

INNOVATIVE MESSTECHNIK IN DER WASSERWIRTSCHAFT

**EINSATZ VON MESSSTATIONEN IM KANAL, IN DER
KLÄRANLAGE UND IM GEWÄSSER**

ENDBERICHT

Im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft, die Abwicklung der Beauftragung erfolgte über die Österreichische
Kommunalkredit AG

Jänner 2005



lebensministerium.at



FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT "INNOVATIVE MESSTECHNIK"



BOKU WIEN

INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERBAU,
INDUSTRIEWASSERWIRTSCHAFT UND GEWÄSSERSCHUTZ



TU-GRAZ

INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT UND
LANDSCHAFTSWASSERBAU



TU-WIEN

INSTITUT FÜR WASSERGÜTE UND ABFALLWIRTSCHAFT



**DDI DIETER DEPISCH &
DI SILVIA KERSCHBAUMER-DEPISCH**
ZIVILTECHNIKER GMBH

ENDBERICHT IMW

JÄNNER 2005

FORSCHUNGSPROJEKT

„INNOVATIVE MESSTECHNIK IN DER WASSERWIRTSCHAFT“

IM AUFTRAG VON

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT

DANKSAGUNG

DIE TÄTIGKEITEN IN DIESEM SPANNENDEN UND ZUKUNFTSORIENTIERTEN BEREICH WURDEN DER FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT FREUNDLICHERWEISE DURCH FOLGENDE FÖRDERGEBER ERMÖGLICHT, DENEN WIR AN DIESER STELLE UNSEREN DANK AUSSPRECHEN WOLLEN.



BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT,
UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT

lebensministerium.at



MAGISTRAT GRAZ



MAGISTRAT WIEN



AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG



AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG



ENTSORGUNGSBETRIEBE SIMMERING GMBH

FÜR DEN INHALT VERANTWORTLICH

UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN

UNIV. PROF. DI DR. RAIMUND HABERL
DI ALEXANDER PRESSL

TECHNISCHE UNIVERSITÄT GRAZ

UNIV. PROF. DDI DR. HARALD KAINZ
ASS.-PROF. DI DR. GÜNTER GRUBER

TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN

UNIV. PROF. DI DR. NORBERT MATSCHÉ
DI STEFAN WINKLER

DDI DIETER DEPISCH & DI SILVIA KERSCHBAUMER-DEPISCH

DDI DIETER DEPISCH
DI MARTIN ECKER

INHALTSVERZEICHNIS

1	VORBEMERKUNGEN, GRUNDLAGEN UND ZIELE	1
1.1	PROJEKTTITEL	1
1.2	AUFTRAGGEBER	1
1.3	PROJEKTTEAM.....	1
1.4	VORGESCHICHTE.....	1
1.5	MOTIVATION	2
1.6	AUSGANGSSITUATION.....	2
1.6.1	<i>Entwicklung und Status der kontinuierlichen Wassergütemessung.....</i>	<i>2</i>
1.6.2	<i>Datenerfassung und -verarbeitung.....</i>	<i>3</i>
1.7	ZIELE DES PROJEKTS	5
1.7.1	<i>Grundsätzliche Ziele.....</i>	<i>5</i>
1.7.2	<i>Entwicklung einer Wassergütemessstation.....</i>	<i>5</i>
1.7.3	<i>Entwicklung einer zentralen Messdatenverarbeitung.....</i>	<i>6</i>
2	PROJEKTABLAUF.....	7
2.1	PROJEKTSTART	7
2.2	PROJEKTVORBEREITUNG.....	7
2.3	PROJEKTREALISIERUNG	8
2.4	PROJEKTPRÄSENTATIONEN.....	8
3	AUFBAU UND KONZEPT DER MESSSTATIONEN.....	9
3.1	AUSWAHL DER MESSSYSTEME.....	9
3.2	VON DER DATENERFASSUNG BIS ZUR DATENVERARBEITUNG	9
3.3	VERWENDETE MESSVERFAHREN	11
3.3.1	<i>Ammonium- und Nitratmessung mit ionensensitiven (ISE) Sonden.....</i>	<i>11</i>
3.3.2	<i>Leitfähigkeitsmessung</i>	<i>13</i>
3.3.3	<i>Sauerstoffmessung nach dem Lumineszenzverfahren</i>	<i>13</i>
3.3.4	<i>Messverfahren basierend auf der Streuung oder Absorption von Licht.....</i>	<i>15</i>
3.3.4.1	<i>Messung des Schlammvolumens und der Trockensubstanz nach dem Streulichtprinzip.....</i>	<i>15</i>
3.3.4.2	<i>Multiparameter-Spektrometersonden nach dem Durchlichtprinzip.....</i>	<i>16</i>
3.3.5	<i>Durchflussmesssysteme.....</i>	<i>19</i>
4	MESSNETZSERVER UND DATENBANK.....	20
4.1	KURZBESCHREIBUNG DATENBANK: HARDWARE	20
4.2	KURZBESCHREIBUNG DATENBANK: SOFTWARE.....	21
4.2.1	<i>Auswertungen</i>	<i>22</i>
4.2.2	<i>Konfiguration.....</i>	<i>23</i>
4.2.3	<i>Datenfernübertragung</i>	<i>26</i>
4.2.4	<i>Dateneingabe.....</i>	<i>27</i>
4.3	INTERNETDARSTELLUNG (ÖFFENTLICHE AUSWERTUNG)	28
4.3.1	<i>Bedienelemente</i>	<i>29</i>
4.3.2	<i>Fehlende Messdaten in den Zeitreihen - Mögliche Ursachen</i>	<i>36</i>
5	DETAILBESCHREIBUNG DER MESSSTATIONEN.....	37
5.1	STATION KANAL GRAZ.....	37
5.1.1	<i>Motivation und Ziel.....</i>	<i>37</i>
5.1.2	<i>Standort und Konzept.....</i>	<i>38</i>
5.1.3	<i>Konzeption und Ausstattung der Messstation</i>	<i>43</i>

5.2	STATION DONAU WIEN.....	50
5.2.1	<i>Motivation und Ziel</i>	50
5.2.2	<i>Standort, Infrastruktur und rechtliche Voraussetzungen</i>	50
5.2.3	<i>Konzeption und Errichtung der Messstation</i>	52
5.2.3.1	<i>Erreichbarkeit der Sonden für Wartungs- und Kalibrierarbeiten</i>	55
5.2.3.2	<i>Vorbereitende Arbeiten an der Messstelle</i>	55
5.2.3.3	<i>Installation der Messsonden und der sonstigen Geräte</i>	58
5.3	BESCHREIBUNG DER STATION KLÄRANLAGE	61
5.4	STATION KANAL WIEN.....	63
5.4.1	<i>Standort</i>	63
5.4.2	<i>Konzeption der Messstation</i>	65
6	MESSPROGRAMM UND ERFAHRUNGEN IM BETRIEB.....	68
6.1	STATION KANAL GRAZ.....	68
6.1.1	<i>Parameterumfang</i>	68
6.1.2	<i>Einsatz eines Pontons</i>	69
6.1.3	<i>Betrieb des Bypasses</i>	72
6.1.4	<i>Einsatz verschiedener Durchflussmesssysteme</i>	73
6.1.5	<i>Einsatz einer Messsonde in der Mur</i>	74
6.2	STATION DONAU WIEN.....	76
6.2.1	<i>Parameterumfang</i>	76
6.2.2	<i>Arten der Entnahme von Wasserproben vor Ort</i>	77
6.2.3	<i>Einsatz im Dauerbetrieb: Reinigung bzw. Kalibrierung der Messsonden</i>	77
6.2.3.1	<i>UV-VIS Spektrometer</i>	78
6.2.3.2	<i>Ionenselektive Messung von Ammonium und Nitrat</i>	80
6.2.3.3	<i>Sauerstoffsensoren</i>	81
6.2.3.4	<i>Leitfähigkeitssensoren</i>	82
6.2.4	<i>Betriebsstörungen</i>	82
6.2.4.1	<i>Trockenfallen der Messsonden</i>	82
6.2.4.2	<i>Geschiebezugabe und Schiffsverkehr</i>	83
6.2.4.3	<i>Hochwasser</i>	83
6.2.4.4	<i>Verkläuserung</i>	84
6.2.4.5	<i>Eistrieb</i>	84
6.2.4.6	<i>Verschmutzungen durch Kanalentlastungen</i>	84
6.2.4.7	<i>Algen und Kleintiere</i>	85
6.3	STATION KLÄRANLAGE	86
6.3.1	<i>Parameterumfang</i>	86
6.3.2	<i>Monitoring der Anlagenbelastung – Messstelle Zulauf Sandfang</i>	87
6.3.2.1	<i>Ammoniummessung mittels einer ionensensitiven (ISE)-Sonde</i>	87
6.3.2.2	<i>Leitfähigkeitsmessung</i>	90
6.3.2.3	<i>Messung von organischen Summenparametern und der TS-Konzentration mittels UV-VIS-Spektrometrie</i>	91
6.3.3	<i>Monitoring des biologischen Prozesses – Messstelle Belebungsbecken</i>	92
6.3.3.1	<i>Kontinuierliche Atmungsmessung</i>	92
6.3.3.2	<i>Sauerstoffmessung nach dem LDO-Prinzip</i>	94
6.3.3.3	<i>Ammoniummessung mittels ionensensitiven (ISE) – Sonden</i>	95
6.3.3.4	<i>Kontinuierliche Messung der Schlammigenschaften</i>	95
6.4	STATION KANAL WIEN.....	98
7	AUSWERTUNG UND ERGEBNISSE DER GEWONNENEN DATEN.....	100
7.1	STATION KANAL GRAZ.....	100
7.1.1	<i>Validierung der Spektrometerwerte</i>	100
7.1.1.1	<i>Erste Messkampagnen</i>	100
7.1.1.2	<i>3. Messkampagne</i>	102
7.1.1.3	<i>Ergebnisse der 3. Messkampagne</i>	106
7.1.2	<i>Schmutzfrachtberechnungen</i>	109
7.1.2.1	<i>Grundlagen der Schmutzfrachtberechnung</i>	109
7.1.2.2	<i>Ergebnisse der Fracht- und Konzentrationsberechnungen für Graz</i>	111
7.2	STATION DONAU WIEN.....	116

7.2.1	<i>Bisheriges Datenvolumen</i>	116
7.2.2	<i>Grafische Darstellung der Einzelparameter</i>	117
7.2.3	<i>Erkennen von Perioden, Trends und Einzelereignisse</i>	124
7.2.4	<i>Einfluss von Messintervall und Messzeitpunkt auf die Messwerte</i>	127
7.2.5	<i>Vergleich der in-line Messdaten der IMW-Messstation mit anderen Quellen von Gütedaten an der Donau</i>	129
7.3	STATION KLÄRANLAGE	132
7.3.1	<i>Labortests mit den Ionensensitiven Sonden</i>	132
7.3.1.1	<i>Einfluss des Störions Kalium (K⁺) auf die Ammoniummessung</i>	132
7.3.1.2	<i>Einfluss des pH-Wertes auf die Ammoniummessung</i>	133
7.3.2	<i>Monitoring der Anlagenbelastung</i>	135
7.3.2.1	<i>Monitoring der organischen Belastung</i>	135
7.3.2.2	<i>Monitoring der Stickstoffbelastung</i>	139
7.3.3	<i>Monitoring des biologischen Prozesses</i>	142
7.3.3.1	<i>Messung der Sauerstoffkonzentration</i>	143
7.3.3.2	<i>Messung der Ammoniumkonzentration</i>	145
7.3.3.3	<i>Messung der Schlammeigenschaften</i>	147
7.4	STATION KANAL WIEN.....	153
8	VERGLEICH MIT BISHERIGEN MONITORINGSTRATEGIEN IN DER PRAXIS	154
8.1	KANALMONITORING - VERGLEICH MIT ANDEREN UNTERSUCHUNGSGEBIETEN	154
8.2	FLIESSGEWÄSSERMONITORING.....	160
8.2.1	<i>Gesetzliche Vorgaben für ein Gewässermonitoring</i>	160
8.2.2	<i>Quantitative und qualitative Überwachungsstrategien</i>	161
8.3	KLÄRANLAGENMONITORING.....	164
9	ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	166
9.1	PROBLEME BEI DER REALISIERUNG DES MESSNETZKONZEPTS.....	166
9.2	KANALMESSSTATION IN GRAZ	167
9.3	DONAUMESSSTATION KM 1917,70.....	169
9.4	MESSSTATION KLÄRANLAGE	171
9.5	AUSBLICK	172
10	WISSENSCHAFTLICHE VERBREITUNG DER PROJEKTINHALTE UND - ERGEBNISSE DES FORSCHUNGSPROJEKTS IMW	174
11	LITERATURVERZEICHNIS	177

1 VORBEMERKUNGEN, GRUNDLAGEN UND ZIELE

1.1 PROJEKTTITEL

Forschungsprojekt „*Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft*“

1.2 AUFTRAGGEBER

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
- Land Niederösterreich
- Land Steiermark
- Stadt Graz
- Stadt Wien
- Entsorgungsbetriebe Simmering GmbH

1.3 PROJEKTTEAM

Die Durchführung erfolgt in Zusammenarbeit der folgenden Projektpartner:

- **Universität für Bodenkultur Wien**
Institut für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz
- **Technische Universität Graz**
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
- **Technische Universität Wien**
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
- **DDI Dieter Depisch & DI Silvia Kerschbaumer-Depisch**
Ziviltechniker GmbH

1.4 VORGESCHICHTE

Das Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur (seit Jänner 2004 neuer Name), das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Graz, das Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien sowie die DDI Dieter Depisch & DI Silvia Kerschbaumer-Depisch haben in den Jahren 1998 und 1999 gemeinsam zwei Forschungsprojekte mit den Themen „Innovative Messtechnik und Messdatenverarbeitung für einen integrierenden Gewässerschutz“ und „Innovative Messtechnik und Simulation für die Abwasserreinigung“ abgewickelt.

Im Frühjahr 2000 wurden die Ergebnisse der Projekte im Rahmen eines ÖWAV-Seminars an der Universität für Bodenkultur dem Fachpublikum unter dem Titel „Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft“ vorgestellt bzw. in den Wiener Mitteilungen (Band 161) veröffentlicht.

Die Forschungsprojekte sollten zunächst als erster Teil einer umfangreicheren Forschungsreihe zum Thema Abwasserreinigung und Gewässerschutz Grundlagen für

eine nachfolgende Modellierung und Simulation (sowohl von Fließgewässern als auch von Kläranlagen) liefern.

Während der über einjährigen Messerfahrungen auf einer Kläranlage und an mehreren Stellen eines kleineren (ländlichen) Vorfluters ergaben sich jedoch noch eine Vielzahl von Fragestellungen, die vor weiterführenden Simulationen in diesen Bereichen noch unbedingt geklärt werden sollten, um die dafür erforderliche Datenquantität und -qualität zu erreichen.

