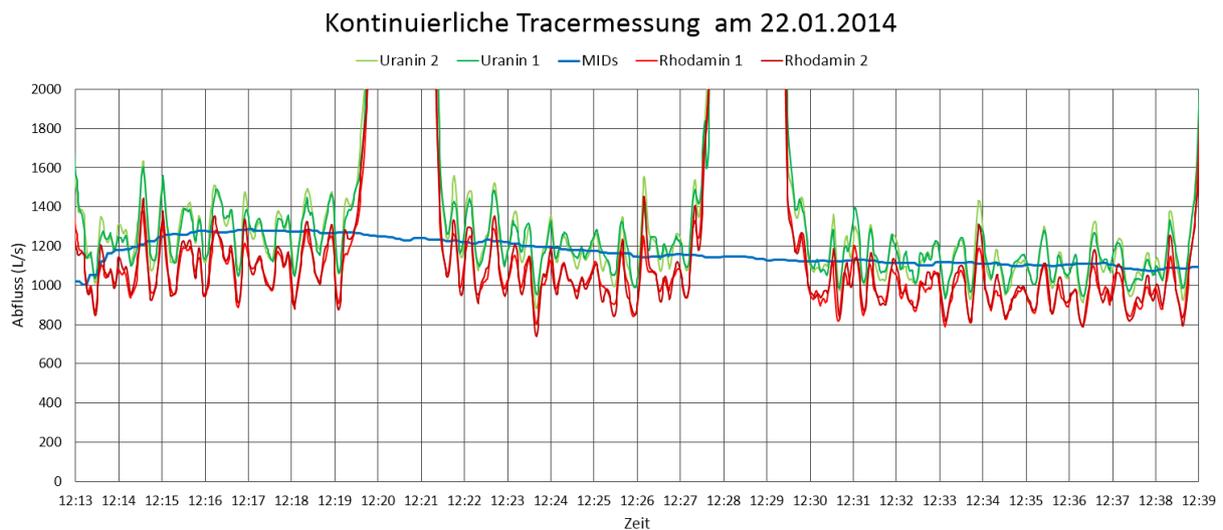


Abbildung 5-7: Gesamter Verlauf der kontinuierlichen Tracermessung am 22.01.2014

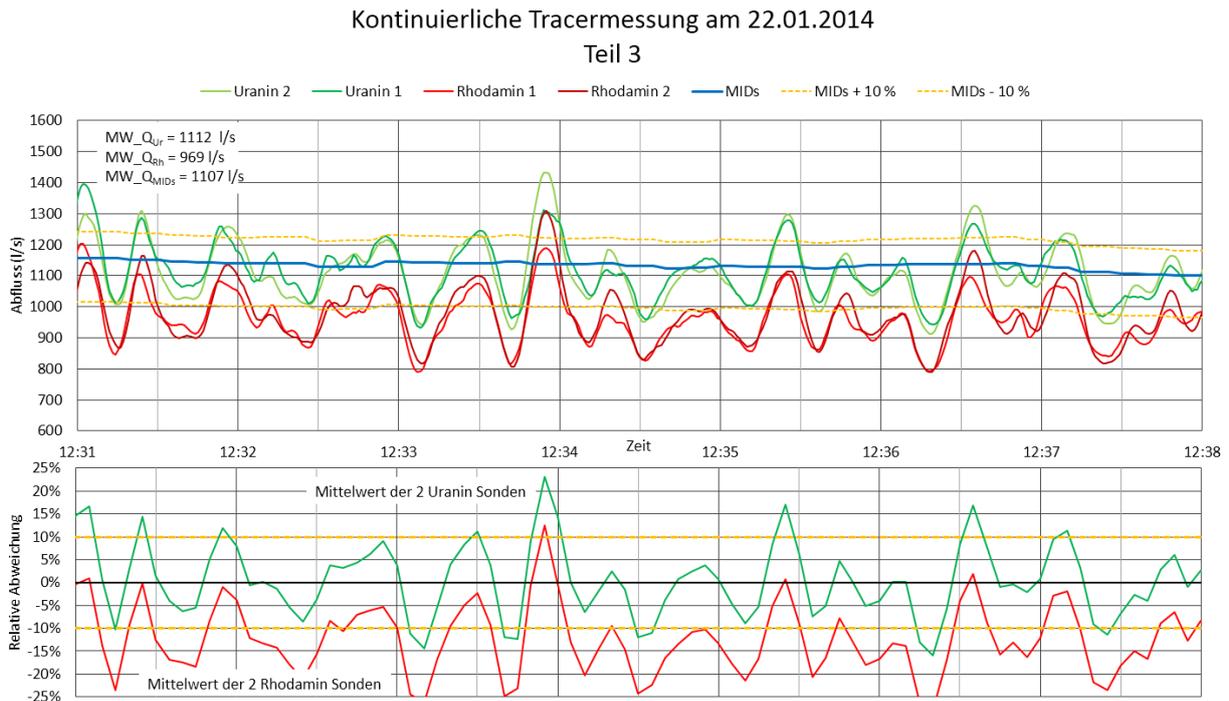


Abbildung 5-8: Teil 3 der Messung von 12:31-12:38 Uhr

5.6.1.3 Ergebnisse der kontinuierlichen Tracermessungen am 13.02.2014

Auch bei der Messung am 13.02.2014 ergab sich ein ähnliches Bild wie am 22.01.2014. Die Uranin-Messergebnisse entsprachen mit einer mittleren relativen Abweichung von 0,9 und 2,1 % in etwa den MID-Messungen und die Rhodamin B Ergebnisse waren um 8,0 und 6,9 % zu niedrig (siehe Tabelle 5-9). An den geringen Unterschieden zwischen dem ersten und zweiten Teil wird deutlich, dass ein kontinuierlicher Betrieb der Umlaufrechen nicht unbedingt notwendig ist, um genauere Ergebnisse zu erzielen (siehe Abbildung 3-16).

Tabelle 5-9: Ergebnisse vom 13.02.2014

Messsonde	Fluoreszenz-Farbstoff	Messzeitraum	Q _{Tracer} (l/s)	Q _{MIDs} (l/s)	Abweichung Q _T /Q _{MIDs} (%)
Teil 1					
Sonde 1	Uranin	14:31-14:39	1614	1577	2,3
Sonde 2	Uranin	14:31-14:39	1568	1577	-0,6
Mittelwert	S1 und S2		1591		0,9
Sonde 1	Rhodamin	14:31-14:39	1466	1577	-7,0
Sonde 2	Rhodamin	14:31-14:39	1435	1577	-9,0
Mittelwert	S1 und S2		1451		-8,0
Teil 2					
Sonde 1	Uranin	14:45-14:50	1690	1630	3,7
Sonde 2	Uranin	14:45-14:50	1639	1630	0,6
Mittelwert	S1 und S2		1664		2,1
Sonde 1	Rhodamin	14:45-14:50	1568	1630	-3,8
Sonde 2	Rhodamin	14:45-14:50	1518	1630	-6,9
Mittelwert	S1 und S2		1543		-5,3

Bei dieser Messung wurde die Rechenanlage erst nach etwa 7 Minuten auf die maximale Geschwindigkeit geschaltet, was deutlich an der blauen Abflussganglinie der MIDs erkennbar ist (Abbildung 5-9). Dadurch war eine genaue Bestimmung des Zeitversatzes möglich. Die Abflussganglinien der Rhodamin B-Detektionssonden sind wieder in Rot und Dunkelrot und die Uranin-Detektionssonden in Grün und Dunkelgrün dargestellt. In Abbildung 5-10 ist der zweite Teil der Messung dargestellt und die zulässigen Abweichungen von $\pm 10\%$ wieder jeweils in Gelb eingetragen. Im unteren Teil der Abbildung sind die relativen Abweichungen der Mittelwerte der zwei Uranin (grün) und der zwei Rhodamin B (rot) Detektionssonden aufgetragen. Auch bei dieser Messung ist die systematische Abweichung der Abflussganglinie der Rhodamin B Messung deutlich sichtbar. Diese Abweichung könnte wieder auf einen Kalibrierungsfehler aufgrund der Temperaturänderungen hindeuten.