Darüber hinaus konnten durch die Projekte insbesondere im Bereich der Spektrometrie und Respirometrie Grundlagen erarbeitet werden, die einen wesentlichen Beitrag zur Entwicklung von Prototypen geleistet haben. Die im Projekt erarbeiteten Erkenntnisse über den Einsatz von Mehrfrequenz-UV-Sonden haben zur Entwicklung eines marktfähigen Produktes beigetragen.

Mit dem aktuellen Projekt unter dem nunmehrigen Titel „Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft“ wurde eine Fortsetzung der beiden Vorgänger-Projekte angestrebt.

Entgegen den ursprünglichen Überlegungen (siehe Projektantrag der o.a. Vorgänger-Projekte) einer möglichst schnellen und umfassenden Modellierung (bzw. Simulation) der ablaufenden Vorgänge, soll in der Fortsetzung nun nochmals der Schwerpunkt auf den Bereich „Messtechnik“, insbesondere in der Entwicklung von on-line Messsystemen) gelegt werden, zumal in diesem Bereich ein erhebliches Forschungs- und Entwicklungspotential erblickt werden kann.

1.5 MOTIVATION

Die kontinuierliche Messung der Wasserqualität gewinnt aufgrund steigender Anforderungen an das Wasserqualitätsmanagement zunehmend an Bedeutung. In diesem Zusammenhang sind auf globaler Ebene ein stetig steigender Bedarf an sauberem Trinkwasser und die Wiederverwendung von Wasser in wasserarmen Gebieten zu nennen. Der Bedarf an zeitlich höher aufgelösten Informationen über die Wasserqualität in und aus Kanalisationsanlagen, auf Kläranlagen und in den Vorflutern wird in Zukunft vor allem durch das in der EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgegebene Ziel einer möglichst integrierten Betrachtung des Gesamtsystems Kanal-Kläranlage-Gewässer sicherlich weiter zunehmen und auch die Nachfrage nach möglichst wartungsarmen on-line Messsystemen steigern.

Mit dem gegenständlichen Projekt wurde die Praxistauglichkeit von neuen, vorwiegend in-situ zu betreibenden, Messgeräten in unterschiedlichen Fragestellungen der Wassergütemessung untersucht. Dabei waren wesentliche Aspekte ein modularer Aufbau der Messstationen um eine möglichst universelle Einsetzbarkeit untersuchen zu können und eine einheitliche Datenerfassung und -verwaltung der Messdaten.

1.6 AUSGANGSSITUATION

1.6.1 ENTWICKLUNG UND STATUS DER KONTINUIERLICHEN WASSERGÜTEMESSUNG

Instrumente zur kontinuierlichen Messung der Wasserqualität wurden bisher vorwiegend als Analysatoren ausgeführt, die unter „Laborbedingungen“ betrieben

werden müssen; d.h. die Installation muss in einem (klimatisierten) trockenen Raum erfolgen, die Wasserprobe muss über entsprechende Leitungen zum Analysator gepumpt und gegebenenfalls vor der Messung aufbereitet (filtriert) werden. Die verwendeten standardisierten Messverfahren bedingen aufgrund von erforderlichen Reaktionszeiten (z.B. Indophenolblaumethode) Ansprechzeiten des Analysators (t_{90}) in der Größenordnung von 10-15 Minuten; bei Probenleitungslängen von 20 m kann die Ansprechzeit des Gesamtsystems *Probenförderung-Filtration-Analysator* auch mehr als 30 Minuten betragen (Rieger, 2002). Im praktischen Betrieb ist bei diesen Systemen oftmals die Probenförderung/Filtration Ursache einer Systemstörung oder eines Messausfalles. Dies führte in jüngster Vergangenheit zu einer Entwicklung von verschiedenen Probenaufbereitungssystemen: Ultrafiltration, Absetzgefäße und Membranfilter.

Die Praxis zeigt, dass die Akzeptanz kontinuierlicher Messungen meist noch eher gering ist (mit Ausnahme von Standardparametern wie z.B. Temperatur, pH oder Leitfähigkeit) und oftmals klassischer Probenahme mit nachfolgender Laboranalyse der Vorzug gegeben wird. Ursachen dafür sind einerseits Behördenauflagen, die automatisierte Messungen nicht erfüllen, und verschiedene Eigenschaften des Betriebs kontinuierlicher Messverfahren wie eine aufwendige Installation, dem anfallenden Wartungsaufwand und die laufenden Betriebskosten (Chemikalien, Verschleißteile).

1.6.2 DATENERFASSUNG UND -VERARBEITUNG

Eine wesentliche Hürde bei der Realisierung von automatisierten Messstationen oder -netzen ist die heterogene Systemlandschaft im Bezug auf die Übertragung und Verarbeitung der Messdaten.

Auf Sensorebene wurde bisher vorwiegend Analogtechnik eingesetzt. Diese Technologie ist einerseits relativ einfach zu installieren und Fehlerquellen können meist schnell eingegrenzt werden. Andererseits bedingt sie einen hohen Verdrahtungsaufwand und erlaubt keine kontinuierliche Überwachung des Messsystems (außer Kabelbruch und Totalausfall). Sollen systemspezifische Betriebsparameter (z.B. Füllstand von Reagenzienbehältern) laufend überwacht werden so müssen dafür zusätzliche Signalleitungen realisiert werden. Auch eine automatische Überwachung von Grenzwertüberschreitungen erfordert zusätzliche Verdrahtung (für Grenzwertschalter) oder eine nachträgliche Überprüfung und Alarmauslösung im übergeordneten Leitsystem. Aus diesen Beispielen wird klar, dass die Realisierung automatisierter Messnetze mit klassischer Analogtechnik zu einer kaum überblickbaren Anzahl an Messwert- und Betriebssignalleitungen führt.

Aus diesem Grund wurden Messgeräte zunehmend mit digitalen Schnittstellen (z.B. RS-232) ausgerüstet. Dadurch wird einerseits der Verdrahtungsaufwand drastisch reduziert und es können sehr einfach Messwerte und Betriebssignale über die gleiche Schnittstelle übertragen werden. Ein Problem bei der Realisierung von Messnetzen auf dieser Basis ist, dass manche Messsysteme mit proprietären (herstellerspezifischen) Datenkommunikationsprotokollen arbeiten, was zu einem erheblichen Aufwand bei der Anbindung dieser Systeme an das übergeordnete Messnetz führt. Ein Nachteil der Digitaltechnik ist, dass Störungen des Kommunikationsnetzes nur mit Spezialgeräten (Bustester) lokalisiert werden können.

In jüngster Vergangenheit ist mit der Feldbustechnik ein Protokollstandard verfügbar, der insbesondere die Einbindung von Einzelkomponenten verschiedener Hersteller zu homogenen Gesamtsystemen zum Ziel hat. Allerdings existieren auch hier zum Teil

unterschiedliche Standards [z.B. Profibus-PA (Prozess Automatisierung), Profibus-DP (Dezentrale Peripherie)], die Besonderheiten des Anwendungsfeldes berücksichtigen. Ein Vorteil dieser Technologie ist, dass bei manchen Anwendungen Energieversorgung und Messdatenübertragung mittels nur einer Zweidrahtleitung realisiert werden kann, was zu einer weiteren Reduzierung des erforderlichen Verdrahtungsaufwandes führt. Die Feldbustechnik wird auf dem Gebiet der Wassergütemesstechnik bisher nur von einzelnen Herstellern angeboten; parallel gibt es auch verwandte Systeme, die jedoch auf proprietären Protokollen basieren.

Werden mehrere Messstationen betrieben, so besteht in der Regel die Anforderung die lokal gesammelten und zwischengespeicherten Daten an eine zentrale Stelle (Messnetzzentrale) zu übertragen. Je nach Aufstellungsort der Messstationen wird dafür Funk-, GSM- oder Festnetzübertragung verwendet. Für besondere Anwendungsfälle (z.B. Messstelle liegt nicht im Versorgungsbereich von Mobilfunknetzen) wird auch Satellitenkommunikation verwendet (Stadler and Skritek, 2003). Die einzelnen Übertragungssysteme unterscheiden sich bezüglich ihrer Übertragungsgeschwindigkeit, -sicherheit, der Verfügbarkeit der Netze und der Installationskosten. Auch hier spielt die Frage des Kommunikationsprotokolls eine wichtige Rolle, insbesondere wenn unterschiedliche Typen von Messstationen in einem Messnetz integriert werden sollen. Das ISO-7-Schichtenmodell bietet hier einen standardisierten Rahmen zur Beschreibung des gesamten Kommunikationsablaufs (ISO/IEC 7498-1,1994).

Die gesammelten Messdaten sind auf ihre Gültigkeit und Richtigkeit zu prüfen, auszuwerten und zu archivieren. Bisher wird dabei zumeist ein Konzept angewandt, bei der die dezentral erfassten Messwerte in eine Messnetzzentrale übertragen und dort archiviert werden. Je nach Anwendungsfall sind unterschiedlich komplexe Datenauswerterroutinen in den Messnetzzentralen implementiert, die eine automatische Datenauswertung ausführen und z.B. automatisch Messprotokolle erstellen oder gegebenenfalls Alarmer auslösen. Die Beurteilung der Daten erfolgt in der Regel auf Basis von Expertenwissen oder Erfahrungswissen mit spezifischen Messsystemen.

Ein sehr wichtiger Aspekt sind schließlich die Metadaten, also Daten die Messdaten beschreiben und somit erst eine Verwendung von Daten in komplexen oder überregional vernetzten Messnetzen ermöglichen. Am Beispiel der Siedlungsentwässerung zeigte Burckhardt (Burckhardt und Umbehrr, 2004), dass selbst für ein lokal begrenztes Entwässerungsnetz eine Standardisierung der Datenstruktur eine wesentliche Voraussetzung für einen konsistenten Datenaustausch zwischen den beteiligten Gruppen (z.B. Betreiber, Behörden und Planer) ist.

Auch die XML-Technologie (Alex et al., 2004) ist ein mögliches Werkzeug, um Daten aus unterschiedlichen Quellen zu vernetzen und langfristig zugänglich zu halten. Die Archivierung von Daten sollte nicht zuletzt unter dem Gesichtspunkt erfolgen, dass sie für zukünftige Fragestellungen und Anwendungen verfügbar gehalten werden müssen, die zum Zeitpunkt ihrer Aufnahme noch nicht bekannt sind.

1.7 ZIELE DES PROJEKTS

1.7.1 GRUNDSÄTZLICHE ZIELE

Der in Abschnitt 1.6 beschriebene Stand der Technik in der kontinuierlichen Wassergütemessung war die Basis für eine Konzeptionierung

- einer Wassergütemessstation, sowie
- einer zentrale Messnetz- und Messdatenverwaltung.

Einige der oben beschriebenen Hindernisse für die Anwendung der kontinuierlichen Wassergütemessung unter realen Feldbedingungen sollen durch das Gesamtsystem eliminiert werden.

Ziel des Einsatzes von kontinuierlichen Messsystemen im Langzeitversuch ist die Erfassung von Messreihen, die eine Identifikation von Perioden (Tages-, Wochen- und Jahrgänge) und Trends ermöglichen. Erst durch die zuverlässige Messung von Perioden und Trends können Einzelereignisse (Stossbelastungen, Punkteinleiter) als solche erkannt, erfasst und ausgewertet werden.

Durch die quasikontinuierlichen Messungen mit Sonden können sowohl kontinuierliche und länger dauernde Zeitreihen (z.B. von Gewässerabschnitten) als auch kurzzeitige „Ereignisse“ beobachtet werden. Damit sollen dann neben einer Erfassung eines Grundzustandes (Tages-, Wochen- und Jahresgang) insbesondere auch punktförmige Einleitungen und besondere Ereignisse am Gewässer und in abwassertechnischen Anlagen (in der Kanalisation und in Kläranlagen) qualifiziert beobachtet und ausgewertet werden.

1.7.2 ENTWICKLUNG EINER WASSERGÜTEMESSTATION

Für eine Wassergütemessstation standen folgende Ziele im Vordergrund:

- Modularer Aufbau
- Universelle Einsetzbarkeit
- Einfache Montage
- Minimale Anforderungen bezüglich der vorhandenen Infrastruktur
- Geringer Stromverbrauch
- Minimierung des Verdrahtungsaufwandes
- Zentrales und intelligentes Bedienelement für die Bedienung aller Messsysteme der Messstation
- lokale Speicherung der Messdaten
- Kommunikation mit der Messnetzzentrale

1.7.3 ENTWICKLUNG EINER ZENTRALEN MESSDATENVERARBEITUNG

Für eine zentrale Messdatenverwaltung waren folgende Voraussetzungen als Zielvorgabe des Projektes definiert:

- Einheitliche standardisierte Datenstruktur für alle gemessenen Parameter der unterschiedlichen Messsysteme
- Automatische Auswerteroutinen von Rohdaten
- Visualisierung der Daten
- Bedienung und Konfiguration des gesamten Messnetzes inkl. Fernwartung der Messstationen
- Möglichkeit der Alarmierung/ Frühwarnung
- Ein zentrales und intelligentes Bedienelement für die Verwaltung aller Messsysteme der Messstationen
- Die Kommunikation zwischen der Messstation und der Messnetzzentrale
- Eine über Internet bedien- und konfigurierbare Messnetzzentrale, welche die gemessenen Daten aller Messstation zentral und standardisiert speichert und auch über eine öffentlich zugängliche Visualisierungsschnittstelle zu den gemessenen Daten verfügt

2 PROJEKTABLAUF

2.1 PROJEKTSTART

Der Förderungsvertrag für das Forschungsprojekt wurde im Oktober 2001 von allen beteiligten Partnern unterzeichnet.

2.2 PROJEKTVORBEREITUNG

Wesentliche Schritte der Projektvorbereitung haben bereits vor Auftragserteilung stattgefunden. Dabei wurden insbesondere Konzepte über den geplanten Messumfang, Überlegungen zur Einbindung von Messgeräten, sowie allgemeine Anforderungen an die Messnetz-Telemetrie im Team erarbeitet.

Weiters wurden im Rahmen mehrerer Vorbesprechungen Abklärungen und Vereinbarungen mit den beteiligten Partnern des Projektes (insbes. zur Arbeitsaufteilung und organisatorischen Fragen) abgehalten. Die Ergebnisse dieser Überlegungen sind bereits in das Offert an das BMFLFUW eingeflossen.

Nach Auftragserteilung wurden in einer ersten Phase zur Koordinierung und Abstimmung der Aufgabenbereiche einzelne Detailbereiche für die einzelnen Projektpartner im Detail festgelegt:

- Gemeinsame Erarbeitung einer sehr umfangreichen Spezifikation („Grobspezifikation“) für die Messstationen und die Messnetzzentrale.

Hierin wurden alle technischen Anforderungen an die Stationen und an die Messnetzzentrale spezifiziert, die für die Umsetzung der ambitionierten Ziele des Forschungsantrages notwendig sind. Diese Grobspezifikation bildete letztendlich auch die Grundlage für die Erarbeitung der Pflichtenhefte für die Umsetzung des Messstationskonzeptes und für den Aufbau des Messnetzes (Messstationen und Messnetzzentrale).

- Suche nach geeigneten Unternehmen, die auf der Basis der entwickelten Grobspezifikation Teilleistungen des Projektes übernehmen sollten (Telemetrie und Steuerung der Messstationen, Programmierungen der Messnetzzentrale).
- Parallel dazu begannen die 3 universitären Partner mit der Suche nach geeigneten Standorten für ihre geplanten Messstationen.
- Auftragsvergabe an 2 Hauptauftragnehmer (Messstation und Messnetzzentrale; Jänner 2002)
- Auftragsvergabe an die Lieferanten
- Die Projektvorbereitung war mit Dezember 2001 abgeschlossen.

2.3 PROJEKTREALISIERUNG

Die Projektrealisierung wurde in vier Phasen abgewickelt:

➤ **Pflichtenhefterstellung** (Jänner bis April 2002)

Im Pflichtenheft wurde auf Grundlage der Grobspezifikation ein sehr detailliertes Anforderungsprofil der Messstationen und der Messnetzzentrale erarbeitet.

Es stellte sich heraus, dass der Arbeitsaufwand, der im Zuge des Projektantrages für das Pflichtenheft angenommen wurde, deutlich unterschätzt war. In dieser Phase wurden bereits sehr spezifische Problemstellungen diskutiert und Lösungen für eine Umsetzung gesucht.

Das große Know-how der einzelnen Projektbeteiligten und der intensive Einsatz zur Erstellung der Pflichtenhefte war für den Ablauf des Projektes von besonderer Bedeutung.

➤ **Umsetzung der Pflichtenhefte** (Mai bis Juli 2002)

Während die Auftragnehmer die Programmierungen zur Umsetzung der Pflichtenhefte vornahmen, wurden die baulichen Arbeiten, die für die Installation der Messstationen notwendig waren, begonnen.

➤ **Installation der Messstationen** (Oktober 2002 – April 2004)

Die Installationen der Messstellen begannen im Herbst 2002, es stellten sich jedoch diverse Mängel heraus, die keinen Regelbetrieb ab Beginn der Installation zuließen. Die Probleme in den einzelnen Stationen gestalteten sich sehr unterschiedlich und werden in den nachfolgenden Kapiteln noch beschrieben.

➤ **Betrieb der Messstationen** (ab Oktober 2002)

Die einzelnen Stationen gingen zu unterschiedlichen Zeitpunkten in einen Regelbetrieb über, wobei für alle Schwerpunkte (Kanal, Kläranlage, Gewässer) ausreichende Zeitreihen gemessen werden konnten. Die zweite Messstation für den Schwerpunkt Kanal in Wien ging als letzte im November 2004 in Betrieb.

2.4 PROJEKTPRÄSENTATIONEN

Im Zuge des Projektes wurden zwei Präsentationen bzw. Exkursionen durchgeführt:

- Die **Messstation Graz** wurde am 09.07.2002 besichtigt und der Schwerpunkt Mischwasserentlastung im Detail vorgestellt.
- Die **Messstationen Donau und Kläranlage** wurden am 12.09.2003 besichtigt. Die Schwerpunkte Gewässer und Kläranlage wurden dabei näher erläutert.

Des Weiteren wurde die Thematik des Forschungsprojektes in einem eigenen Seminar in Zusammenarbeit mit dem Lebensministerium und dem ÖWAV abgehalten. Das Seminar fand am 29.06.2004 in Graz statt.

3 AUFBAU UND KONZEPT DER MESSSTATIONEN

3.1 AUSWAHL DER MESSSYSTEME

Aufgrund dieser Zieldefinitionen wurde entschieden nur in-situ Messsysteme einzusetzen, also Sensoren, die direkt im Medium installiert werden können. Somit entfallen Pumpen und Leitungen für den Probentransport und eine Probenaufbereitung – und damit eine mögliche Fehlerquelle bzw. ein zu wartendes System. Einzig bei der Kanalmessstation konnte dieses Ziel nur zum Teil realisiert werden, da bis jetzt keine in-situ Messsysteme zur Ammoniummessung mit Ex-Zertifizierung am Markt erhältlich sind.

Dennoch kamen auf allen drei Messstationen (Kanal, Kläranlage und Gewässer) die gleichen Messsysteme zum Einsatz. Die gewählten Sensoren benötigen jeweils nur eine Spannungsversorgung und zum Teil Druckluft für die automatische Reinigung. Im praktischen Betrieb konnte demonstriert werden, dass die gewählten Messsysteme für alle drei Anwendungsfälle geeignet sind und mit einem Wartungsintervall von etwa 14 Tagen weitgehend ausfallsfrei betrieben werden können. Damit konnte das Ziel einer modularen, einfach zu installierenden und universell einsetzbaren Messstation erreicht werden – auf Basis der gesammelten Erfahrungen ist es auch denkbar, eine mobile Messstation zu konstruieren, die für den gesamten Anwendungsbereich des Wassergütemonitorings kurzfristig einsetzbar ist.

Bezüglich des Energieverbrauchs der Station besteht noch Optimierungsbedarf. Die Hauptenergieverbraucher beim gewählten Stationskonzept sind der Kompressor für die Druckluftreinigung und der Stationsrechner. Eine Versorgung der Station mit Solarpanelen hätte eine Kollektorfläche von bis zu 20 m² erfordert, was aus Kostengründen und der Frage der gesicherten Installation der Paneele (Wind, Schnee) und Schutz vor Vandalismus verworfen wurde.

3.2 VON DER DATENERFASSUNG BIS ZUR DATENVERARBEITUNG

Besonderer Aufwand wurde in die Formulierung und Erläuterung der Systemspezifikation betreffend der Datenerfassung, -übertragung, -speicherung und -verarbeitung gelegt:

Erstes Ziel war die Substituierung von Messwertumformern und sondenspezifischen Bedienelementen durch Anbindung aller verwendeten Sensorsysteme an den Stationsrechner.

In engem Zusammenhang mit der Bedienung der Sonden und Erfassung der Rohdaten steht auch die Verwaltung der Messdaten innerhalb des Messnetzes. Es wurde ein Schlüssel definiert, der jedes Messsignal im Messnetz eindeutig kennzeichnet und damit eine automatisierte Verarbeitung ermöglicht. Neben einer eindeutigen Signalkennzeichnung gehören auch wesentliche Signaleigenschaften, wie z.B. die physikalische Einheit zu diesem Kennzeichnungsschlüssel. Die zur Formulierung der eindeutigen Signalbezeichnung notwendigen Daten sollten in der Messnetzzentrale definiert werden, an die Messstationen übertragen und dort so für eine Konfiguration zur Verfügung gestellt werden, dass eine konsistente Signalkennzeichnung gesichert ist.

Weiters sollten die gemessenen Rohdaten automatisch gekennzeichnet werden, um z.B. Messwerte, die während eines Kalibrationsvorganges aufgenommen werden klar von Routinemessdaten trennen zu können. Die entsprechende Signalkennzeichnung sollte im Störfall automatisch bzw. für Service/Kalibrierung durch intuitive, augenfällige und einfach zugängliche Bedienelemente aktiviert bzw. deaktiviert werden können.

Als langfristiges Projektziel wurde formuliert, dass die Rohdaten bereits auf der Station auf Basis von automatischen Plausibilitätsprüfungen und Datenauswertelgorithmen bezüglich ihrer Datenqualität gekennzeichnet werden können. Dieses Projektziel ist eine wesentliche Voraussetzung, um den konventionellen Weg der dezentralen Datenerfassung mit anschließender zentraler Datenbeurteilung und -auswertung den innovativen Ansatz eines Messnetzes mit verteilter Intelligenz entgegenzusetzen. Dadurch wäre es möglich rascher Unregelmäßigkeiten im Messbetrieb oder Sonderereignisse in den erfassten Messwerten zu erkennen. Weiters ergäbe sich die Möglichkeit nur mehr qualitätsgeprüfte Daten einer weitergehenden Auswertung in der Messnetzzentrale zu unterziehen. Dieses Konzept stünde im Gegensatz zur gängigen Praxis, die oft nur eine teilautomatisierte Datenplausibilitätsprüfung ermöglicht oder eine manuelle Aufbereitung der Daten für eine weitere Auswertung erfordert.

Für die Speicherkapazität der Messstationen wurde spezifiziert, dass auch längere Ausfälle in der Datenübertragung gesichert überbrückbar sein müssen, um damit einen Datenverlust auszuschließen.

Betreffend der Datenbank wurde spezifiziert, dass die Daten entsprechend des Signalkennzeichnungsschlüssels archiviert werden und damit rasch für eine graphische Datenprüfung abgerufen werden können. Die eingehenden Daten können weiters einfachen Plausibilitätsprüfungen (Min, Max, DeltaMin, DeltaMax) unterzogen werden. Weiters besteht die Möglichkeit die Rohdaten für eine ausgewählte Periode zu korrigieren, sofern eine Datenprüfung einen klaren Hinweis auf z.B. einen Kalibrierfehler (Offset, Drift) liefert. Die korrigierten Werte werden als so genannter Präsentationswert gespeichert. Als automatische Datenauswertefunktionen wurde die automatische Mittelwertbildung über verschiedene Perioden (Halbstunde, Stunde, Tag, Woche, Monat) implementiert. Weiters wurde ein Sensoridentifikationssystem implementiert, d.h. jede Sonde im Messnetz ist eindeutig identifiziert (Seriennummer) und es kann nachvollzogen werden, in welchen Perioden welche Sonde an welcher Messstelle eingesetzt war.

Auf Seiten der Messnetzzentrale und der damit verbundenen zentralen Datenbank konnten die spezifizierten Anforderungen weitgehend realisiert werden. Der periodische Abruf der Daten von allen Messstationen funktionierte über einen Betriebszeitraum von mehr als einem Jahr annähernd ausfallsfrei, es kam zu keinem Datenverlust. Die Funktionen zur Konfiguration und Verwaltung des Messnetzes erfüllten weitgehend die Erwartungen, wenn auch in manchen Aspekten ein Optimierungspotential erkennbar wurde, das sich erst im praktischen Betrieb herauskristallisierte.

Für die Stationsrechner konnte ein vergleichbarer Grad der Zielerfüllung bei weitem nicht erreicht werden. Trotz mehrfacher Gewährung von Nachfristen wurde die Software nicht entsprechend den vereinbarten Spezifikationen ausgeführt, wodurch die Grundlage für eine Abnahme der Messstationen nicht gegeben war. Ein Messbetrieb war schließlich nur möglich, indem die Stationsrechner in einer Weise konfiguriert wurden, die die diversen Funktionsmängel berücksichtigte. Die Stationsrechner erfüllten somit im Messnetz im Wesentlichen nur die Funktion von Datenloggern, die die lokal erfassten Messdaten zwischenspeichern und für den periodischen Datenabruf durch die Messnetzzentrale vorhalten. Die oben beschriebenen innovativen Ansätze für ein

integriertes Messnetz basierend auf verteilten intelligenten Subsystemen konnten nicht realisiert werden.

3.3 VERWENDETE MESSVERFAHREN

3.3.1 AMMONIUM- UND NITRATMESSUNG MIT IONENSENSITIVEN (ISE) SONDEN

Ionensensitive Sonden arbeiten nach dem potentiometrischen Messprinzip. Die Messelektrode ist mit einer speziellen Membran bestückt, die spezifische Ionen reversibel binden kann. Die Referenzelektrode, hat ein konstantes Potential gegenüber dem Messmedium. Aufgrund der wechselnden *Aktivität* des zu messenden Ions im Medium ergibt sich eine Variation der Potentialdifferenz zwischen Mess- und Referenzelektrode, die ausgewertet wird.

In Tabelle 1 sind wichtige Eigenschaften von ISE-Sensoren zusammengefasst. Die Sonden weisen einen sehr großen Messbereich auf, müssen jedoch immer für die jeweilige Anwendung kalibriert werden. Manche Messelektroden zeigen im unteren Messbereich ein nichtlineares Verhalten; wird immer in diesem Konzentrationsbereich gemessen, so sollte eine Mehrpunktkalibrierung durchgeführt werden. Eine detaillierte Beschreibung der Grundlagen der ionensensitiven Messung findet sich in Honold (1991).

Tabelle 1: Grundsätzliche Eigenschaften von ionenselektiven (ISE) Sensoren

Sensortyp	Ammonium	Nitrat	Kalium *)	Chlorid *)
Messbereich	0.1 – 1,000 mg _{NH4-N/l}	0.2 - 7,000 mg _{NO3-N/l}	0.1-10,000 mg _{K/l}	0.2-10,000 mg _{Cl/l}
Empfindlichkeit	0.1 mg _{NH4-N/l}	0.1 mg _{NO3-N/l}	0.1 mg _{K/l}	0.1 mg _{Cl/l}
Nichtlinearer Bereich	0.1 – 1.0 mg _{NH4-N/l}	--	0.1-1.0 mg _{K/l}	0.1-5 mg _{Cl/l}
Hauptstörionen / Querempfindlichkeit				
	Kalium 1:(15-30) Natrium 1:1300	Chlorid 1:(100-300) Bromid 1:28	Ammonium 1:120 Natrium 1:2000	Bromid 1:1 Jodid 20:1
*) Störionen	--	Jodid 20:1	--	--

Das Messprinzip der ionensensitiven Sonden bedingt eine Querempfindlichkeit auf so genannte Störionen. Das sind Ionen, die sich wie die Messionen an die Messmembran binden und damit eine Potentialdifferenz zwischen Referenz- und Messelektrode verursachen, die in keinem Zusammenhang zur Aktivität der Messionen steht. Beispielsweise ist für die Ammoniummessung das wichtigste Störion Kalium – mit einer Querempfindlichkeit von 1:15-30; d.h. 15 mg_{K/l} verursachen eine gleich große Potentialdifferenz wie 1 mg_{NH4-N/l}.

Bei der Kalibrierung wird mit dem rohen Messsignal auch der aktuelle Einfluss der Störionen miterfasst und damit automatisch kompensiert. Negativ auf die Messung wirken sich somit nur die Schwankungen der Konzentration der Störionen gegenüber dem Zeitpunkt der Kalibrierung aus. Wesentlich für die Stabilität der Messung ist daher die Schwankungsbreite der Konzentration der Störionen im Verhältnis zur Konzentration des Messions.

ISE-Sonden können als Ein- oder Mehrkanalsonden ausgeführt sein. Abbildung 1 zeigt ein Beispiel einer Zweikanal-ISE-Sonde, d.h. die Sonde kann zwei Messelektroden

zusätzlich zur Referenzelektrode aufnehmen. Zusätzlich ist der Sensorkopf mit einem Temperatursensor und den Sprühdüsen des automatischen Reinigungssystems ausgerüstet.