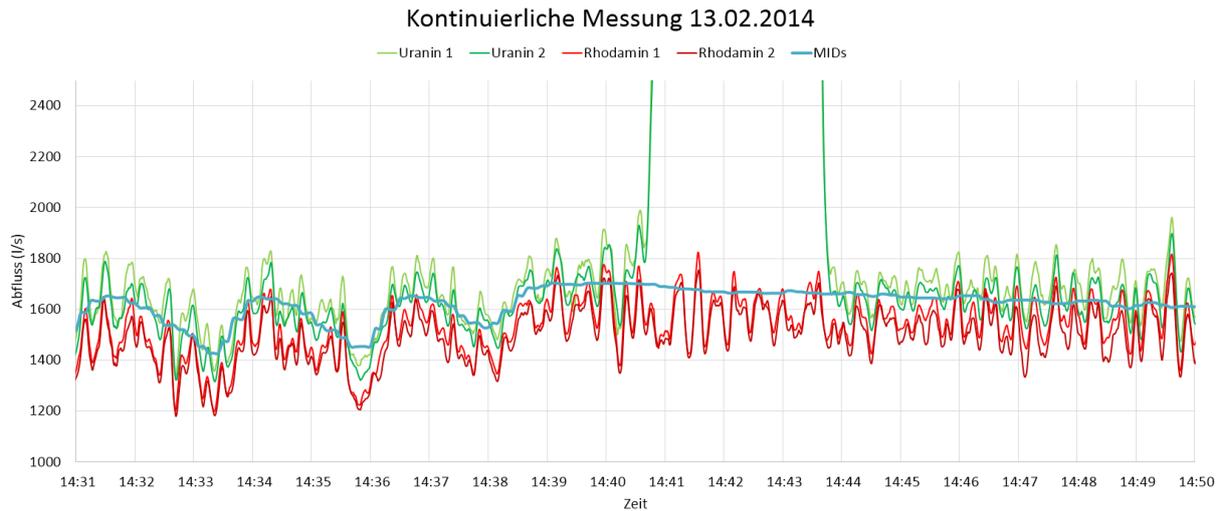


Abbildung 5-9: Gesamter Verlauf der kontinuierlichen Messung am 13.02.2014

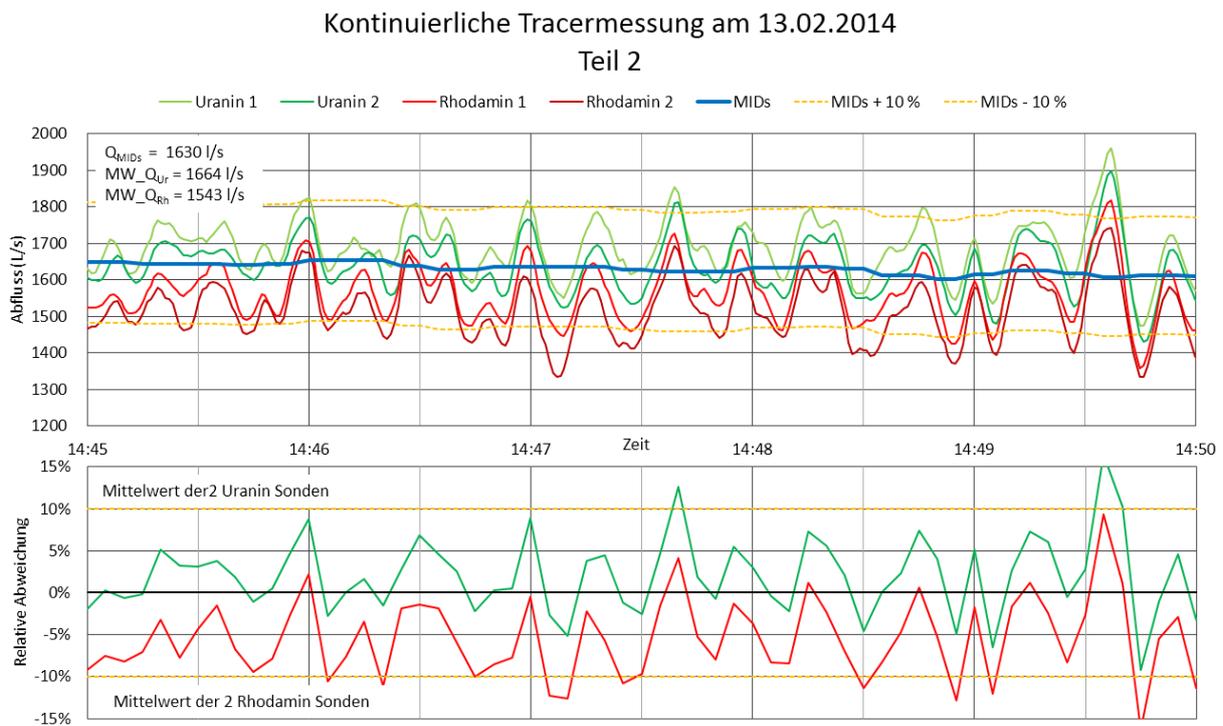


Abbildung 5-10: Zweiter Teil der Messung von 14:45-14:50 Uhr

5.6.2 Zusammenfassung der Ergebnisse

Bei der Auswertung der Kalibrierungen zeigte sich, dass die Kalibrierungen große Unterschiede aufwiesen und daher nicht für mehrere Messungen verwendet werden können. Die Kalibrierung der Detektionssonden muss im Abwasserbereich so knapp wie möglich vor der Messung durchgeführt werden und sollte auch nach der Messung unbedingt wiederholt werden. Bei Unterschieden zwischen der Lufttemperatur und der Wassertemperatur muss vor allem bei Rhodamin B Messungen darauf geachtet werden, dass es zu keinen Kalibrierungsfehlern kommt.

Bei den Messungen mit momentaner Zugabe zeigte sich, dass aufgrund des starken Einflusses der Rechenanlage keine Auswertungen möglich waren. Ob bzw. mit welcher Qualität sich Ergebnisse bei einem konstanten Zufluss erreichen lassen, wurde im Zuge dieser Arbeit nicht weiter untersucht.

Aus den Auswertungen der volumetrischen Vergleichsbehältermessungen geht hervor, dass die MIDs durchschnittlich einen etwa um 2 – 4 % zu geringen Durchfluss messen.

Bei den Messungen mit kontinuierlicher Zugabe zeigte sich, dass die am 22.01.2014 und am 12.03.2014 durchgeführten Vergleichstracermessungen gute Ergebnisse lieferten, wobei die Vergleichsmessungen mit Rhodamin B einen jeweils etwas zu geringeren Abfluss lieferten. Bei diesen Messungen wurden die vom Merkblatt DWA-M 181 (2011) angegebenen Abweichungen von 8,5 % deutlich unterschritten, jedoch liegen zu wenige fehlerfreie Messungen vor, um eine allgemeine Aussage über die Unsicherheiten der durchgeführten Tracermessungen tätigen zu können.

Da die relativen Abweichungen der durchgeführten und als fehlerfrei bewerteten Messungen unterhalb von 10 % lagen, konnten bei diesen die Anforderungen des ÖWAV Regelblatts 38 (2007) erfüllt werden, wodurch auch die Tracermessungen unter Beachtung der vorgegebenen Randbedingungen als geeignetes Referenzmesssystem zur Überprüfung von stationär eingebauten Durchflussmengenmesssystemen verwendet werden können.

6 Zusammenfassung

Der Abwasservolumenstrom (Durchfluss) ist einer der wichtigsten Parameter im Rahmen der Überwachung und Betriebsführung von Kläranlagen und muss gemäß der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEVKA) bei Anlagen >1000 EW einmal jährlich überprüft werden. Im Jahr 2007 wurde das ÖWAV Regelblatt 38 „Überprüfung stationärer Durchflussmessenrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen“ (ÖEWAV, 2007) veröffentlicht und damit eine Basis für die Durchführung der Überprüfungen von Durchflussmessenrichtungen auf Kläranlagen geschaffen. Aus diesem Regelblatt geht hervor, dass sowohl volumetrische Behälterfüllungen als auch Tracermessungen für die Überprüfung der Durchflussmessungen geeignet Referenzmessverfahren darstellen. Da es bis jetzt nur sehr geringe Informationen über die Anwendung und Messgenauigkeit von Tracermessungen auf Kläranlagen bzw. im Abwasserbereich gibt, beschäftigt sich diese Arbeit mit der Möglichkeit von Tracermessungen auf Kläranlagen, den Betriebserfahrungen bei der Durchführung verschiedener Messverfahren und beim Einsatz verschiedener Tracer sowie einer Abschätzung der Genauigkeit von Tracermessungen im Abwasserbereich zur Überprüfung von stationär eingebauten Durchflussmengenmesssystemen. Auf Basis dieser Erkenntnisse wird die Tracermessung als mögliche Alternative für die bis jetzt durchgeführte volumetrische Behälterfüllung auf der ARA Graz untersucht.

Beim Vergleich der verschiedenen Tracermessverfahren (momentane und kontinuierliche Zugabe) stellte sich heraus, dass aufgrund der ungleichmäßigen Fließzustände auf ARA Graz eine Messung mit momentaner Tracerzugabe nur möglich ist, wenn in den Betrieb der Kläranlage eingegriffen wird und die Umlaufzulaufrechen auf Dauerbetrieb umgestellt werden. Generell kann diese Messmethode jedoch nicht generell ausgeschlossen werden, da jede Kläranlage mit ihren bau- und betriebsbedingten Eigenschaften und Fließzuständen getrennt beurteilt werden muss. Bei der Messung mit kontinuierlicher Zugabe können Änderungen des Abflusses erfasst werden. Dadurch ist auch eine Messung bei variablen Abflüssen möglich. Jedoch sollte auch dabei während des Tracerzugabezeitraums ein möglichst konstanter Abfluss und konstante Hintergrundkonzentrationen gewährleistet werden, um ein möglichst genaues Messergebnis zu erzielen. Generell weisen Kläranlagen ein komplexes hydraulisches System auf, das jederzeit verändert werden kann. Daher müssen vor Beginn der Tracermessungen alle möglichen Fließvorgänge des betrachteten Abschnitts bekannt sein und gegebenenfalls Ventile und Schieber vorab geschlossen werden, um die notwendigen hydraulischen Bedingungen für eine Überprüfung zu schaffen. In diesem Zusammenhang muss auch darauf hingewiesen werden, dass zur Durchführung einer Tracermessung eine ausreichende Durchmischungstrecke notwendig ist und jede Kläranlage dahingehend untersucht werden muss.

Die Wahl des geeigneten Tracers ist von den physikalischen und chemischen Eigenschaften der Tracer und des Messmediums abhängig sowie von den Erfahrungen der durchführenden Personen und ihren technischen Möglichkeiten. Dabei sollte jedoch

angemerkt werden, dass es den perfekten Tracer nicht gibt. Es kann immer nur der am besten geeignete Tracer ausgewählt werden, der den zu erfüllenden Randbedingungen am nächsten entspricht. In dieser Arbeit habe ich mich in Absprache mit der Fa. Sommer Messtechnik GmbH für den Einsatz der fluoreszierenden Farbstoffe Uranin und Rhodamin B entschieden.

Die Auswertung der Ergebnisse ergab, dass ein Teil der Messungen sehr gute Vergleichsergebnisse lieferte und dass die im deutschen DWA-Merkblatt 181 (DWA-M, 2011) angegeben relativen Unsicherheiten von Tracermessungen von 8,5 % zum Teil deutlich unterschritten werden konnten, womit auch die Forderung des ÖWAV Regelblatts 38 (2007) nach einer maximalen Abweichung von ± 10 % deutlich eingehalten wurde. Leider konnten im Rahmen der Masterarbeit nicht alle Messungen ausgewertet bzw. fehlerfrei durchgeführt werden, da es sich bei Tracermessungen im Abwasserbereich und speziell auf Kläranlagen um ein sehr komplexes Thema handelt, welches auch viel Erfahrung und detaillierte Kenntnisse über die Kläranlage bedarf.

Bei Einhaltung und Beachtung der erforderlichen Randbedingungen können aber auch Tracermessungen bei der Überprüfung von Durchflussmengenmessereinrichtungen auf Kläranlagen nach den Anforderungen des Regelblatt 38 (ÖWAV, 2007) als Referenzmesssystem erfolgreich verwendet werden.

7 Schlussfolgerung und Ausblick

Bei den im Zuge dieser Arbeit durchgeführten Messungen und Versuchen mit fluoreszierenden Farbstoffen hat sich gezeigt, dass in vielen Fällen noch Optimierungspotenzial besteht. Das betrifft sowohl die Bereiche Vorbereitung und Durchführung der Messungen, die erforderlichen Rahmenbedingungen für die Messungen als auch die Auswertungen.

Bei der Auswahl der Tracer (Fluoreszenzfarbstoffe) konnten aufgrund der uns zur Verfügung stehenden Online-Sensoren nur Messungen mit Uranin und Rhodamin B durchgeführt werden. Bei einer genaueren Betrachtung der Eigenschaften von verschiedenen Fluoreszenzfarbstoffen konnte jedoch festgestellt werden, dass auch andere Fluoreszenzfarbstoffe die Anforderungen für den Einsatz im Abwasser erfüllen würden. Eine genaue physikalische und chemische Einschätzung der Einsatzmöglichkeiten müsste daher noch genauer untersucht werden.

Die Zusammensetzung des Abwassers auf Kläranlagen ändert sich laufend und dadurch auch die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Abwassers. Daher wäre eine genaue Betrachtung der zeitlichen Veränderungen dieser Eigenschaften sinnvoll, um die Auswirkungen auf die Tracermessung besser einschätzen zu können. Dabei sollte besonders auf die Veränderungen der Wassertemperatur und des pH-Werts geachtet werden.