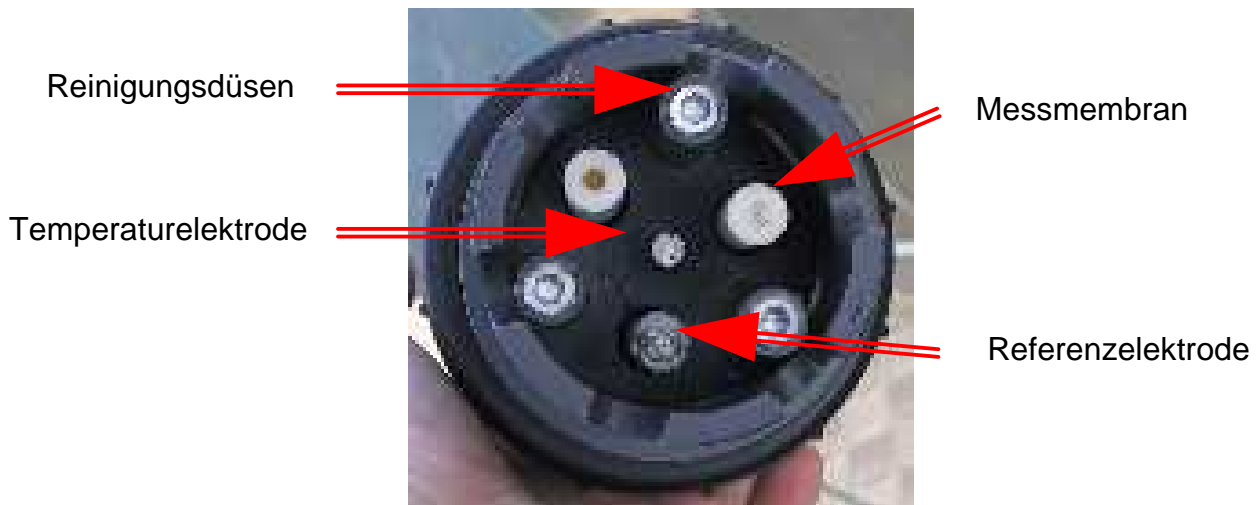


Abbildung 1: Sensorkopf einer Zweikanal-ionensensitiven Sonde

ISE-Sonden werden vergleichbar mit Sauerstoffsonden als Eintauchsonden installiert; d.h. die Montage der Sonde kann einfach am Beckenrand mittels einer Standsäule oder einer Pendelinstallation über einem offenem Gerinne erfolgen. Abbildung 2 zeigt ein Beispiel einer ISE-Einkanalsonde und ihre Installation im Belebungsbecken.



Abbildung 2: ISE-Einkanalsonde. *Mitte*: Sensorkopf, *Rechts*: Installation im Belebungsbecken

Eine weitere Ausführungsform von ISE-Sensoren sind Durchflussarmaturen. Diese kamen auf der Kanalmessstation zum Einsatz, da die ISE-Eintauchsonden nicht in Ex-Ausführung erhältlich sind und daher ein Messcontainer eingerichtet werden musste, der über eine Probenförderleitung aus dem Kanal versorgt wurde.

3.3.2 LEITFÄHIGKEITSMESSUNG

Auf allen Stationen kam eine Leitfähigkeitssonde zum Einsatz. Da es sich dabei um eine Standardmessung handelt, wird diese nicht näher beschrieben.

3.3.3 SAUERSTOFFMESSUNG NACH DEM LUMINISZENZVERFAHREN

Beim Luminiszenz-Messverfahren wird die Abklingzeit der Phosphoreszenzstrahlung ausgewertet, die von einer sauerstoffsensitiven Membran (*Lumiphor*) ausgesandt wird. Dadurch wird eine Bestimmung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs auf Basis einer Zeitmessung möglich. Eine Lichtquelle sendet Licht zu einer sauerstoffsensitiven Membran und bewirkt dadurch das Anheben von Elektronen von im *Lumiphor* gebundenen Molekülen auf ein höheres Energieniveau. Bei der Rückkehr auf das Grundniveau strahlen die Elektronen Licht ab. Sauerstoffmoleküle haben die Eigenschaft, dass sie die Anregungsenergie der angeregten Elektronen „löschen“ können (*quenching*), d.h. bei Anwesenheit von Sauerstoff erfolgt die Rückkehr der angeregten Elektronen auf das Grundniveau ohne Abstrahlung von Licht. Die Intensität der Phosphoreszenzstrahlung nimmt daher mit steigender Sauerstoffkonzentration ab. Zusätzlich führen Stossvorgänge zwischen den Sauerstoffmolekülen und den angeregten Elektronen dazu, dass diese das erhöhte Energieniveau schneller verlassen. Die Abklingzeit der Phosphoreszenzstrahlung nimmt daher mit steigender Sauerstoffkonzentration ab.

Begriffserklärungen:

- *Luminiszenz* ist der Überbegriff für die Lichtemission (Photonenabgabe) angeregter Elektronen
- *Fluoreszenz* bezeichnet die spontane Luminiszenz, also die Abstrahlung von Licht unmittelbar bei Anregung durch eine externe Lichtquelle
- *Phosphoreszenz* bezeichnet die zeitverzögerte Luminiszenz, die nach Ende der Anregung auftritt („Nachleuchten“)
- Ein *Lumiphor* ist eine sauerstoffsensitive Membran, dessen Phosphoreszenz bei Anwesenheit von Sauerstoff abnimmt

Abbildung 3 zeigt den Zeitverlauf der Anregungs- und Phosphoreszenzstrahlung in Abhängigkeit der Sauerstoffkonzentration. Die Abklingzeit τ ist dabei als jene Periode definiert, innerhalb derer die Phosphoreszenzstrahlung auf das $1/e$ -fache ihrer Maximalintensität abgeklungen ist.

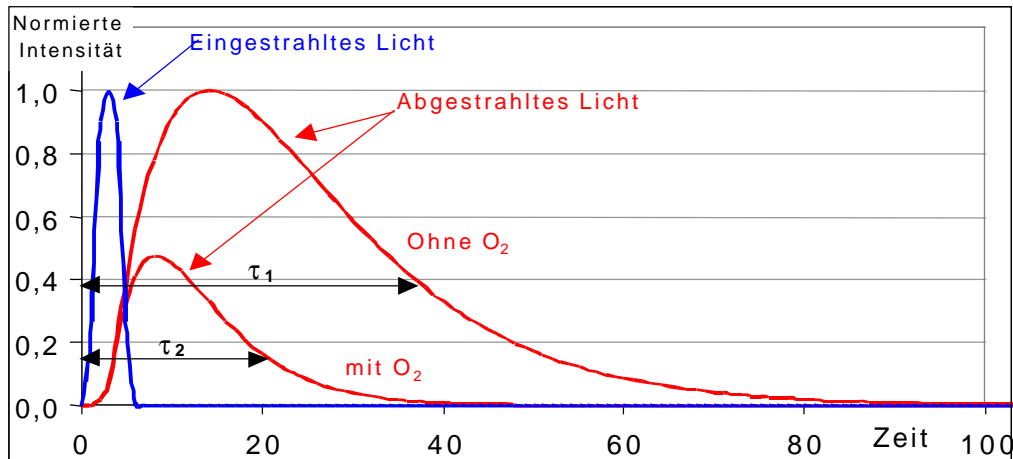


Abbildung 3: Anregungs- und Phosphoreszenzstrahlung eines Lumiphors in Abhängigkeit der Sauerstoffkonzentration (Quelle: LANGE GmbH)

Das Lumineszenz-Messverfahren wurde bisher in anderen Gebieten, z.B. in der Medizintechnik eingesetzt. Das Messprinzip wurde erstmalig 1947 vorgeschlagen (Vanderkooi et al., 1987) und ist unempfindlich gegenüber einigen Einflüssen, die bei konventionellen Sensoren periodischen Wartungsbedarf bedingen oder zu Störungen führen können. Im Gegensatz zu amperometrischen Sonden tritt kein permanenter Verbrauch der Messanode und des Elektrolyts auf, wodurch eine wesentliche Quelle für Sensordrift und regelmäßigen Kalibrierbedarf eliminiert wird. Substanzen, wie saure Gase (z.B. CO₂) oder Schwefelwasserstoff (H₂S), die bei amperometrischen Sonden zu Messfehlern oder Messausfällen führen können, haben keinen direkten Einfluss auf die Messung.

In Abbildung 4 ist ein Beispiel einer technischen Realisierung eines Lumineszenz-Sauerstoffsensors dargestellt. Die Sensorkappe, die in Kontakt mit dem Messmedium steht ist mit dem Lumiphor ausgestattet. Im Sensor befinden sich zwei Leuchtdioden, davon dient eine zur Anregung des Lumiphor (blaue LED) und eine als Referenzlichtquelle (rote LED). Eine zentral angebrachte Photodiode wertet die vom Lumiphor emittierte oder reflektierte Strahlung aus. Das von der Referenzlichtquelle ausgestrahlte Licht wird vom Lumiphor reflektiert – es kommt zu keiner Anregung im oben beschriebenen Sinn. Jedoch wird mittels der Referenzmessung die Alterung der Leuchtdioden bzw. der Photodiode automatisch kompensiert.

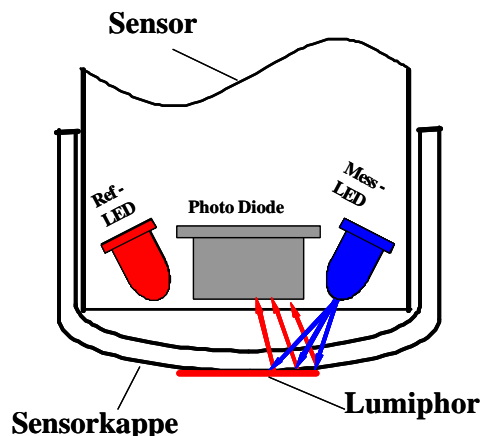


Abbildung 4: Technische Realisierung eines Sauerstoffsensors nach dem Lumineszenz-Messverfahren (Quelle: LANGE GmbH)

3.3.4 MESSVERFAHREN BASIEREND AUF DER STREUUNG ODER ABSORPTION VON LICHT

Messverfahren, die auf der Messung von Streulicht oder der Absorption von Licht beruhen werden seit langer Zeit zur Wasserqualitätsmessung eingesetzt. Als wichtigste Beispiele sind Trübungssonden und Spektrometer zu nennen.

Bei den Trübungssonden wird klassisch das in 90° zur Lichtquelle auftretende Streulicht gemessen und daraus auf den Feststoffgehalt im Medium geschlossen.

Die Anwendung der Spektrometrie in der Wasserqualitätsmessung hat eine lange Tradition (Matsché et al., 2002). In den letzten Jahren wurden von mehreren Herstellern tauchfähige Sonden entwickelt, die als Ein-, Zwei- oder Mehrwellenlängengeräte ausgeführt sind (WM 156, 1999).

Im gegenständlichen Projekt wurden verschiedene Sonden eingesetzt, die auf diesen Messprinzipien basieren.

3.3.4.1 MESSUNG DES SCHLAMMVOLUMENS UND DER TROCKENSUBSTANZ NACH DEM STREULICHTPRINZIP

Abbildung 5 zeigt eine Sonde, die zur Messung des Schlammvolumens das Streulichtmessprinzip verwendet. Das Absetzgefäß hat eine spezielle Form (birnenförmig), die ein optimales Absetzen des Schlammes ohne Verdünnung bis zu einem Schlammvolumen von 750 ml/l ermöglichen soll. Am oberen Ende des Absetzraumes befindet sich eine Lichtquelle (gepulste IR-LED), im Absetzraum ist eine Zeilenkamera mit Photozellen montiert. Mit der Zeilenkamera wird die Hell/Dunkelgrenze ausgewertet, die sich durch das von den Schlammflocken gestreute Licht von der über dem Absetzraum angebrachten Lichtquelle ergibt. Somit kann auch die Absetzgeschwindigkeit des Belebtschlammes automatisch erfasst werden. Nach einer Absetzzeit von 30 Minuten wird auf Basis der Höhe des Schlammspiegels im Absetzgefäß das Schlammvolumen berechnet.

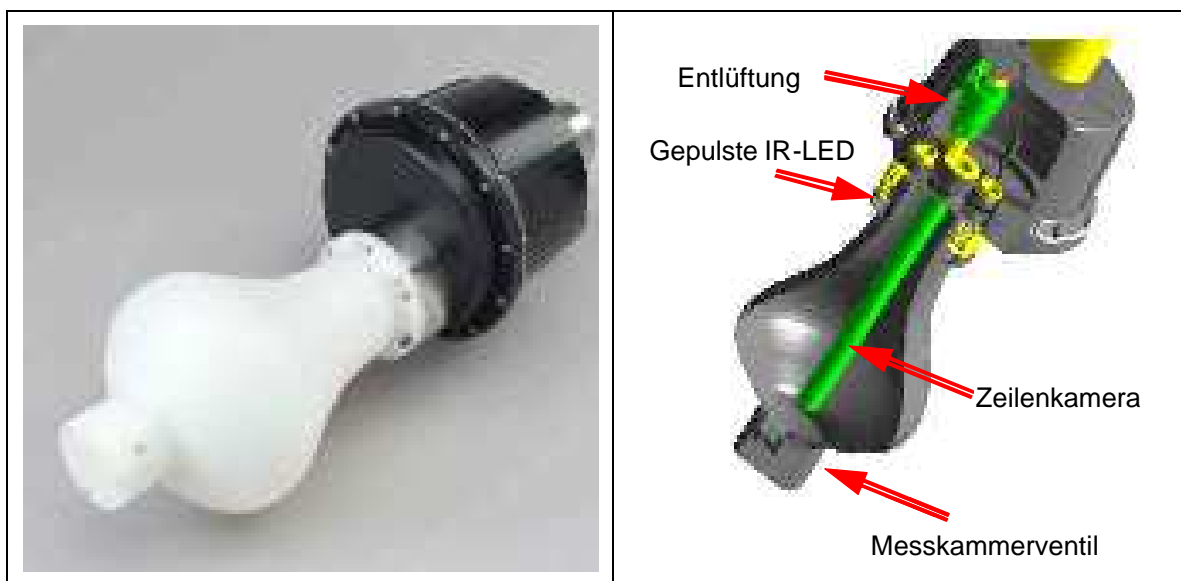


Abbildung 5: Schlammvolumensonde basierend auf dem Streulichtprinzip (Quelle: LANGE GmbH)

Die Schlammvolumensonde wird direkt im Belebungsbecken montiert. Das Befüllen, Entleeren und die automatische Reinigung der Messkammer erfolgt mittels Druckluft. Mittels einer 90°-Streulichtsonde, die am gleichen Messort installiert ist, wird die TS-Konzentration im Belebungsbecken kontinuierlich gemessen. Die gemessene TS-Konzentration zum Zeitpunkt des Befüllens der Schlammvolumensonde wird zur automatischen Berechnung des Schlammindezes herangezogen.



Abbildung 6: Schlammvolumensonde im Belebungsbecken (links) und Detailansicht 90°-Streulichtsonde zur TS-Messung (rechts) (Quelle: LANGE GmbH)

3.3.4.2 MULTIPARAMETER-SPEKTROMETERSONDEN NACH DEM DURCHLICHTPRINZIP

Die Messung der Absorption von Licht verschiedener Wellenlängenbereiche im Messmedium wird in unterschiedlichen Sondentypen angewandt. Im Projekt kamen in-situ Sonden zur Anwendung, die entweder die Probe in einer Messküvette vermessen, oder bei denen der optische Pfad „offen“ ausgeführt ist – also das Messmedium den Messspalt zwischen Lichtquelle und Detektor ausfüllt.

Ein Beispiel einer Spektrometersonde mit Messküvette zeigt Abbildung 7. Die Wasserprobe wird durch die Aufwärtsbewegung eines Kolbens, der mit zwei O-Ringen bestückt ist in die Messküvette gezogen. Die untere Öffnung der Messküvette ist durch eine Stahlplatte mit Filteröffnung abgedeckt (Abbildung 7, Mitte), wodurch das Eindringen von Grobstoffen in die Messküvette verhindert wird. Eine Lichtquelle durchstrahlt diese in einer fixen Höhe. Wird die Sonde im Belebungsbecken einer Kläranlage eingesetzt, so erhält man eine Absetzkurve wie sie in Abbildung 8 dargestellt ist. Mit zunehmendem Absetzen des Schlammes in der Messküvette wird die gemessene Absorption kleiner. Aus dem Verlauf der Schlammabsetzkurve werden Schlammvolumen und Trockensubstanz und damit auch der Schlammindezes berechnet.

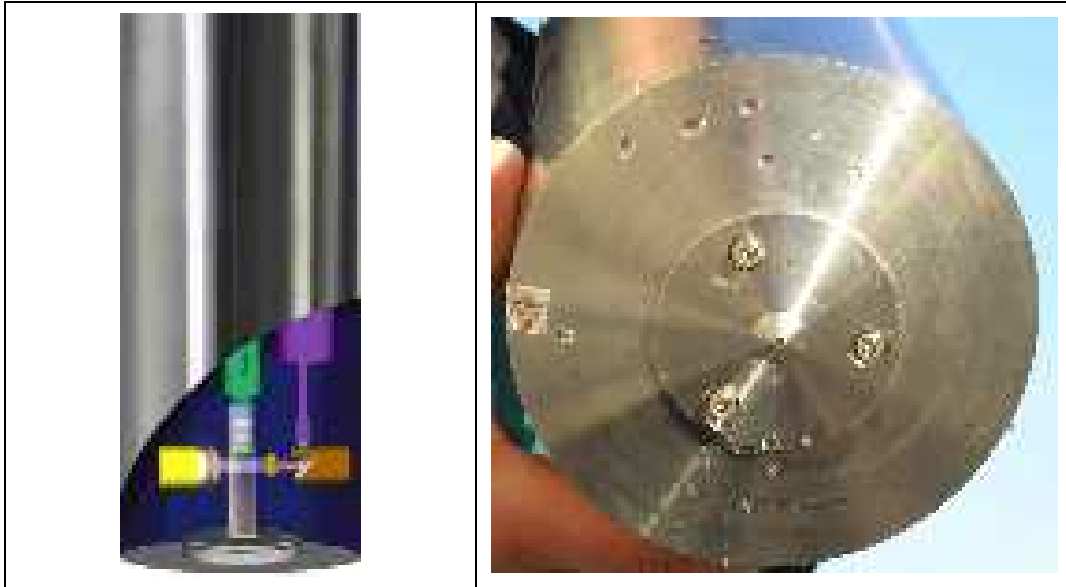


Abbildung 7: UV-VIS-Messboje zur quasi-kontinuierlichen Messung der Schlammigenschaften und abgeleiteter Parameter aus dem UV-VIS-Spektrum. *Links*: Schnittbild der Messküvette mit Lichtquelle und Empfänger. *Rechts*: Messboje mit Küvettenabdeckung. (Quelle: STIP Isco GmbH)

Nachdem sich der Schlamm abgesetzt hat wird im Überstand ein UV-VIS-Spektrum (190-720 nm) vermessen, aus dem Äquivalentwerte für organische Summenparameter (BSB₅, CSB, TOC) und Nitrat abgeleitet werden können. Wird die Sonde im ablaufnahen Bereich eines Belebungsbeckens montiert kann somit zusätzlich zu den Schlammigenschaften die Ablaufkonzentration für Nitrat und CSB quasi-kontinuierlich gemessen werden.

Die Sonde arbeitet im Batchbetrieb, die Dauer eines Messzyklus wird durch die Absatzgeschwindigkeit bestimmt. Je schneller der Schlamm absetzt, umso kürzer kann das Messintervall gewählt werden, welches im Normalfall bei etwa 15 Minuten liegt.

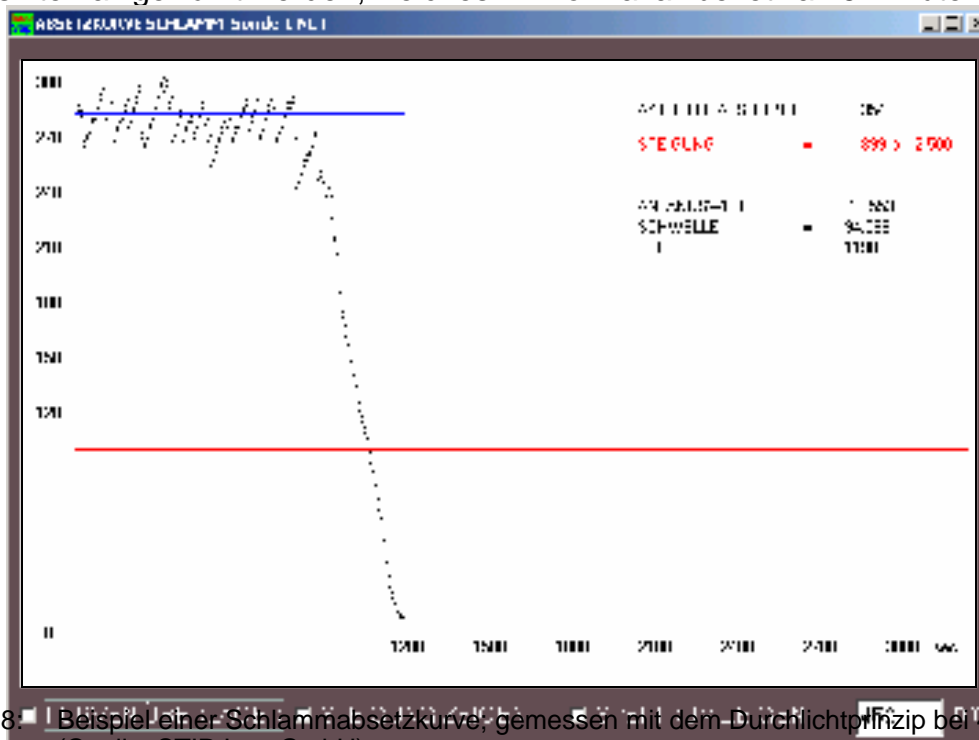


Abbildung 8: Beispiel einer Schlammabsetzkurve, gemessen mit dem Durchlichtprinzip bei 450 nm (Quelle: STIP Isco GmbH)

Eine andere Ausführungsform sind tauchfähige Spektrometer mit einem Messspalt („optischer Pfad“) direkt im Messmedium (Abbildung 9). Dabei wird die Absorption von Licht im Messspalt mit einem Referenzweg verglichen, der nicht vom Messmedium beeinflusst wird. Durch die Auswertung der Differenz von Referenz- und Messsignal wird eine automatische Kompensation der Alterung des optischen Systems implizit durchgeführt. Es kommen verschiedene Lichtquellen zum Einsatz, z.B. Xenonlampen; es werden entweder spezifische Wellenlängen (z.B. 254 nm für organische Inhaltsstoffe) oder bestimmte Wellenlängenbereiche (UV oder UV-VIS) ausgewertet.

In Abbildung 10 sind beispielhaft zwei Absorptionsspektren und der daraus abgeleitete Äquivalenzwert für den Parameter CSB dargestellt. Weiters sind die Absorptionsbänder dargestellt, die für spezifische Stoffgruppen typisch sind.

Prinzipiell ist festzuhalten, dass das gemessene Absorptionsspektrum die Summe vieler Teilabsorptionen darstellt, die durch die Absorption von Einzelsubstanzen aber auch durch Störeffekte wie Streuung und Trübung verursacht werden. Im unteren UV-Bereich (bis 250 nm) dominiert der Einfluss von Nitrat und Nitrit. Für Einzelsubstanzen sind aus der Literatur (Perkampus, 1992) spezifische Absorptionswellenlängen bekannt.



Abbildung 9: Beispiel eines tauchfähigen Spektrometers (TRIOS GmbH) und Detailbild des optischen Pfades

Im Gegensatz dazu handelt es sich bei den organischen Inhaltsstoffen im Wasser in der Regel nicht um spezifische Einzelsubstanzen, sondern um ein heterogenes Gemisch verschiedenster organischer Verbindungen. C-C-Doppelbindungen, C-O-Bindungen, C-N-Bindungen und aromatische Strukturen zeigen typische Absorptionsspektren. Allerdings existieren auch organische Verbindungen, die keine Absorption im UV-Bereich aufweisen, sehr wohl aber zum CSB der Wasserprobe beitragen.

Die gemessene Absorption wird mittels eines Kalibrationsmodells in die gesuchten Äquivalenzparameter umgerechnet, wobei in der Regel Gleichungen der Form

$$C_{eq} = \sum_{i=1}^n (Abs(\lambda_i) * a_i) + K$$
 zur Anwendung kommen. Die Anzahl n der dabei verwendeten

Wellenlängen λ_i ist vom verwendeten Messsystem und vom Anwendungsfall abhängig.

Die Gewichtungsfaktoren a_i für die einzelnen Wellenlängen werden durch Optimierung des Kalibrationsmodells in Bezug auf die Labor-Referenzmessungen bestimmt. Der konstante Offset K kann zur Kompensation eines Störeinflusses verwendet werden, welcher gleichmäßig auf den verwendeten Wellenlängenbereich wirkt.

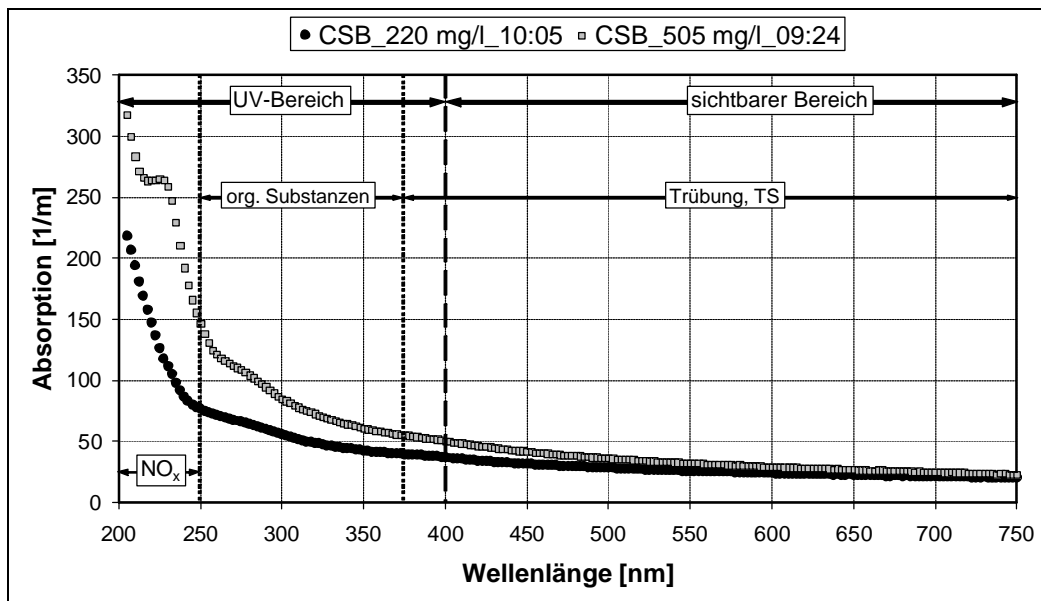


Abbildung 10: Beispiel eines Absorptionsspektrums („Fingerprint“) im UV-VIS-Bereich mit Zuordnung der Wellenlängenbereiche und den Absorptionsbändern spezifischer Substanzen

Allgemein kann gesagt werden, dass jedes Kalibrationsmodell einen Kompromiss zwischen Allgemeingültigkeit und Robustheit darstellt. Mit steigender Anzahl der verwendeten Wellenlängen können in der Regel Besonderheiten des Kalibrierdatensatzes besser abgebildet und damit geringe Abweichungen zwischen den berechneten Äquivalentwerten und den Laborwerten erzielt werden. Andererseits erhöht sich mit der Anzahl der verwendeten Wellenlängen auch die Wahrscheinlichkeit, dass eine mögliche Änderung der Abwasserzusammensetzung eine wesentliche Änderung der Gewichtung einer spezifischen Wellenlänge im Kalibrationsmodell erfordert. Wird in diesem Fall das ursprüngliche Kalibrationsmodell beibehalten, kann es zu signifikanten Abweichungen zwischen den berechneten Äquivalentwerten und den Laborwerten kommen.

Es ist wichtig zu beachten, dass eine Spektrometersonde für jeden einzelnen Anwendungsfall kalibriert werden muss, da ein globaler Zusammenhang zwischen der gemessenen Absorption und dem interessierenden Parameter (CSB, BSB₅, NO₃-N) nicht existiert (Matsché und Ruider, 1982). In manchen Anwendungsfällen – wie Messungen in Oberflächengewässern, Reinwasseranwendungen oder Messungen in Belebungsbecken mit hohem Schlammalter – liegen günstige Randbedingungen vor (langzeitstabile Wasserzusammensetzung), wodurch fallweise auch einfache Kalibriermodelle befriedigende Ergebnisse liefern können.

3.3.5 DURCHFLUSSMESSSYSTEME

Im Projekt kamen in der Messstation Kanal auch verschiedene Messsysteme zur Durchflussmessung zum Einsatz, die im Zusammenhang mit dem Aufbau der Kanalmessstation in Kapitel 5.1.3 beschrieben werden.

4 MESSNETZSERVER UND DATENBANK

4.1 KURZBESCHREIBUNG DATENBANK: HARDWARE

Auswerte- und Zentralserver

Die zentralen Aufgaben des IMW Systems werden von einem einzelnen Zentralserver wahrgenommen, der sich physisch auf der TU-Wien befindet. Auf diesem Zentralserver werden einerseits die Applikationen des Systems installiert und ausgeführt, und andererseits befindet sich auf ihm die zentrale Datenbank mit Metadaten und Messwerten aller Messstationen im IMW-Netz (siehe Abbildung 11).