Die Durchführung der Kalibrierung, die aufgrund der sich laufend ändernden Zusammensetzung des Abwassers ein sehr hohes Fehlerpotenzial in sich birgt, könnte optimiert werden. Da es immer wieder zu Verzögerungen zwischen der Kalibrierung und der Messung kommt, wäre eine Probenahme und Kalibrierung nach der Messung sinnvoller. Eine weitere Möglichkeit wäre es die Kalibrierung vor und nach der Messung durchzuführen, um mögliche Veränderungen aufzuzeigen oder über den Zeitraum der Messung eine Mischprobe vor der Zugabestelle zu entnehmen und die Kalibrierung nach der Messung durchzuführen. Dabei muss jedoch darauf geachtet werden, dass sich die Probe bis zur Durchführung der Kalibrierung nicht erwärmen oder abkühlen darf. Wenn nur eine Kalibrierung nach der Messung durchgeführt wird, können jedoch keine Auswirkungen der Verschmutzung der Detektionssonden während der Messung erkannt werden, womit eine simultane Auswertung während der Messungen nicht möglich ist.

Die simultane Auswertung während der Messung bzw. unmittelbar danach ist mit dem Programm „TQ-Commander“ zurzeit nur für Messungen mit momentaner Zugabe möglich. Hier wäre eine Erweiterung der Software für Messungen mit kontinuierlicher Zugabe wünschenswert.

Durch die hohen Fließgeschwindigkeiten kam es auf der ARA Graz immer wieder zum Aufschwimmen der Detektionssonden und dadurch zu Lufteintrag in die Schutzhüllen. Da dieser Lufteintrag zu starken Schwankungen der Messwerte führt, wäre die Konstruktion und Verwendung einer Halterung für die Detektionssonden sinnvoll. Dadurch

könnte auch das Verwickeln der Messkabel zu den Sensoren verhindert werden und es wäre eine differenziertere Messung aller Bereiche des Messquerschnitts möglich. Eine weitere Möglichkeit wäre es die Messungen ohne oder mit unten offenen Schutzhüllen durchzuführen, um das Einschwemmen von Luftblasen oder Feststoffen zu verhindern.

Die Messung mit momentaner Tracerzugabe war auf der ARA Graz aufgrund des durch die automatischen Rechenanlagen hervorgerufenen sehr variablen Zuflusses nicht möglich. Durch einen konstanten Betrieb der Rechenanlage kann aber kurzzeitig ein konstanter Zufluss zur Kläranlage gewährleistet werden, was allerdings zu starken mechanischen Abnützungen bei den Umlaufrechen führt. Bei konstantem Zufluss wäre jedoch auch eine Messung mit momentaner Zugabe möglich. Eine weitere Möglichkeit ist der kurzzeitige Betrieb der Rechenanlage mit maximaler Umlaufgeschwindigkeit innerhalb einer kontinuierlichen Messung, um einen konstanten Bereich zu schaffen. Dadurch könnten eine exakte zeitliche Anpassung der Durchflussganglinie an den MID Daten gewährleistet und die Abnutzung der Rechenanlagen verringert werden.

Durch die Generierung dieser Abflussganglinie könnte die Möglichkeit der Zugabe und Messung nach den VKB untersucht werden. Dabei ist jedoch darauf zu achten, dass es zu keinen Zu- oder Abflüssen (Schlammabzug) zwischen den MIDs und der Messstelle kommt.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Vor- und Nachteile der Tracermessung mit momentaner oder kontinuierlicher Zugabe von fluoreszierenden Farbstoffen.....	7
Tabelle 2-2:	Schüttelversuch Tracerlösung in Molassesand (Wernli, 2011).....	20
Tabelle 2-3:	Übersicht über gängige Fluoreszenztracer (ÖWAV, 2007)	22
Tabelle 2-4:	Arten und Ursachen von Messabweichungen (DWA-M 181, 2011).....	28
Tabelle 2-5:	Angaben zur Unsicherheit von Methoden zur Durchflussmessung in Entwässerungssystemen (DWA-M 181, 2011).....	32
Tabelle 3-1:	Durchgeführte Vergleichsmessungen zwischen MID und Behältermessung (BM) auf der ARA Graz im Zeitraum von 2010 bis 2014	43
Tabelle 5-1:	Kalibrierungsfaktoren und erzielte Korrelationswerte der Kalibrierungen von zwei Uranin und zwei Rhodamin B Detektionssonden am 13.02.2014 und am 22.01.2014.....	70
Tabelle 5-2:	Tracer-Zugabemenge bei momentaner und kontinuierlicher Zugabe.....	72
Tabelle 5-3:	Überblick der Messungen mit kontinuierlicher Zugabe.....	74
Tabelle 5-4:	Ergebnisse der kontinuierlichen Tracerzugabe vom 31.07.2013.....	75
Tabelle 5-5:	Ergebnisse vom 16.12.2013	75
Tabelle 5-6:	Ergebnisse vom 18.12.2013	76
Tabelle 5-7:	Ergebnisse vom 08.08.2013	78
Tabelle 5-8:	Ergebnisse der Tracermessung vom 22.01.2014	80
Tabelle 5-9:	Ergebnisse vom 13.02.2014	83

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Donau Versickerung (http://de.wikipedia.org/wiki/Donauversickerung , Zugriff: 2014-04-23)	3
Abbildung 2-2:	Zeitlicher Verlauf der Tracer-Ausbreitung und der Durchgangskurve der Tracerkonzentration bei momentaner Zugabe.....	4
Abbildung 2-3:	Zeitlicher Verlauf der Tracer-Ausbreitung und der Durchgangskurve der Tracerkonzentration bei kontinuierlicher Zugabe.....	5
Abbildung 2-4:	Kontinuierliche Zugabe mit Mariott'scher Flasche: Öffnet man das Ventil auf der Oberseite der Flasche, so wird mit dem Auslaufen der Tracerlösung laufend Luft nachgesogen. Der Auslauf bleibt konstant, bis der Wasserspiegel das untere Ende des Luftzufuhrrohres erreicht hat (Wernli, 2004).....	6
Abbildung 2-5:	Veränderung der gemessenen Tracer-Durchgangskurve mit zunehmendem Abstand des Messpunktes vom Zugabepunkt.	12
Abbildung 2-6:	Positionierung der Detektionssonden im Messquerschnitt (Arbeitsanleitung der Fa. Sommer, 2011)	13
Abbildung 2-7:	pH-Abhängigkeit von Fluoreszenzfarbstoffen (Käss, 2004)	16
Abbildung 2-8:	Temperaturabhängigkeit der Fluoreszenzfarbstoffe Uranin, Eosin und Rhodamin B	17
Abbildung 2-9:	Konzentrationsabbau einer Uraninlösung (1 µg/L) durch Tageslicht in unterschiedlich gefärbten Glasflaschen (Käss, 2004).....	18
Abbildung 2-10:	Relative Halbwertszeiten von Fluoreszenzfarbstoffen durch Lichteinfluss bezogen auf Uranin (Wernli, 2011).....	19
Abbildung 2-11:	Halbwertszeiten einer Uraninlösung (10 g/L) unter Einfluss von Chlor und Chlordioxid (Käss, 2004).....	21
Abbildung 2-12:	Anregungs- und Fluoreszenzlicht beim Prinzip der Fluoreszenzlichtmessung (Volgger, 2008)	23
Abbildung 2-13:	Drei Fluoreszenzmesssonden „TQ-Tracer“ mit Datenerfassungsgeräten „TQ-Amp“ und Kalibrierungsset (links) und Fluoreszenzmesssonde „TQ-Tracer“ inkl. Schutzhülle (rechts).	25
Abbildung 2-14:	Programmoberfläche der Auswertungssoftware „TQ- Commander“	25
Abbildung 2-15:	Arten der Messabweichungen (Thomann, 2002)	27
Abbildung 2-16:	Übersicht von Methoden zur Durchflussmessung in Entwässerungssystemen (DWA-M 181, 2011)	30

Abbildung 2-17:	Prinzip der magnetisch induktiven Durchflussmessung (Morgenschweis, 2010).....	31
Abbildung 3-1:	Luftbild der ARA Graz (maps.google.at, Zugriff: 2014-04-18).....	36
Abbildung 3-2:	Lageplan von Sandfang und Vorklärbecken der ARA Graz	38
Abbildung 3-3:	Lage der MIDs in den unterirdischen Dükerleitungen zwischen Sandfang und Vorklärbecken der ARA Graz (gegen die Fließrichtung aufgenommen)	39
Abbildung 3-4:	Umlaufrechen mit Höhenstandsmessung der ARA Graz vor einem der beiden Umlaufrechen	40
Abbildung 3-5:	Einfluss der Rechenanlage auf den gemessenen Durchfluss im Zulauf zur ARA Graz	40
Abbildung 3-6:	Funktionaler Zusammenhang zwischen Wasserstand und Beckenvolumen der Vorklärbecken 3+4 der ARA Graz	41
Abbildung 3-7:	Minimaler und maximaler Wasserstand während einer Behältermessung in den Vorklärbecken 3+4 der ARA Graz	42
Abbildung 3-8:	Geodätische Aufnahme der Geometrie der Vorklärbecken der ARA Graz (links) und Einlauf über das Verteilbauwerk in ein leeres Vorklärbecken (rechts).....	42
Abbildung 3-9:	Durchgeführte Vergleichsmessung auf der ARA Graz vom 08.08.2013	44
Abbildung 3-10:	Durchgeführte Vergleichsmessung auf der ARA Graz vom 29.01.2014	44
Abbildung 3-11:	Konzentrationsverhalten und Beeinflussung von Uranin und Rhodamin B bei wechselseitiger Zugabe (gemessen mit optischen Fluoreszenzmesssonden)	45
Abbildung 3-12:	Beispiele für Strömungsbeschleuniger (www.grundfos.com, Zugriff: 2014-05-05).....	48
Abbildung 3-13:	Lage der Zugangsgitter G1 – G8 und der Schieber S1 - S2 im Zulaufbereich (Verteilbauwerk) zur Vorklärung auf der ARA Graz.....	49
Abbildung 3-14:	Ablauf Sandfang in den Zulauf zu einer der drei gedückerten Verbindungsleitungen zur Vorklärung (links); Zugangsgitter G2 und G3 mit Schiebern im Zulaufbereich des Verteilgerinnes zu den Vorklärungbecken der ARA Graz (rechts).....	49
Abbildung 3-15:	Wasserstand im Zulaufgerinne zu den VKB.....	51
Abbildung 3-16:	Manuelle zeitliche Anpassung zwischen MID- und Messdaten	52
Abbildung 3-17:	Verschmutzte und mit Abwasserinhaltsstoffen verzapfte Online-Tracersonden nach dem Messeinsatz in kommunalem Abwasser.....	53