Da der direkte Zugriff auf die Daten jedoch mit Datenbankclients von mehreren dislozierten Arbeitsplätzen erfolgt und dieser Zugriff einen erheblichen Datenverkehr bedeutet, wird die Datenbank des Zentralservers regelmäßig auf zwei Auswerteserver repliziert. Ein Auswerteserver enthält das vollständige Abbild der zentralen Datenbank, und wird von dieser regelmäßig aktualisiert. Die Auswerteserver befinden sich auf der TU-Graz und BOKU Wien. Eine Aktualisierung von eventuellen Änderungen der Datenbank am Auswerteserver zurück in die Datenbank des Zentralservers ist nicht vorgesehen.

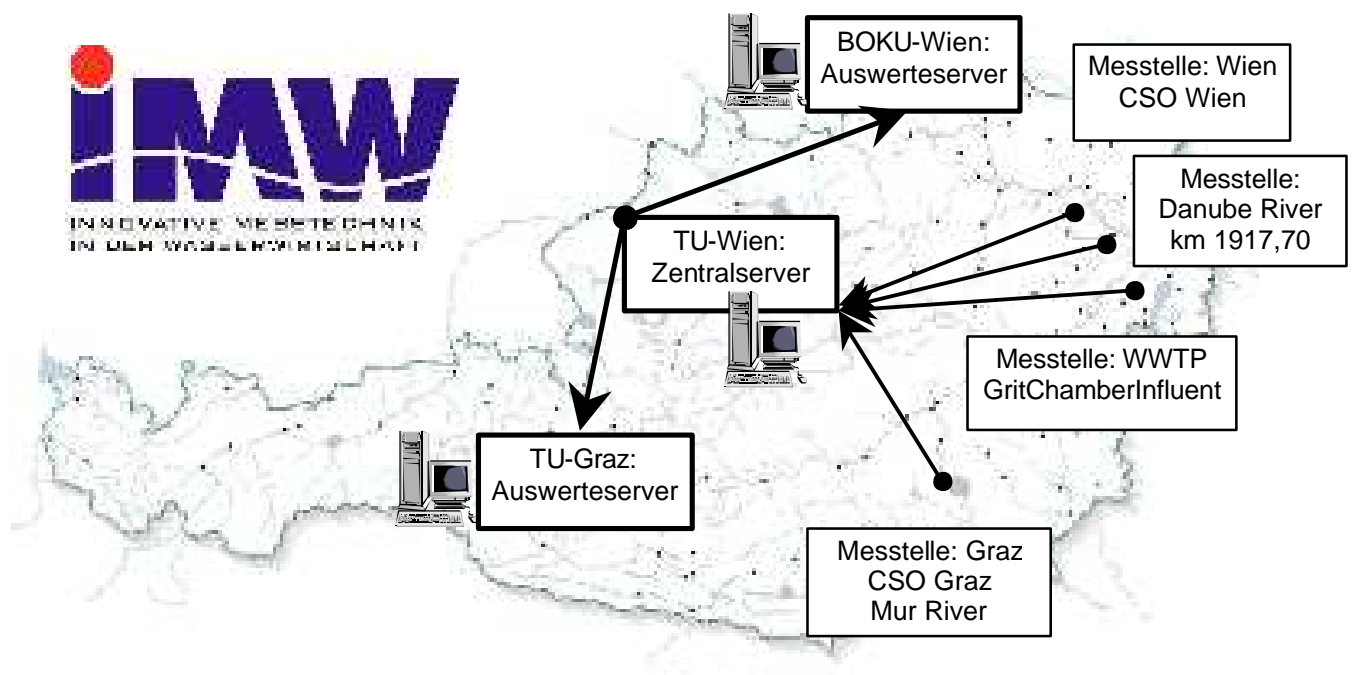


Abbildung 11: Idealisierte Lage der Datenbank-Server und der Messstellen im IMW-Netz

Sollen Änderungen des zentralen Datenbestandes erfolgen, können Anwender über das Virtual Private Network (VPN) auf die Datenbank des Zentralservers zugreifen (entweder über die HTML Benutzeroberfläche oder über die direkte Datenbankschnittstelle).

Virtual Private Network (VPN)

Das IMW System besteht aus mehreren dislozierten Arbeitsplätzen und Servern. Die Datenkommunikation zwischen den einzelnen Standorten erfolgt sowohl bei der Datenreplikation als auch einem internen oder einem direkten Zugriff auf die Messwertdatenbank (MWDB) über öffentliche TCP/IP Infrastruktur (Internet).

- Zentralserver TU-Wien: <http://imw-zentralserver.iwag.tuwien.ac.at/> [04.11.2004]
- Auswerteserver BOKU-Wien: <http://imw.boku.ac.at/> [04.11.2004]
- Auswerteserver TU-Graz: <http://imw-dbserver.tugraz.at/> [04.11.2004]

Um hohe Datensicherheit zu gewährleisten (Vertraulichkeit, Schutz vor unberechtigten Modifikationen und unberechtigten Zugriff) wird zwischen den einzelnen Standorten ein "Virtual Private Network" etabliert. Dabei dienen die einzelnen Server als VPN Gateways, d.h. Endpunkte der VPN "Datentunnel" zwischen den einzelnen Standorten befinden sich auf den jeweiligen Servern. Als VPN Technologie wird IPsec eingesetzt.

4.2 KURZBESCHREIBUNG DATENBANK: SOFTWARE

Die Benutzeroberfläche der IMW Messnetzzentrale ist als Web-Applikation ausgeführt und kann mit jedem modernen Web-Browser mit JavaScript Support bedient werden. Um mit dem IMW System zu arbeiten, muss sich der Anwender mit seinem gültigen IMW Benutzernamen und dem dazugehörigen Passwort anmelden. Dies erfolgt über die IMW Anmeldemaske. Das IMW Hauptmenü ist der zentrale Verteiler für alle Funktionen des Systems und ist in folgende Funktionsgruppen unterteilt:

- **Auswertungen:** Funktionen zur Ausgabe von Messwerten und Meldungen aus dem Logbuch am Bildschirm
- **Konfiguration:** Funktionen zur Parametrierung der Messnetzzentrale (Eingabe von Laufzeitdaten und Betriebsparametern)
- **DFÜ:** Funktionen zur Steuerung der Messstationen und Konfiguration und Überwachung der Programme zur Datenübertragung.
- **Dateneingabe:** Funktionen zur manuellen Eingabe von Messwerten (Referenzwerte) und zur Modifikation bestehender Messwerte in der Datenbank (Korrektur)

Anm.: die ursprünglichen Funktionen des IMW-Hauptmenüs wurden während des Projektes erweitert.

4.2.1 AUSWERTUNGEN

Ürsprüngliche Auswertemaske



Funktionen der „Auswertemaske“ nach den Erweiterungen



(1) Diagramme

Diese Funktion dient zur Ausgabe von Messwertreihen in graphischer Form als Liniendiagramm. Der Anwender hat die Möglichkeit, beliebig viele Messreihen für zwei Parameter (aufgeteilt auf zwei Y-Achsen) in einem Diagramm auszugeben.

Es stehen folgende Bedienelemente zur Verfügung:

- Parameterauswahl (Achse 1 und Achse 2)
- Hilfslinien
- Skalierung
- Wertebasis
- Zeitbereich
- Zeitnavigation

(2) Meldungen

Die Funktion Meldungen dient zur Anzeige der Einträge im Logbuch der IMW Messnetzzentrale. Meldungen werden von allen Komponenten der Messnetzzentrale generiert, um das Auftreten von bestimmten Systemzuständen und Ereignissen zu protokollieren.

(3) Spektren

Diese Funktion dient zur Darstellung der Spektren über die Zeit.

(4) Tabellen (Testversion)

Diese Funktion dient zur Darstellung der in der MNDB gespeicherten Messwerte in Tabellenform.

4.2.2 KONFIGURATION



(1) Benutzer

Konfiguration der Attribute eines Benutzers der IMW Messnetzzentrale. Ein Benutzer identifiziert eine bestimmte Person als Anwender im System.

(2) Rollen

Eine Rolle fasst Privilegien (Rechte) in der IMW Messnetzzentrale zusammen. Durch Zuordnung einer Rolle zu einem Benutzer werden dem betreffenden Benutzer die entsprechenden Rechte zugeordnet.

(3) Untersuchungsgebiete

Konfiguration der Attribute eines Untersuchungsgebiets im Messnetz. Ein Untersuchungsgebiet wird benötigt, um Messwerte abspeichern und selektieren zu können.

(4) Probenahmestellen

Konfiguration der Attribute einer Probenahmestelle innerhalb eines Untersuchungsgebiets. Eine Probenahmestelle besitzt einen Code und einen Namen und muss einem Untersuchungsgebiet zugeordnet werden. Zusätzlich kann noch eine Kategorie und eine Eigenschaft zugeordnet werden. Die Liste der möglichen Kategorien bzw. Eigenschaften wird vom Messnetzadministrator bei der erstmaligen Konfiguration der Messnetzzentrale festgelegt.

(5) Probenahmestellenparameter

Konfigurationsmaske für Attribute eines Probenahmestellenparameters. Ein Probenahmestellenparameter stellt den Bezug zwischen der Messwernerfassung (Messtechnik, Messgerät) und Messwertverarbeitung (Messort und Parameter) her.

Sobald zu einem bestimmten Probenahmestellenparameter Messwerte in der Datenbank existieren, können die Eigenschaften des Probenahmestellenparameters nicht mehr verändert werden..

(6) Einheiten

Konfigurationsmaske für Einheiten. Jedem Parameter muss eine Einheit zugeordnet werden, die bei der Darstellung der Messwerte dieses Parameters im Diagramm mit ausgegeben wird.

(7) Parameter

Konfigurationsmaske zur Definition von Parametern. Ein Parameter ist in der Nomenklatur der IMW Messnetzzentrale eine physische Größe, für welche im Messnetz Messwerte erfasst, gespeichert und ausgewertet werden. Er bezieht sich nicht auf eine

bestimmte Messwertreihe sondern beschreibt allgemein die Eigenschaften einer physischen Größe wie z.B. Temperatur oder Trübe.

(8) Messstationen

Konfigurationsmaske für Attribute einer Messstation. Eine Messstation ist eine Vorrichtung, welche die Steuerung der Sonden, Zwischenspeicherung der Messwerte aus den Sonden und die Datenübertragung an die Messnetzzentrale durchführt.

Eine Messstation besitzt einen eindeutigen Namen und einen Stationstyp und muss einem Untersuchungsgebiet zugeordnet werden. Über den zugeordneten Kommunikationskanal werden die Parameter, die zur Kommunikation zwischen der Messnetzzentrale und der Messstation erforderlich sind, definiert.

(9) Kommunikationskanäle

Konfigurationsmaske zur Definition eines Kommunikationskanals. Ein Kommunikationskanal fasst alle Attribute zusammen, die zur Herstellung einer Datenverbindung zwischen der Messnetzzentrale und einer Messstation von den dabei beteiligten Programmen benötigt werden. Einer Messstation muss ein Kommunikationskanal zugeordnet werden, damit eine Kommunikation mit der Station möglich wird.

(10) Sonden

Konfigurationsmaske zur Spezifikation von Sonden. Eine Sonde ist eine Vorrichtung, die einzelne Messwerte für einen oder mehrere Parameter erfassen und an eine Messstation übertragen kann. Eine bestimmte Sonde ist im gesamten Messnetz eindeutig über ihren Code und Namen identifizierbar.

Jeder Sonde muss ein Code zugeordnet werden, der die Sonde im Messnetz eindeutig identifiziert. Daneben muss ein eindeutiger Name sowie eine eindeutige Seriennummer vergeben werden.

Weitere Attribute sind optional und dienen zur näheren Beschreibung der Sonde durch den Messnetzbetreiber. Die Zuordnung einer Sonde zu einer Messstation erfolgt in der Regel automatisch durch die Messnetzzentrale, sobald die entsprechenden Sonden-Konfigurationsdaten von der Messstation in der Zentrale eintreffen.

(11) Plausibilitätsgrenzen

Messwerte durchlaufen beim Datenimport eine Plausibilitätsüberprüfung. Die Kriterien dieser Überprüfung können in dieser Maske für jeden Parameter an einer Probenahmestelle zeitabhängig festgelegt werden.

Plausibilitätsgrenzen können zeitabhängig konfiguriert werden. Dadurch ist es möglich, den plausiblen Wertebereich z.B. in Abhängigkeit der Jahreszeit unterschiedlich einzustellen. Die eingestellten Plausibilitätsgrenzen werden von der Messnetzzentrale benutzt, um eine Plausibilitätsprüfung beim Import von Messwerten durchzuführen. Sind für einen bestimmten Probenahmestellenparameter keine Plausibilitätsgrenzwerte konfiguriert, wird für die Messwerte dieses Probenahmestellenparameters keine Plausibilitätsüberprüfung durchgeführt!

(12) Stationszustände

Verschiedene Stationstypen melden Ereignisse und Zustände auf unterschiedliche Art. Für jeden verfügbaren Stationstyp kann in dieser Konfigurationsmaske eine Zuordnung der stationsspezifischen Zustände auf Systemzustände der Messnetzzentrale vorgenommen werden.

(13) Systemzustände

Die Messnetzzentrale kennt eine Reihe von Zuständen, die im Messnetz auftreten können. Manche Zustände beziehen sich auf die Messwerterfassung, manche Zustände können bei Plausibilitätsüberprüfungen auftreten, und manche Zustände sind intern. In dieser Konfigurationsmaske kann der Messnetz-Administrator festlegen, welche Aktionen beim Auftreten bestimmter Zustände erfolgen sollen.

Die möglichen Aktionen sind:

- Zuordnung einer bestimmten Markierung zum Messwert
- Messwert für gültig oder ungültig erklären
- Logbucheintrag mit einer bestimmten Meldungsklasse

(14) Visualisierungsoptionen

Für die Darstellung der Messwerte in den grafischen Auswertungen kann der Messnetzadministrator in dieser Konfigurationsmaske für jeden einzelnen Probenahmestellenparameter bestimmte Voreinstellungen treffen.

Folgende Einstellmöglichkeiten stehen zur Verfügung:

- *Ausgabeeinheit:* Festlegung der Einheit, in der der Messwerte dieses Probenahmestellenparameters ausgegeben werden.
- *Veröffentlichen:* Festlegung, ob Messwerte dieses Probenahmestellenparameters in öffentlichen Auswertungen ausgegeben werden.
- *Skalierungsart Maximum/Minimum:* Auswahl der Skalierungsart (dynamisch oder statisch), jeweils getrennt für das obere und untere Skaleneende.
- *Skalierungsgrenzen* (bei statischer Skalierung): Eingabe einer oberen und unteren Skalengrenze.

(15) Bereitschaftsdienst

Ein Bereitschaftsdienst definiert die Zeiten, zu denen eine Person im Messnetz Bereitschaft haben kann und fasst diese unter einem eindeutigen Namen zusammen. Ein Bereitschaftsdienst ist für einen bestimmten Zeitbereich (Von - Bis Datum) gültig und kann auch deaktiviert werden.

(16) Dienstzuteilung

Ein Bereitschaftsdienst kann einer Person für einen bestimmten Zeitbereich zugeteilt werden, wodurch diese Person dann zu den im Bereitschaftsdienst definierten Zeiten als "Diensthabend" in der Messnetzzentrale vermerkt ist.

In der Version 1.0 der IMW Messnetzzentrale sind die Alarmierungsmethoden SMS und E-Mail implementiert. Die jeweiligen Adressen zur Benachrichtigung des Benutzers werden aus der Benutzerkonfiguration entnommen, oder können auch direkt bei der Dienstzuteilung angegeben werden.

(17) Überwachung

Mit diesem Konfigurationsprogramm kann der IMW Messnetzzentrale mitgeteilt werden, welche Ereignisse überwacht werden sollen, welche Kriterien für den Überwachungsalgorithmus gelten und welche Aktionen bei Auftreten eines Ereignisses ausgelöst werden sollen. Eine Überwachung verknüpft einen bestimmten Systemzustand und optional ein zugeordnetes Bezugsobjekt mit einer Alarmaktion. Stellt die Messnetzzentrale fest, dass ein bestimmtes Ereignis aufgetreten ist, zu dem eine Überwachung aktiv ist, wird die konfigurierte Alarmaktion durchgeführt.

Im Folgenden sind eine sms-Fehlermeldung und eine Email-Fehlermeldung kurz nach einem Datenabruf, wenn die Plausibilisierung in der Messnetzzentrale erfolgt ist,

dargestellt:

sms-Fehlermeldung
auf das Mobiltelefon:

```
imw@imw- imw@imw-
zentralserver.iwag.tuwien.ac.at
Status: MIN Unterschreitung
PNS: km1917.7
PAR: Water level
PSPEZ: pressure_head
MS: km 1917.7
SND: ICPC
```

Beispiel einer email-Fehlermeldung:

```
Date sent: Mon, 18 Aug 2003 08:22:22 +0200
From: imw@imw-zentralserver.iwag.tuwien.ac.at
Subject: IMW Alarmmeldung
To: pressl@iwga-sig.boku.ac.at

Status: Sondenfehler
UG: Graz
MS: MS-LUTZ
SND: Nadler-immersible probe NadTA004
EPIT: 2003.08.18 07:18:00
```

4.2.3 DATENFERNÜBERTRAGUNG



(1) *Periodischer Datenabruf*

In dieser Eingabemaske kann der Anwender festlegen, zu welchem Zeitpunkt ein Datenabruf einer bestimmten Station erfolgen soll. Zeitpunkte können über Stunde und Minute angegeben werden und wiederholen sich täglich. Optional kann die Messnetzzentrale nach Beendigung des Datenabrufs eine Synchronisation des Stationsuhr durchführen.

(2) *Stationssteuerung*

Über die Funktion "Stationssteuerung" kann der Anwender bestimmte Steuerbefehle an eine Messstation senden oder einen Datenabruf durchführen. Die Liste der möglichen Steuerbefehle ist vom Typ der gewählten Messstation abhängig.

- *Kommunikationstest*: Einfacher Test der Datenkommunikation mit der Station.
- *Uhrzeitsynchronisation*: Synchronisation der Uhr der Messstation mit der aktuellen Zeit der Zentrale.
- *Datenabruf*: Durchführen eines Datenabrufs.
- *Konfigurationsdaten senden*: Übertragung der globalen Konfigurationsdaten von der

Zentrale an die Station. Dabei wird eine Liste aller Sonden, Parameter und Einheiten im Messnetz an die Station übertragen.

- *Konfigurationsdaten importieren*: Übertragung der spezifischen Konfigurationsdaten von der Station in die Zentrale. Dabei wird die Liste der aktuell vorhandenen Probenahmestellen, Sonden und zugeordneten Parametern an die Zentrale übertragen. Die Zentrale nutzt diese Informationen, um die entsprechenden Konfigurationsdaten automatisch in der Datenbank anzulegen.

(3) Server-Status

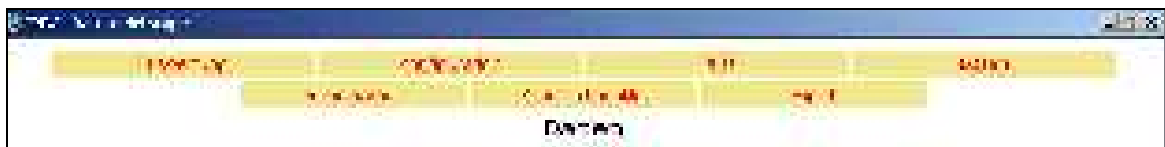
Über diese Maske kann der Anwender den Status eines Messnetzservers abfragen.

4.2.4 DATENEINGABE

Ürsprüngliche Dateneingabemaske



Funktionen der „Datenmaske“ nach den Erweiterungen



(1) Referenzwerte

Diese Funktion dient zur Eingabe von bis zu 2 Messwerten, die als Referenz einem Probenahmestellenparameter zu einem bestimmten Zeitpunkt zugeordnet werden. Referenzwerte werden in der Regel im Labor ermittelt und direkt über die Eingabemaske eingegeben.

(2) Manuelle Korrektur

Diese Funktion dient zur Korrektur (Änderung) der in der Datenbank gespeicherten Messwerte. Die Korrektur wirkt nur auf die gespeicherten Präsentationswerte, die gespeicherten Rohwerte werden dabei nicht verändert.

Diese Funktion kann benutzt werden, um Messwerte (Einzelwerte oder eine ganze Messwertreihe über eine bestimmte Periode) um eine Konstante oder einen Faktor zu verändern, oder auf den Rohwert zurück zu setzen.

Der Anwender kann folgende Einstellungen vornehmen:

- Auswahl des gewünschten Probenahmestellenparameters
- Auswahl des gewünschten Zeitbereichs durch Angabe von Start- und Endzeitpunkt.
- Auswahl des Korrektur-Modus zwischen "Rücksetzen auf Rohwert" und "Laut Korrekturvorschrift".
- Eingabe einer Korrekturvorschrift

Wurde bei Korrektur-Modus "Laut Korrekturvorschrift" gewählt, kann der Anwender hier einen Faktor und eine Konstante eingeben, um die die Messwerte des gewählten Probenahmestellenparameters im gewählten Zeitbereich verändert werden sollen.

Anmerkung: Durch die manuelle Korrektur werden wie bereits erwähnt, ausschließlich die Werte des Messwert-Attributs "Präsentationswert" modifiziert. Der von der Messstation erhaltene Rohwert bleibt erhalten. Bei Bedarf (z.B. nach einer Korrektur durch eine fehlerhafte Korrekturvorschrift) kann durch die Korrektur-Funktion "Rücksetzen auf Rohwert" ein geänderter Präsentationswert wieder auf den ursprünglichen Rohwert zurückgesetzt werden.

(3) Export

diese Funktion erlaubt den Datenexport aus der MNDB über das Internet. Das Fileformat entspricht dem „asw“-Format der UV-VIS-Spektrometersonde der Firmensoftware.

4.3 INTERNETDARSTELLUNG (ÖFFENTLICHE AUSWERTUNG)

Im Laufe des Projekts wurde eine gemeinsame Präsentation aller Messstationen im Internet durch die Projekts-Homepage <http://www.imw.ac.at> realisiert (Abbildung 12).

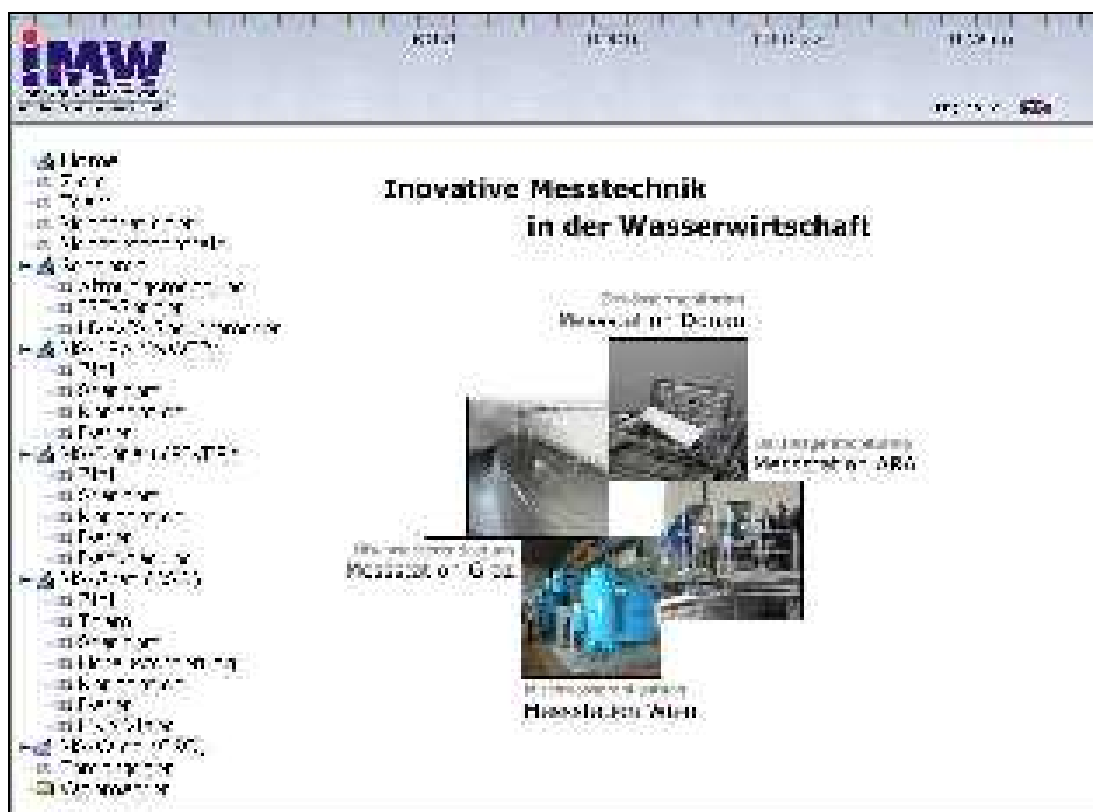


Abbildung 12: Projekts-Homepage unter www.imw.ac.at

Dort werden die Messtationen kurz beschrieben und es gibt im Treemenü der Homepage die Möglichkeit Einzelparameter der jeweiligen Messtationen über die Seite „Daten“ aufzurufen (Abbildung 13).

Abbildung 13: Auswahl von Einzelparametern der Messstationen über die Projekts-Homepage.

Weiters wird man durch die Auswahlmöglichkeit „Messnetzzentrale“ zu folgender Auswahl geleitet:

- Öffentliche Auswertungen (Liniendiagramme)
- Anmeldung als interner Benutzer der IMW Messnetzzentrale (nur mit Passwort möglich).

Wenn man sich für „Öffentliche Auswertungen“ entscheidet, erscheint ein leeres Liniendiagramm mit verschiedenen Auswahlmöglichkeiten. Dies entspricht mit einigen Einschränkungen der Auswahl „Auswertungen / Diagramme“ bei der Anmeldung als interner Benutzer der IMW Messnetzzentrale (siehe Kapitel 4.1).

Alternativ dazu können die Zeitreihen der einzelnen Parameter auch über die Internet-Anmeldemaske unter <http://imw-zentralserver.iwag.tuwien.ac.at/> [04.11.2004] am Zentralserver aufgerufen werden.

4.3.1 BEDIENELEMENTE

Der Anwender hat die Möglichkeit, beliebig viele Messreihen für zwei Parameter (aufgeteilt auf zwei Y-Achsen) in einem Diagramm auszugeben. Es stehen folgende Bedienelemente zur Verfügung.

(1) Parameterauswahl (Achse 1 und Achse 2)

Auswahl einer oder mehrere Messwertreihen (Linien) eines Parameters für die 1. oder 2. Y-Achse. Kurzzeichen, Einheit und Skala werden auf der Y-Achse aufgetragen. Die Auswahl erfolgt über einen eigenen Tree-Menü Dialog (siehe Abbildung 14 und Abbildung 15).