Abbildung 3-18:	Hintergrundkonzentrationen von zwei am selben Einbauort installierten Uranin-Online-Sonden auf der ARA Graz im Zeitraum von 26.07. – 28.07.2013	54
Abbildung 3-19:	Verlauf der Hintergrundkonzentration von Uranin auf der ARA Graz im Zeitraum von 23.7. - 28.7.2013	55
Abbildung 3-20:	Tagesgänge der Hintergrundkonzentrationen von Uranin auf der ARA Graz im Zeitraum von 23.07. – 28.07.2013	55
Abbildung 3-21:	Hintergrundkonzentration: Vergleich zwischen Rhodamin B und Uranin auf der ARA Graz im Zeitraum von 14.02. – 24.02.2014	56
Abbildung 3-22:	Hintergrundkonzentration: Vergleich der Tagesgänge von Rhodamin B und Uranin auf der ARA Graz im Zeitraum von 14.02. – 15.02.2014	57
Abbildung 3-23:	Online-Tracersonden nach 10 Tagen kontinuierlichem Messeinsatz im Zulaufbereich zur Vorklärung (links); rötlich gefärbtes Vorklärbecken inkl. Schaumbildung durch unbekanntes Stoff (rechts).....	57
Abbildung 3-24:	Hintergrundkonzentrationen von Uranin und Rhodamin B auf der ARA Graz an verschiedenen Tagen zwischen 9:00 und 10:00 Uhr.	59
Abbildung 4-1:	Kalibrierung einer Dosierpumpe (links); Kalibrierung der verwendeten Fluoreszenzmesssonden (rechts).....	62
Abbildung 4-2:	Einbringung einer Uranin-Lösung am Zugabepunkt zu Beginn einer Tracermessung mit momentaner Zugabe.	63
Abbildung 4-3:	Tracer-Lösungen Rhodamin B (rot) und Uranin (gelb) auf Magnetrührer (links); Kontinuierliche Zugabe einer Uranin-Lösung während einer Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe (rechts).....	64
Abbildung 4-4:	Überarbeiteter Datensatz für die Auswertung einer Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe.	66
Abbildung 4-5:	Korrigiertes Messsignal nach der Auswertung einer Tracermessung mit kontinuierlicher Zugabe.	66
Abbildung 4-6:	Vergleich der Abflüsse zufolge der gemessenen und kalibrierten Tracerkonzentrationen mit Rhodamin B während eines Tracerversuchs mit kontinuierlicher Zugabe.....	67
Abbildung 5-1:	Vergleich von Kalibrierungen, die an zwei verschiedenen Tagen (22.01.2014 und 13.02.2014) durchgeführt wurden.	70
Abbildung 5-2:	Auswirkungen eines fehlerhaften Messwertes auf eine Kalibrierung.....	71
Abbildung 5-3:	Ergebnisse einer Kalibrierung, welche gleichzeitig mit 4 Uranin-Detektionssonden durchgeführt wurde.....	72

Abbildung 5-4:	Ganglinie der Messung mit einer Rhodamin B Detektionssonde bei der Zugabe von 1,0 und 2,0 Gramm Rhodamin B.	73
Abbildung 5-5:	Veränderung der Hintergrundkonzentration im Zuge der Tracermessung und der parallelen Behälterfüllung am 29.01.2014	77
Abbildung 5-6:	Teil 2 der Messung von 09:18 – 09:27 Uhr	79
Abbildung 5-7:	Gesamter Verlauf der kontinuierlichen Tracermessung am 22.01.2014	81
Abbildung 5-8:	Teil 3 der Messung von 12:31-12:38 Uhr	82
Abbildung 5-9:	Gesamter Verlauf der kontinuierlichen Messung am 13.02.2014	84
Abbildung 5-10:	Zweiter Teil der Messung von 14:45-14:50 Uhr	84

Literaturverzeichnis

- BGBI.-Nr.-210/1996 (1996). BGBI. Nr. 210/1996 - Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser). In: Bundeskanzleramt (ed.), Republik Österreich, Vienna, Austria, p. 6.
- BMLFUW (2014). SHTURM - Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen - Endbericht, Wien, Österreich.
- DWA (2011). Merkblatt DWA-M 181 - Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen. In, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, Germany.
- Gruber, Günter (2011): HAUPTPRÜFUNG 2011 der Abwasserreinigungsanlage der Stadt Graz gemäß dem wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid GZ: 3-33.20 G 32-01/76, dem ÖWAV-Regelblatt 6 (Teil 1) und dem ÖWAV-Regelblatt 38. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau. Graz. Österreich.
- Käss, Werner (2004): Geohydrologische Markierungstechnik. 2. überarbeitete Aufl. Berlin-Stuttgart: Gebrüder Bornträger, ISBN 978-3-443-01050-8
- Knop, Adolf (1878): Über die hydrografischen Beziehungen zwischen der Donau und der Aachquelle im babischen Oberlande.- N. Jb. Min., Geol. U. Paläont. 1878, 350-363, Stuttgart
- Morgenschweis, Gerd (2010): Hydrometrie, Theorie und Praxis der Durchflussmessung in offenen Gerinnen. Springer, ISBN 978-3-642-05389-4
- Oberleitner, F. (2004): Das österreichische Wasserrechtsgesetz 1959. Wien, Manz.
- OEWAV (1998): ÖWAV Regelblatt 6 - Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Teil 1: Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, Österreich
- OEWAV (2000): ÖWAV Regelblatt 6 - Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen, Teil 2: Gesamtprüfung, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, Österreich
- OEWAV (2007). ÖWAV - Regelblatt 38 - Überprüfung stationärer Durchflussmessenrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, Österreich.
- OEWAV (2007): ÖWAV - Regelblatt 214 – Markierungsversuche in der Hydrologie und Hydrogeologie. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien, Österreich
- ÖNORMEN M 5880, 1998-02-01: Durchflußmessung in Kläranlagen - Venturigerinne und induktive Durchflußmeßgeräte. Österreichisches Normungsinstitut (ON)

ÖNORM M 5892, 2003-02-01: Automatisierte Probenentnahmestationen für die Entnahme von Wasser- und Abwasserproben - Anforderungen und Prüfung. Österreichisches Normungsinstitut (ON)

Thomann, M. P. (2002): Datenkontrolle von Abwasserreinigungsanlagen mit Massenbilanzen, Experimenten und statistischen Methoden. Dissertation. ETH Zürich. Zürich. Schweiz.

Thürlemann, B. (1941): Methode zur elektrischen Geschwindigkeitsmessung in Flüssigkeiten. Helv. Phys. Acta 14

Volgger, Michael (2008): Lichtmikroskopie, Theorie und Anwendung, Wien, Univ.

Wasserhaushaltsgesetzes 2002 (WHG 2002), i. d. g. F., Deutschland

Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG 1959), BGBl. Nr. 215/1959 i. d. g. F., Österreich

Wernli, Hans Rudolf (2011): Einführung in die Tracerhydrologie. Hydrologisches Praktikum. Bern, Univ., Skript

Zöbl, Holger (2005): Abflussmessverfahren im Vergleich, Salzverdünnungsverfahren, Diplomarbeit im Bereich Wasserbau, Studiengang Bauingenieurwesen, Fachhochschule Biberach

Sicherheitsdatenblätter (2013):

Eosin: http://www.carlroth.com/media/_de-de/sdpdf/7089.PDF (Zugriff: 2014-05-09)

Uranin: http://www.carlroth.com/media/_de-de/sdpdf/5283.PDF (Zugriff: 2014-05-09)

Rhodamin B: http://www.carlroth.com/media/_de-de/sdpdf/T130.PDF (Zugriff: 2014-05-09)

Literatur der Fa. Sommer Messtechnik GmbH:

Produktdatenblatt,

http://www.sommer.at/fileadmin/template/PDF/mySommer/Tracersysteme/Produktblatt_TQ_DEU.pdf (Zugriff: 2014-05-09)

Produktbroschüre,

http://www.sommer.at/fileadmin/template/PDF/mySommer/Tracersysteme/Produktbroschuere_TQ_DEU.pdf (Zugriff: 2014-05-09)

TQ-Tracer, Mobiles System zur Abflussmessung, Benutzerhandbuch (2012)

TQ-Commander, Manual, V1.0.4.0, (2013)

Durchflussermittlung mit der Salzverdünnungsmethode, Arbeitsanleitung (2011)

Anhang

A.1 Abflussmessung mit dem „TQ-System“ der Fa. Sommer Messtechnik GmbH

Schnelleinstieg

Einführung

Das TQ-System besteht aus dem TQ-Amp und der Software TQ-Commander. Der TQ-Amp ist ein Empfangsgerät mit Bluetooth Übertragung an welchem wahlweise Leifähigkeits- oder Fluoreszenzsonden zu Messzwecken angeschlossen werden können. Es können bis zu vier TQ-Amps gleichzeitig verwendet werden.

Die Software TQ-Commander kann sowohl mit einem PC/Notebook als auch mit Windows Mobile Geräten verwendet werden.

TQ-Amp im Überblick



Es wird empfohlen, den Messverstärker vor der ersten Verwendung und beim Unterschreiten von 3,45 V aufzuladen. Der Ladeprozess dauert mit den inkludierten Akkumulatoren ca. 10 Stunden und wird durch die gelbe Ladezustandsanzeige angezeigt. Nach Beendigung des Ladevorgangs erlischt die Ladezustandsanzeige.

Nach Beendigung des Ladevorganges kann der TQ-Amp problemlos mit dem Netzteil verbunden bleiben ohne die interne Elektronik oder die Akkumulatoren zu beschädigen.

Verbindung herstellen

Die Verbindung mit den Sensoren erfolgt mit der PC Software TQ-Commander oder TQ-Commander Mobile für Windows Smartphones. Um eine reibungslose Verbindung zwischen TQ-Amp und PC bzw. Notebook zu gewährleisten, ist diese über den mitgelieferten Bluetooth Stick herzustellen. Gehen sie nach dem Anstecken des Bluetooth Sticks am PC/Notebook auf **Start** → **Ausführen** und geben Sie „devmgmt.msc“ ein, um in den **Gerätemanager** zu gelangen.

Unter dem Menüpunkt **Bluetooth** muss sich der „Microsoft Bluetooth-Stack“ befinden. Ist dieser Eintrag nicht vorhanden, installieren Sie bitte den Treiber vom mitgelieferten USB Stick auf Ihrem PC bzw. Notebook.

Um die Kommunikationsreichweite zu optimieren **Sichtverbindung** zwischen TQ-Amp und Bluetooth Stick bzw. Windows Mobile Gerät herstellen und TQ-Amp einschalten.

TQ-Commander starten und auf **Messung (F9)** in der Menüleiste klicken. Zur Erstverbindung des TQ-Amps mit dem TQ-Commander auf **Neue Sensoren (F6)** klicken:



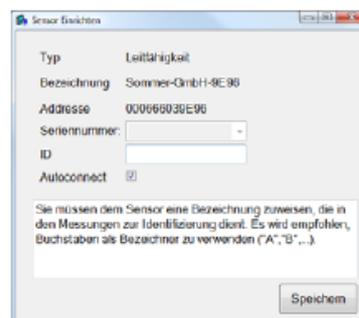
Nun erscheint eine Auflistung der TQ-Amp Messverstärker, die in Reichweite sind. Es können mehrere TQ-Amps gleichzeitig verbunden werden.

TQ-Amp(s) durch Anklicken einrichten (neue Sensoren sind rot markiert):



Die Funktion **Autoconnect** (ist standardmäßig aktiviert) gewährleistet, dass der zu verbindende TQ-Amp künftig automatisch vom TQ-Commander erkannt und verbunden wird.

Falls die gewählten TQ-Amp(s) zum ersten Mal verbunden werden, erscheint folgende Dialogbox:



Die Eingabe einer Seriennummer ist nur erforderlich, wenn ein Fluoreszenzsensor verwendet wird. Als ID wird die Verwendung eines Großbuchstabens empfohlen.

Um während des Verbindungsprozesses den verbundenen TQ-Amp zu erkennen, blinken RXTX-COM und die Betriebsanzeige am TQ-Amp.

Sind alle gewünschten Sensoren verbunden, mit **Weiter (F2)** fortfahren. Sensoren können im Menü **Daten (F10)** → **Sensor verwaltet** und durch klicken auf  gelöscht werden.

Eingabe der Messinformationen

Entweder durch Auswahl der ID eines bereits gespeicherten Messortes:

Stationsparameter

ID	<input type="text" value="Eindeutige Kennung der Messstelle"/>
Messort	<input type="checkbox"/> Pincode unter Fehler das mobile Messort

oder durch Linksklick auf 

Anschließend Messinformationen eingetragen, **Speichern (F2)** und **Weiter (F2)**.

Kalibrierung der Sonden

Entweder **Sensorkalibration laden (F7)** oder **Kalibration durchführen (F5)**:

Die für den angeschlossenen Sensor geeigneten Kalibrationsparameter werden automatisch vorgeschlagen:

	Salz:	Fluor:
Ausgangsvolumen	250 ml*	500 ml
Zugabevolumen	0,50 ml	0,50 ml
Zugabekonzentration	10 g/l	1 mg/l

*Bei dem TQ-System mit niedriger Grundleitfähigkeit erhöht sich das Ausgangsvolumen auf 500 ml.

Messsonden in ein geeignet Gefäß mit Wasser aus dem zu messenden Gewässer geben und für erste Zugabe (=0, siehe erste Zeile) auf **Werte übernehmen (F5)** klicken noch bevor die Zugabe der Kalibrierlösung mit der beiliegenden Pipette in das Wasser erfolgt ist:

Kalibrationen durchführen

Zug	Vol (ml)	Konz (mg/l)	Uk A (µmho)	Uk F (µmho)
1	0,50	10,00		

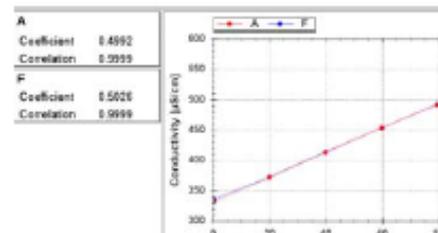
Bei der Kalibrierung der Messsonden ist auf die genau Zugabe von Wasser (siehe beigelegtes Messgeschirr), sowie auf die erforderliche Tracermenge zu achten. Verunreinigungen müssen beseitigt werden, um ungenaue Messergebnisse zu vermeiden!

Nun die Kalibrierlösung laut angegebenem Wert hinzugeben, gut einrühren und anschließend **Werte übernehmen (F5)**.

Dieser Schritt ist mindestens vier Mal zu wiederholen bzw. muss unbedingt Leitfähigkeitswerte mit einschließen, die bei der nachfolgenden Messung auch auftreten.

Weiter (F2), anschließend:

Bei genauer Kalibrierung liegen alle Punkte auf einer Geraden mit einer Korrelation über 0,9998:



Durchführung der Messung

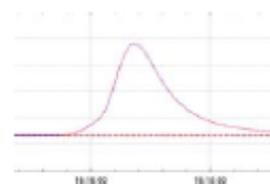
Auf **Weiter (F2)** klicken und die Tracermenge angeben (Eingabemenge), weitere Infos dienen der Dokumentation und sind optional:

Messungsparameter

Eingabemenge	<input type="text" value="10"/> kg	Menge der Tracer-Eingabe in das G
Eingabort	<input type="text" value="Schreibergarten"/>	Ort der Tracer-Eingabe in das Gew
Durchmischungstiefe	<input type="text" value="30"/> m	Distanz zwischen Eingabort und k
Wasserstand	<input type="text" value="30"/> cm	Wasserstand zu Beginn der Messu
Ausführung	<input type="text" value="Max Muster"/>	Ausführende der Messung
Bemerkung	<input type="text"/>	Bemerkungen

Weiter (F2), Leitfähigkeitsmesswerte werden angezeigt.

Um die Leitfähigkeitswerte für die Abflussmessung zu berücksichtigen, auf **Start (F2)** klicken.



Sobald die gesamte Tracermenge die Sonden passiert hat mit Linksklick auf **Stop (F2)** klicken um die Messung zu beenden.

Alle Daten werden automatisch gespeichert.

A.2 Ergebnisse der momentanen Messungen

A.2.1 Beispiel der automatisch generierten Ergebnisblätter mit dem Programm „TQ-Commander“

Abflussmessung

Station

ID 00000200
 Messort Zulauf VKB 2
 Messstelle
 Bemerkung

Messung

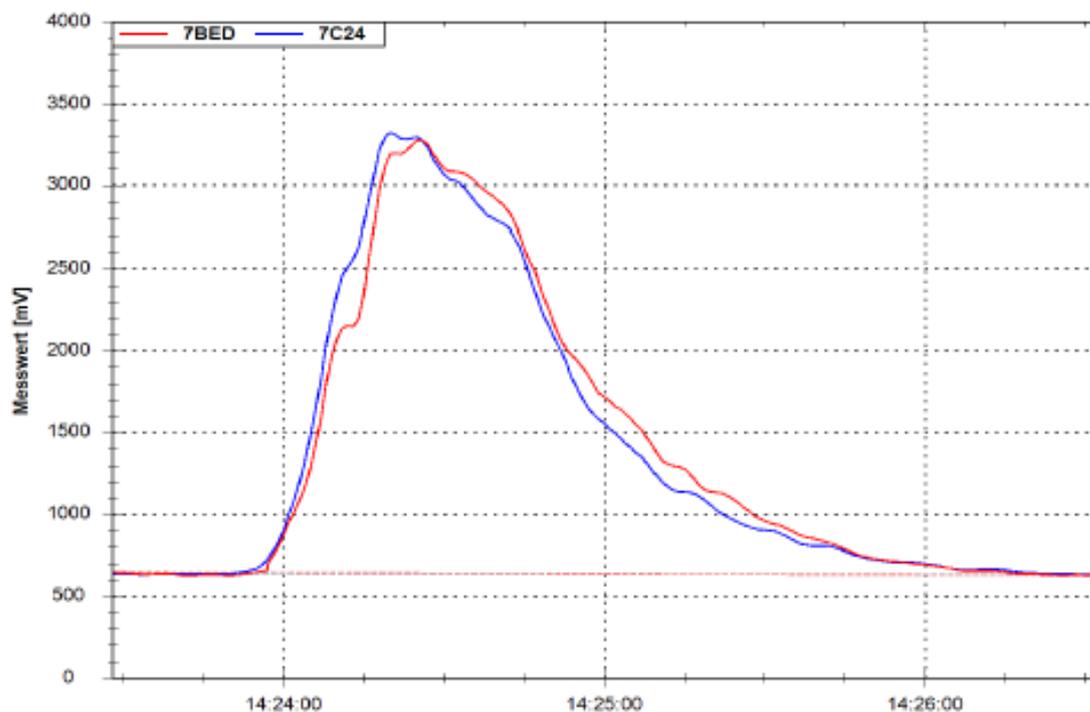
Datum/Zeit 29.07.2013 14:17:16 Eingabeort
 Ausführung Durchmischungsstrecke 0 m
 Eingabemenge 1 g Wasserstand 0 cm
 Bemerkung

Abfluss

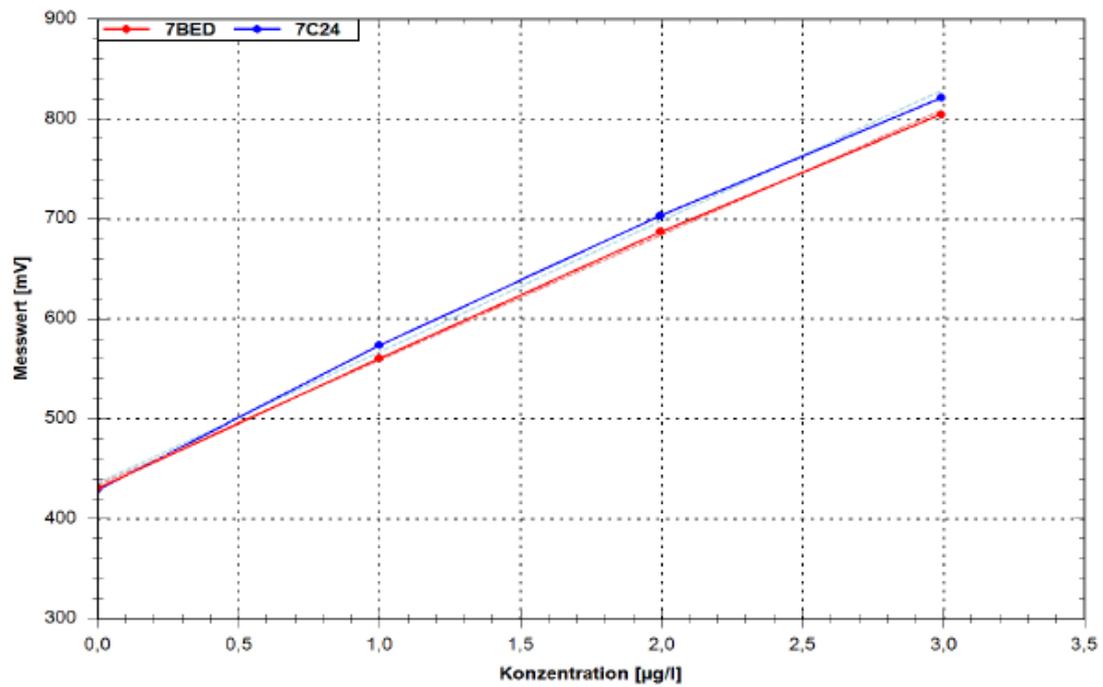
	Abfluss [l/s]	Abw. [%]	Basis [mV]	Maximum [mV]
7BED	932	-3,1	643,5-624,7	3274,3
7C24	993	3,1	636,1-629,4	3320,2
Mittelwert [l/s]	963			

Kalibration

	Datum/Zeit	Koeffizient	Korrelation	Basis [mV]
7BED	23.07.2013 13:38:16	0,007984	0,9998	430,6
7C24		0,007623	0,9990	429,1



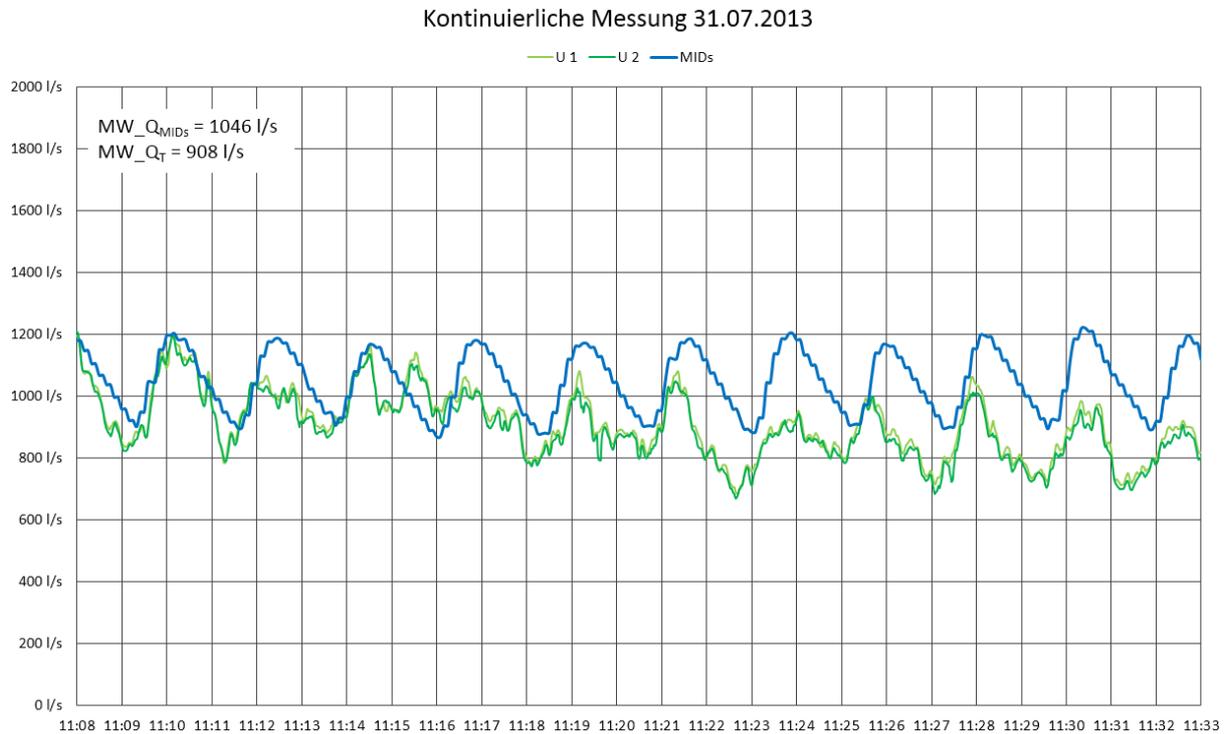
Kalibration



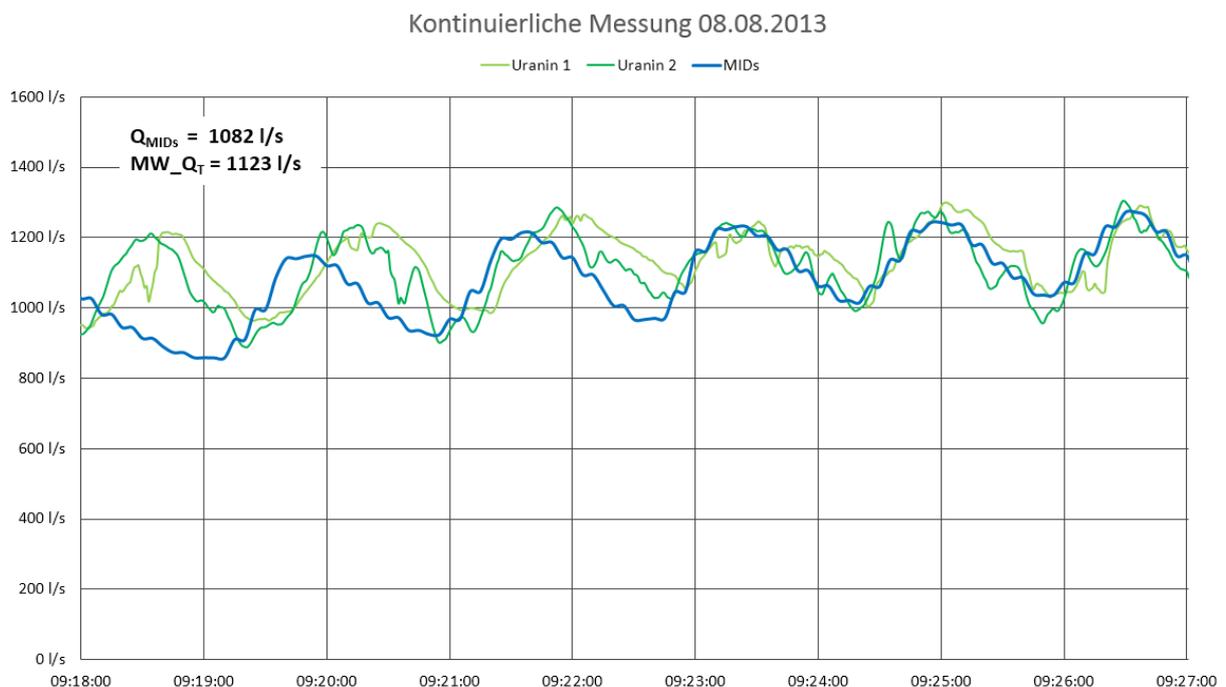
		Koeffizient	Korrelation	Basis [mV]			
7BED		0,007984	0,9998	430,6			
7C24		0,007623	0,9990	429,1			
7BED		Vol. [ml]	Konz. [µg/l]	Wert [mV]	Abw. [mV]	Temp. [°C]	
	0	500,0	0,00	430,6	-2,6	n. def.	
	1	500,5	1,00	560,4	2,1	n. def.	
	2	501,0	2,00	686,9	3,7	n. def.	
	3	501,5	2,99	804,5	-3,3	n. def.	
7C24		Vol. [ml]	Konz. [µg/l]	Wert [mV]	Abw. [mV]	Temp. [°C]	
	0	500,0	0,00	429,1	-6,3	-0,9	
	1	500,5	1,00	573,6	7,1	-0,9	
	2	501,0	2,00	703,4	6,1	-0,9	
	3	501,5	2,99	820,9	-6,9	-0,9	

A.3 Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen

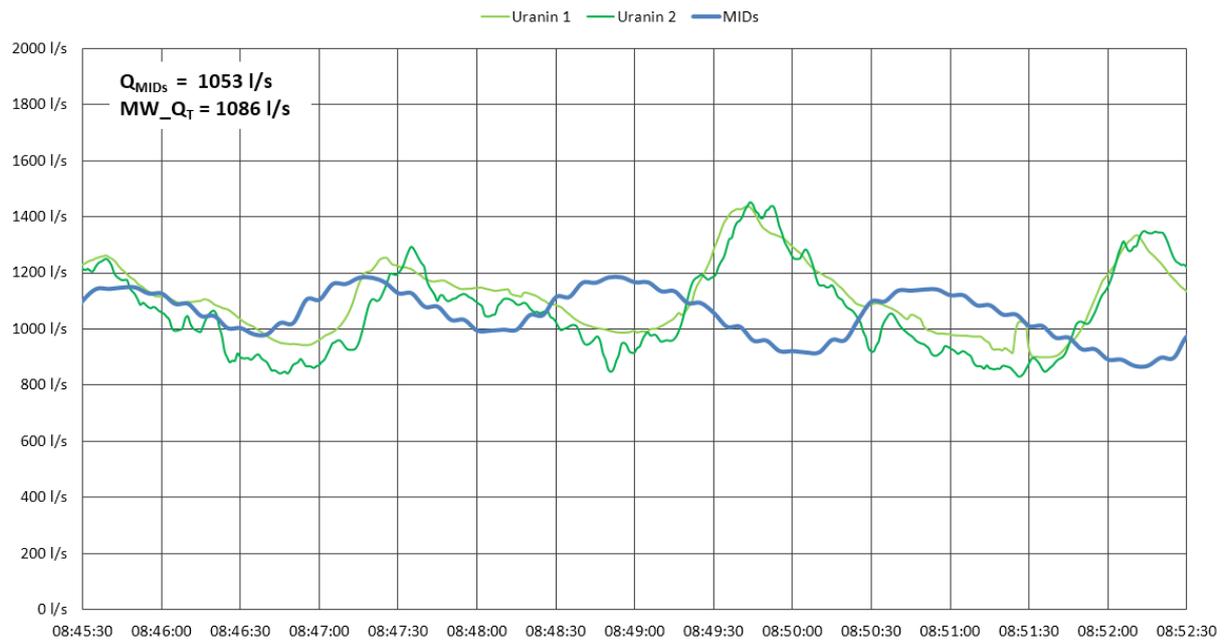
A.3.1 Kontinuierliche Tracermessung am 31.07.2013



A.3.2 Kontinuierliche Tracermessung und Behälterfüllung am 08.08.2013

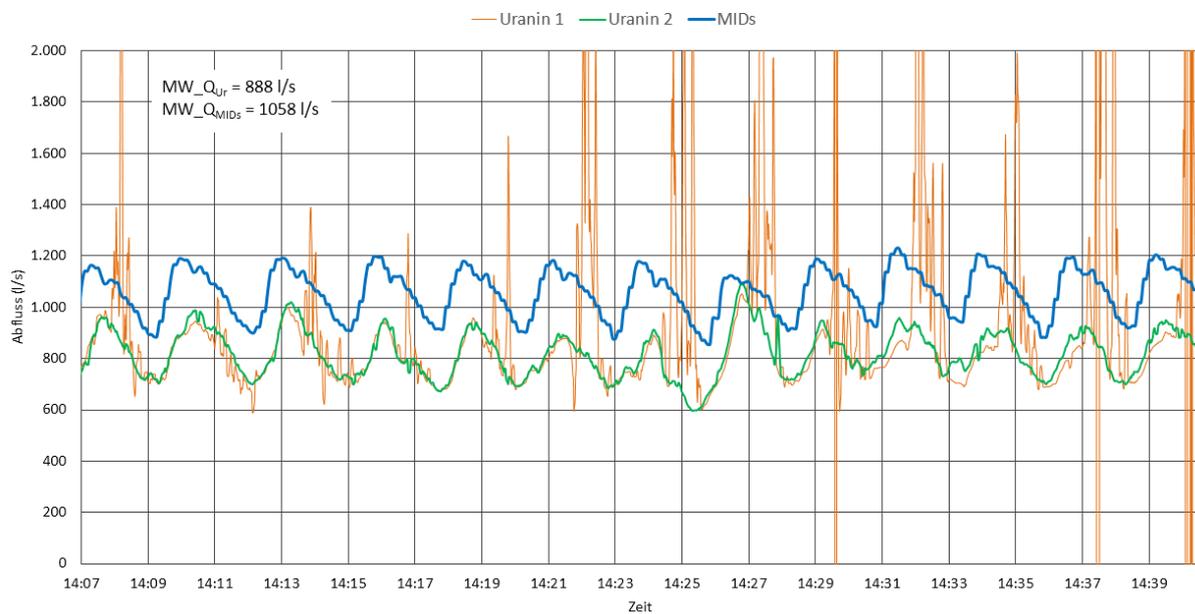


Behälterfüllung 08.08.2013

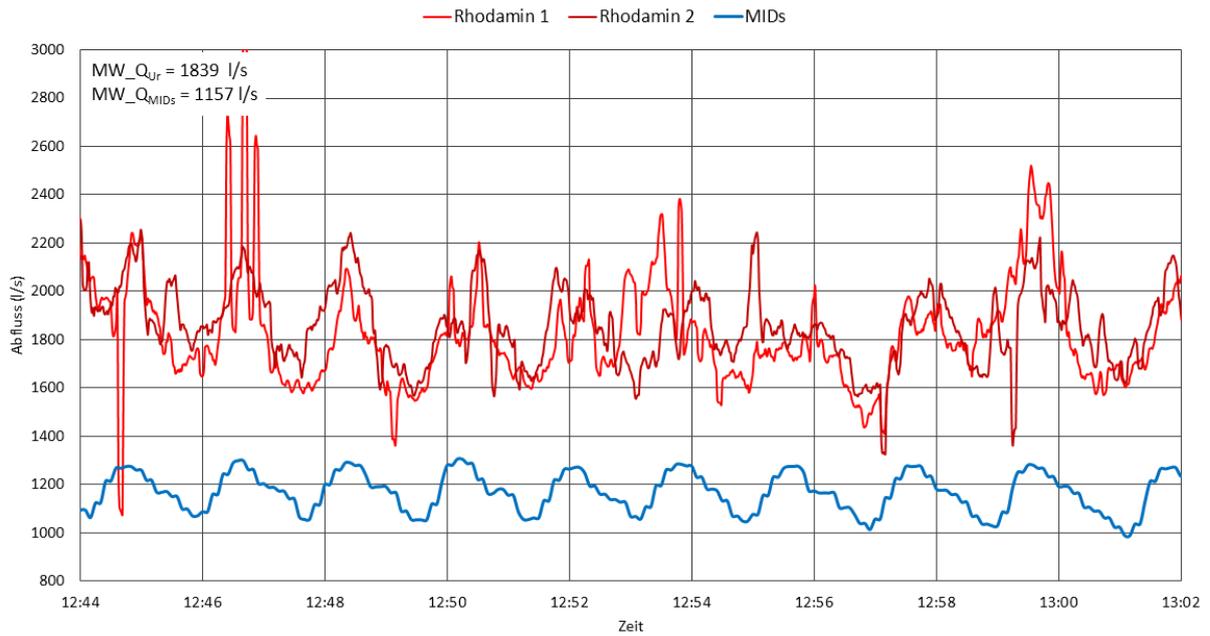


A.3.3 Kontinuierliche Tracermessung am 16.12.2013

Tracermessung mit 2 Uranin Detektionssonde am 16.12.2013

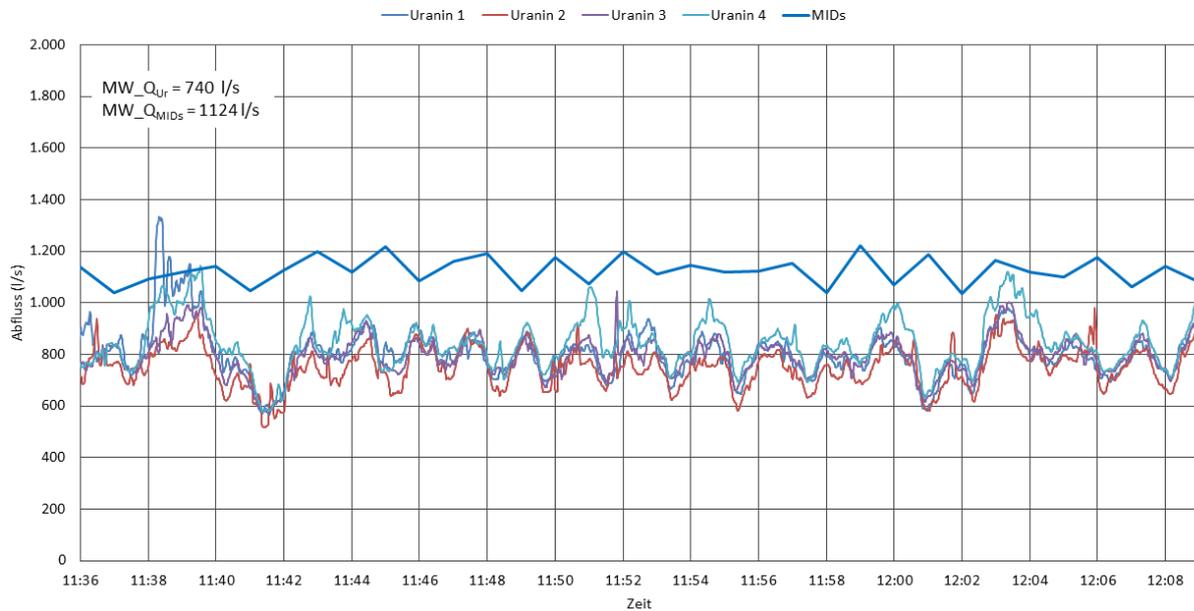


Tracermessung von 2 Rhodamin Detektionssonden am 16.12.2013



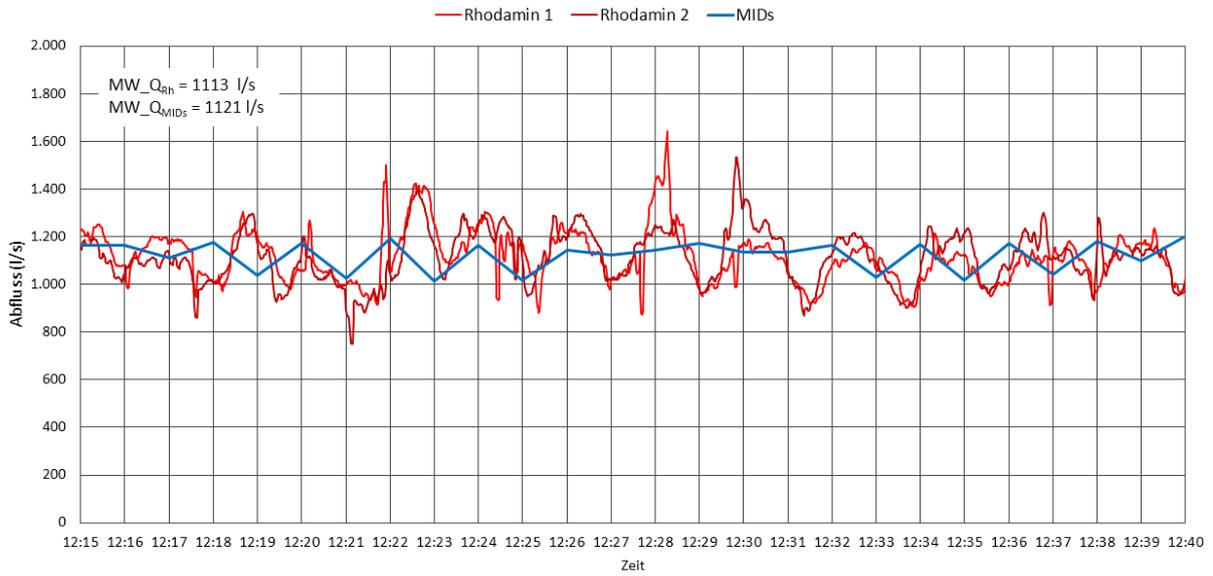
A.3.4 Kontinuierliche Tracermessung am 18.12.2013

Tracermessung mit 4 Uranin Detektionssonden am 18.12.2013



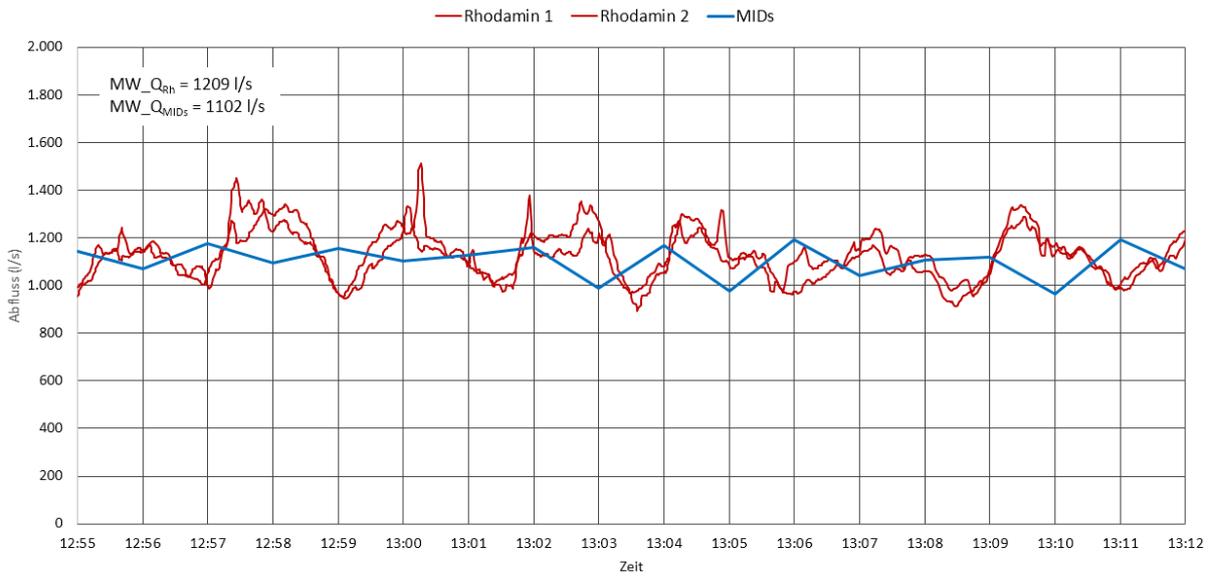
Tracermessung mit 2 Rhodamin Detektionssonden am 18.12.2013

Teil 1

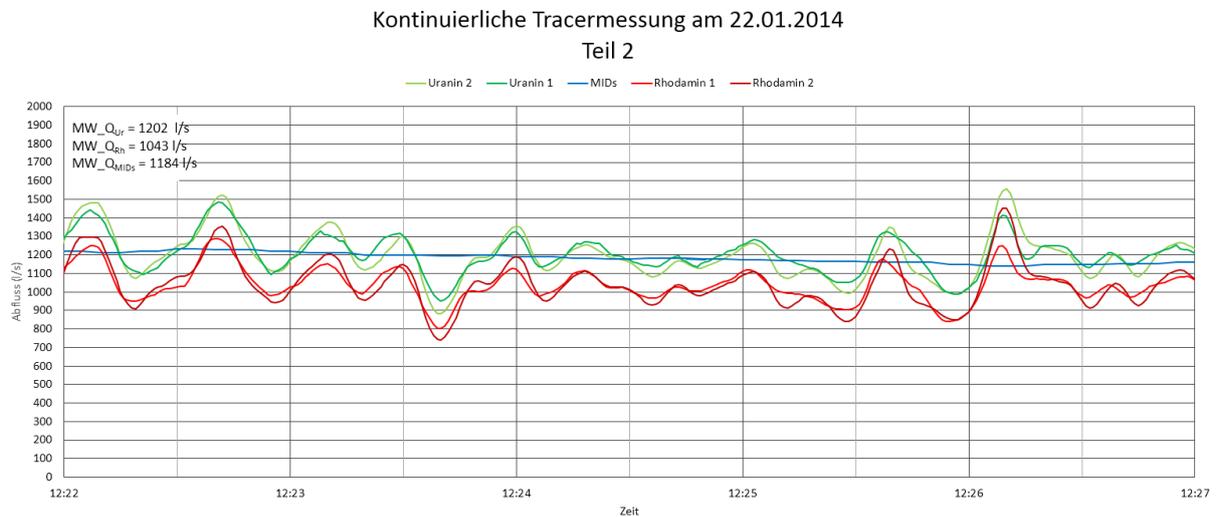
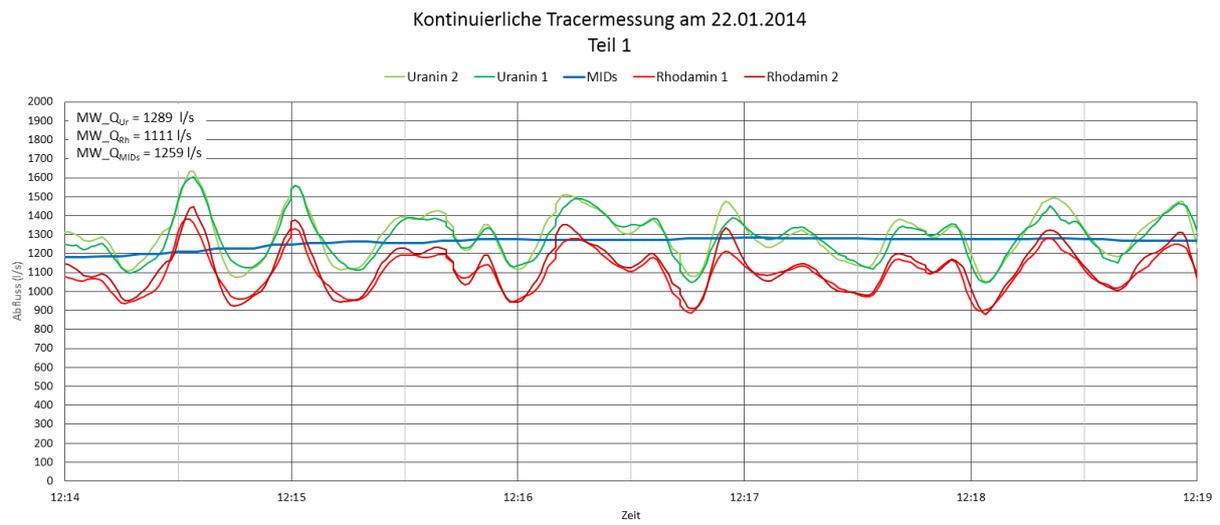
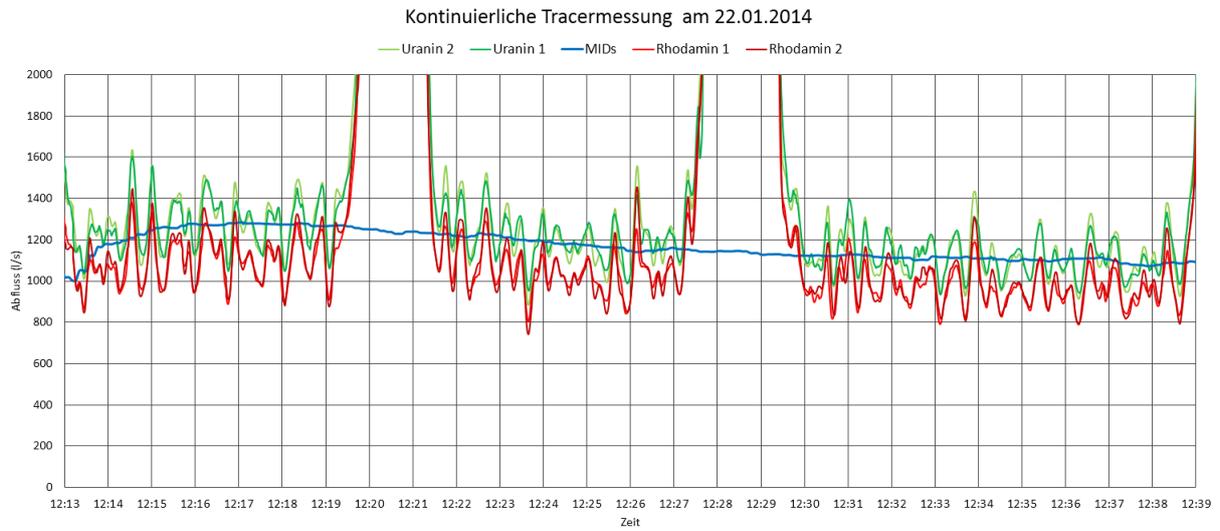


Tracermessung mit 2 Rhodamin Detektionssonden am 18.12.2013

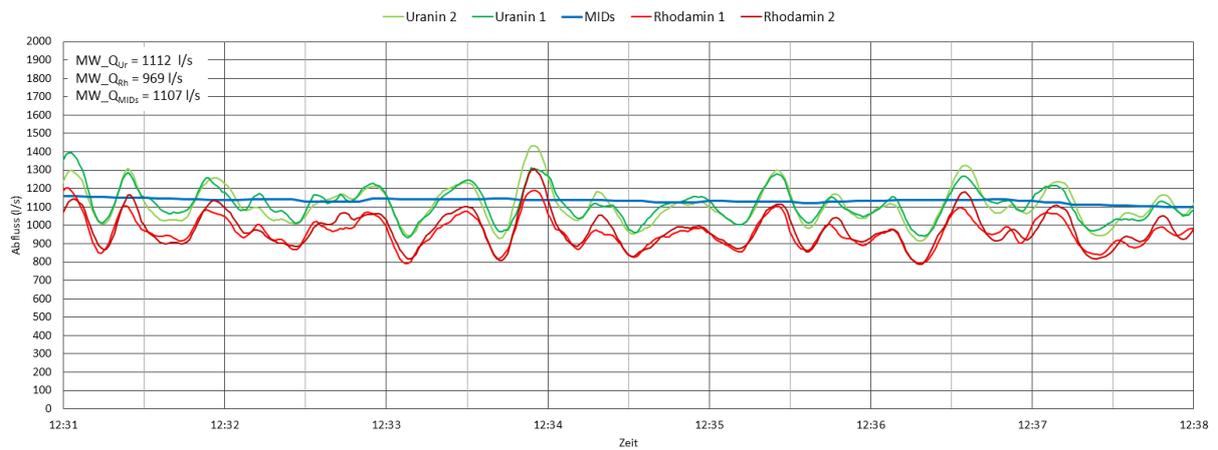
Teil 2



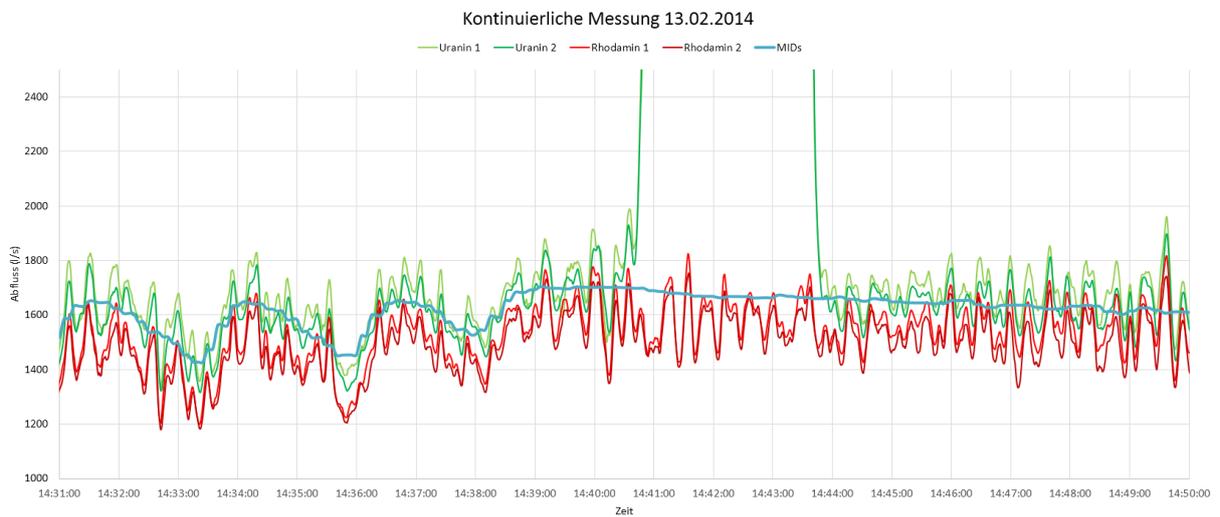
A.3.5 Kontinuierliche Tracermessung am 22.01.2014



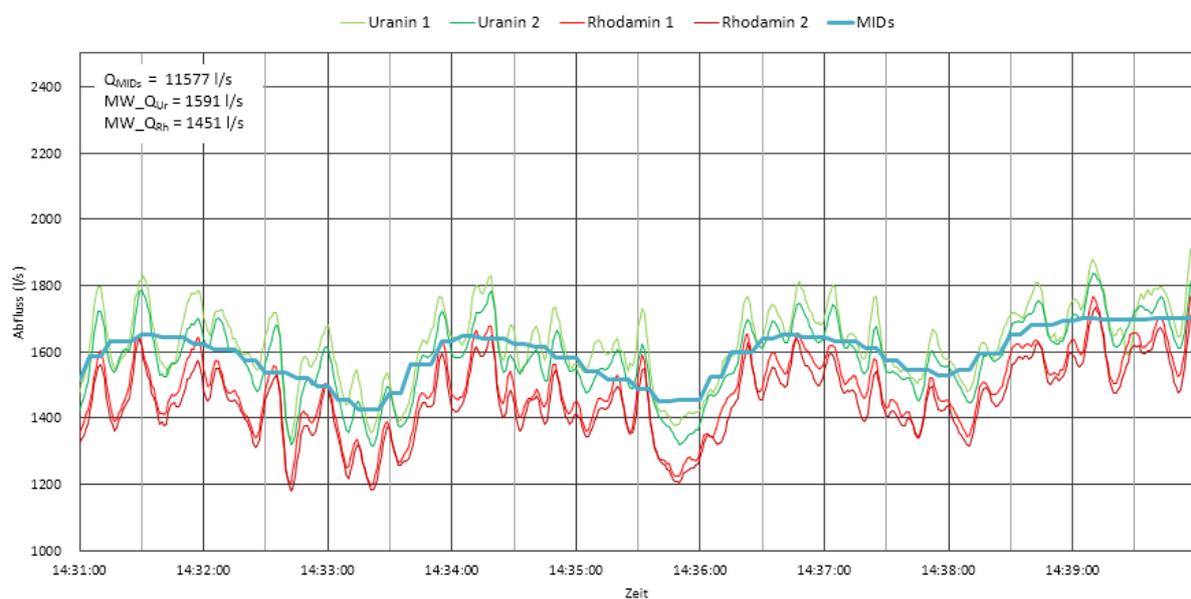
Kontinuierliche Tracermessung am 22.01.2014
Teil 3



A.3.6 Kontinuierliche Tracermessung am 13.02.2014



Kontinuierliche Tracermessung am 13.02.2014
Teil 1



Kontinuierliche Tracermessung am 13.02.2014

Teil 2