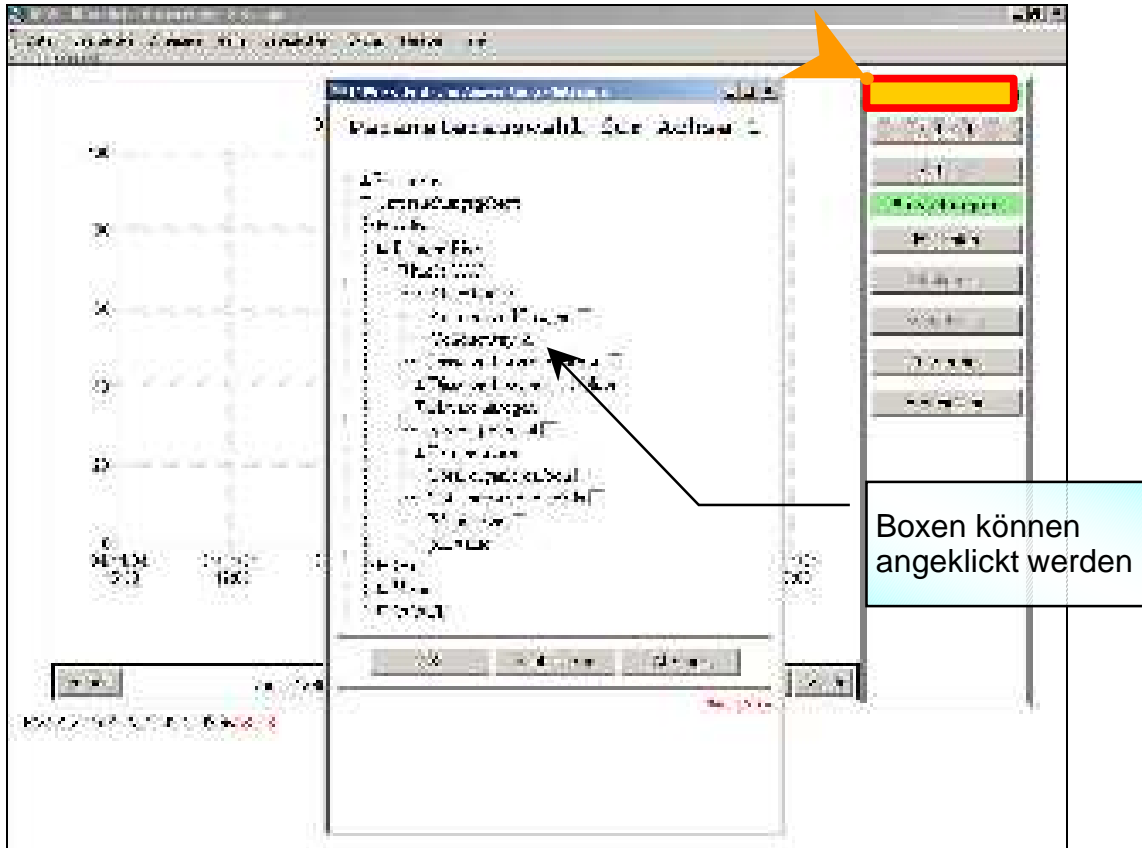


Abbildung 14: Parameterauswahl für Achse 1

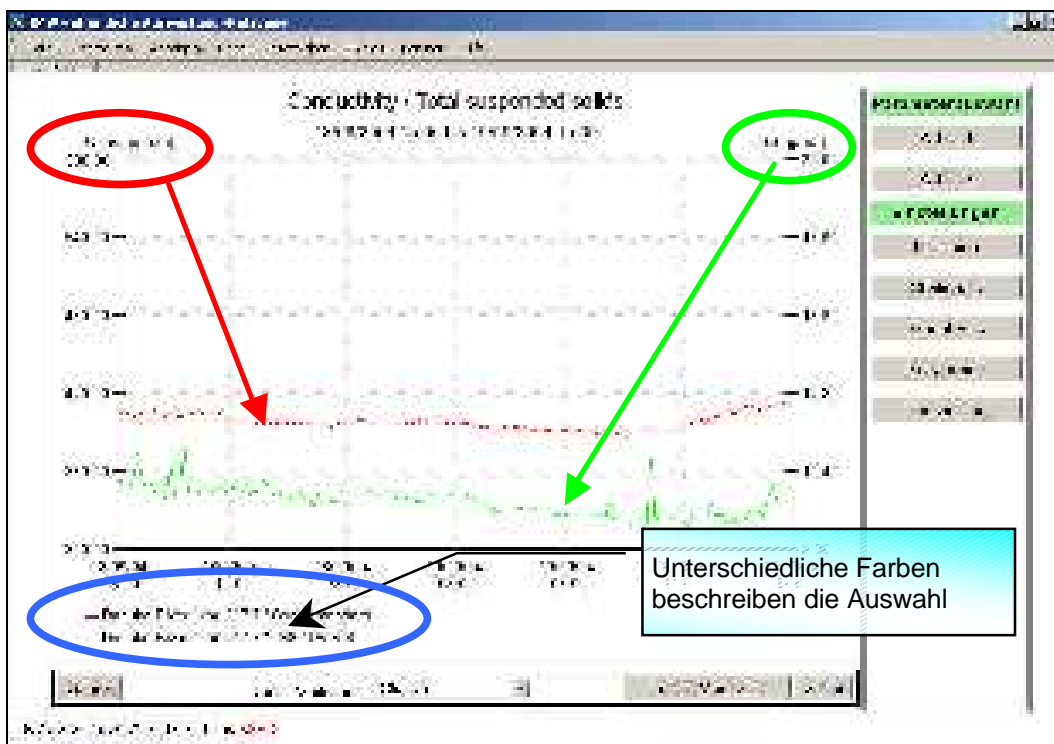


Abbildung 15: Ergebnis der nach der Parameterauswahl für Achse 1 und Achse 2

(2) Hilfslinien

Anzeige von horizontalen und vertikalen Hilfslinien (Abbildung 16). Die Auswahl erfolgt in einem eigenen Dialog, der sich nach Klick auf den Button öffnet. Hilfslinien werden als fein gepunktete Linien in festen Abständen parallel zur X- bzw. Y-Achse eingeblendet.

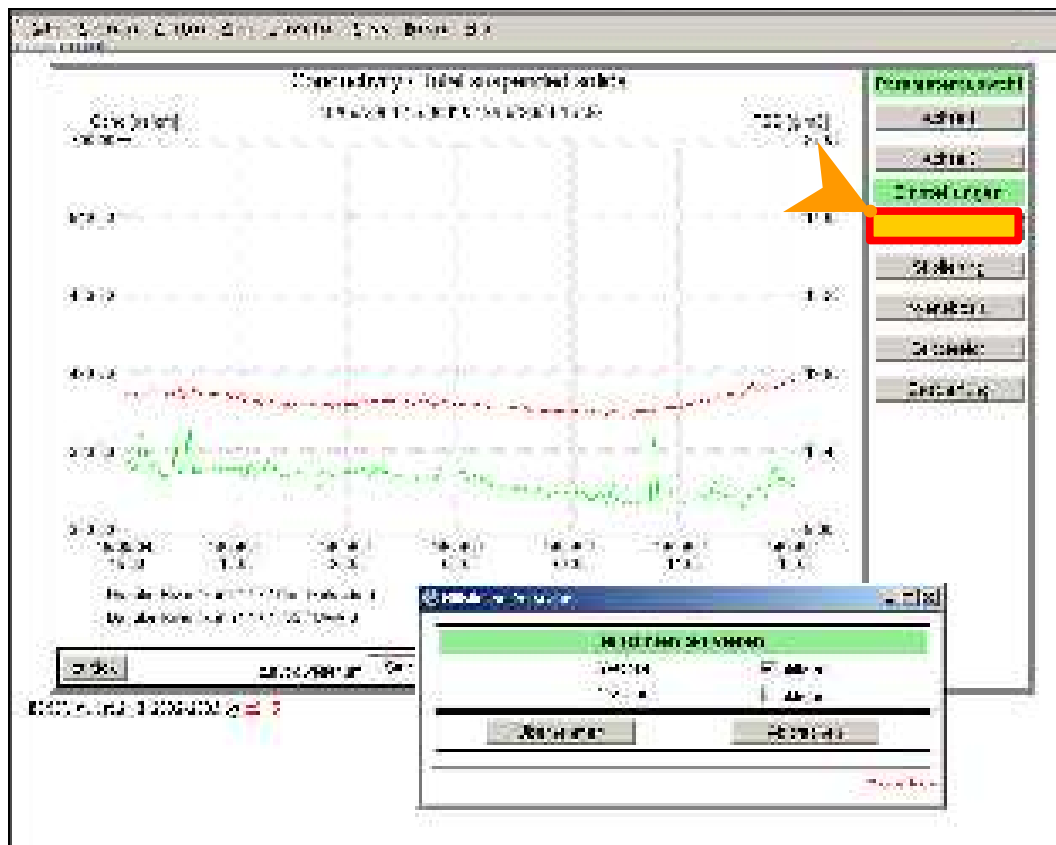


Abbildung 16: Deaktivierung/Aktivierung der Hilfslinien

(3) Skalierung

Auswahl der Skalierungsmethoden (statisch/dynamisch) und Skalengrenzen getrennt für den oberen und unteren Wertebereich beider Y-Achsen. Die Auswahl erfolgt in einem eigenen Dialog, der sich nach Klick auf den Button öffnet. Für jede Y-Achse können die Skalierungsmethoden für das obere und das untere Skalenende getrennt eingestellt werden.

Wurde für den dargestellten Parameter eine Default-Skalierung angegeben, werden diese als Voreinstellung übernommen. Der Anwender hat jedoch hier die Möglichkeit, diese Voreinstellung temporär für die Auswertung zu ändern.

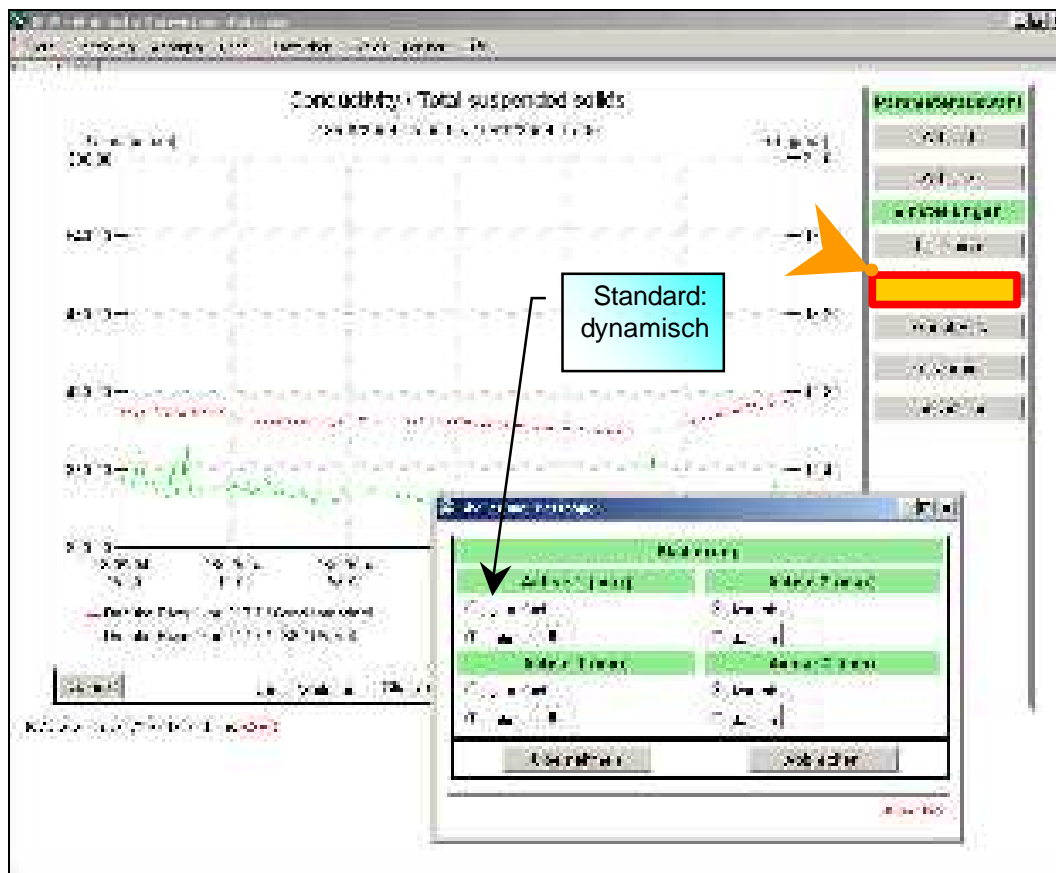


Abbildung 17: Auswahl der Skalierungsmöglichkeiten für Achse 1 und Achse 2

(4) Wertebasis

Auswahl der darzustellenden Wertebasis für die beiden Y-Achsen. Die Auswahl erfolgt in einem eigenen Dialog, der sich nach Klick auf den Button öffnet. In diesem Dialog kann der Anwender getrennt für beide Y-Achsen die Aggregationsart und, falls es die Aggregationsart erlaubt, auch das Aggregationsintervall auswählen. Nach Bestätigung der Auswahl durch Klick auf den Button "Übernehmen" wird das Diagramm mit den gewählten Einstellungen neu gezeichnet.

Durch Umstellung der Wertebasis der dargestellten Messwerte auf Halbstundenmittelwerte reduziert sich der Informationsgehalt der Diagramme und die Auswertung wird etwas übersichtlicher. Zusätzlich erfolgt die Ausgabe in der Regel wesentlich schneller, da sich z.B. bei der Umschaltung von Atomaren Werten (Minutenwerten) auf Halbstundenmittelwerte die Datenmenge auf ein Dreißigstel reduziert.

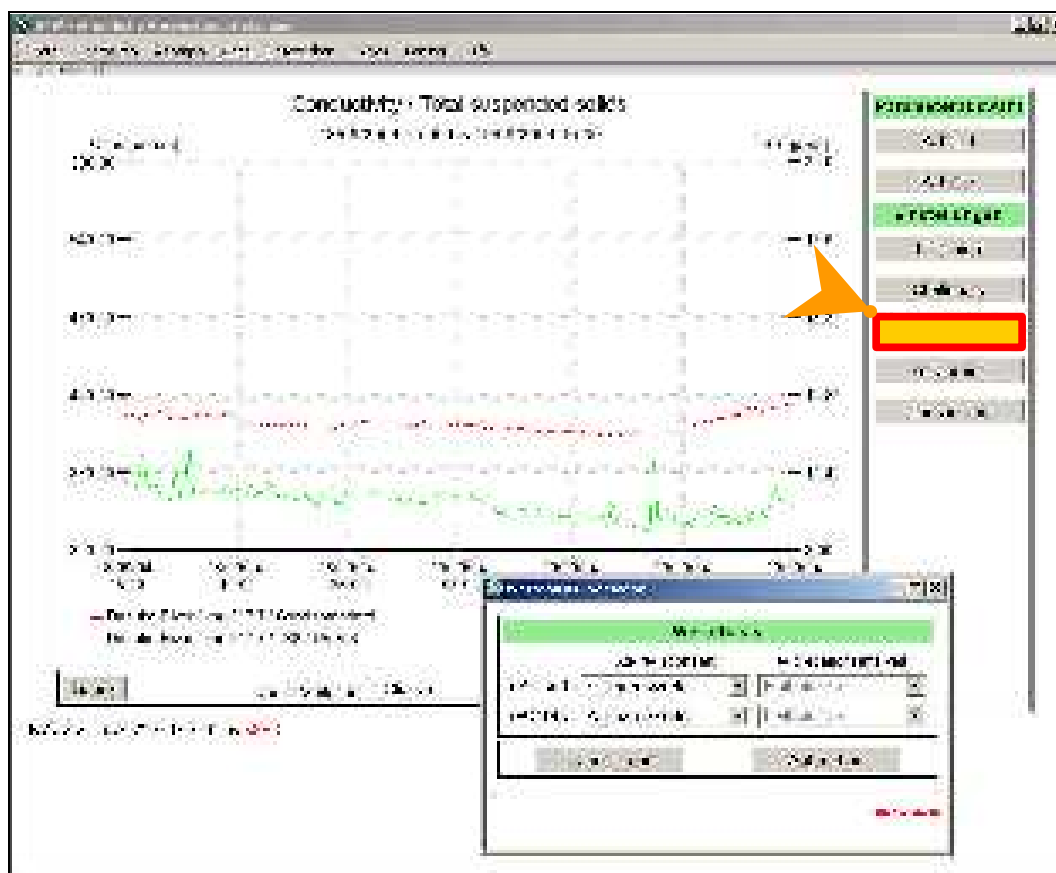


Abbildung 18: Auswahl der Wertebasis der Parameter für die Darstellung auf Achse 1 oder Achse 2

(5) Zeitbereich

Auswahl des darzustellenden Zeitbereichs in Form eines festen Intervalls oder von wählbaren Start- und Endzeitpunkt. Die Auswahl erfolgt in einem eigenen Dialog, der sich nach Klick auf den Button öffnet. Über die Schnellauswahl kann der Benutzer den darzustellenden Zeitbereich in fest vorgegebenen Stufen auswählen. Die detaillierte Auswahl erlaubt die Auswahl des Zeitbereichs minutengenau über einen Start- und einen Ende-Zeitpunkt.

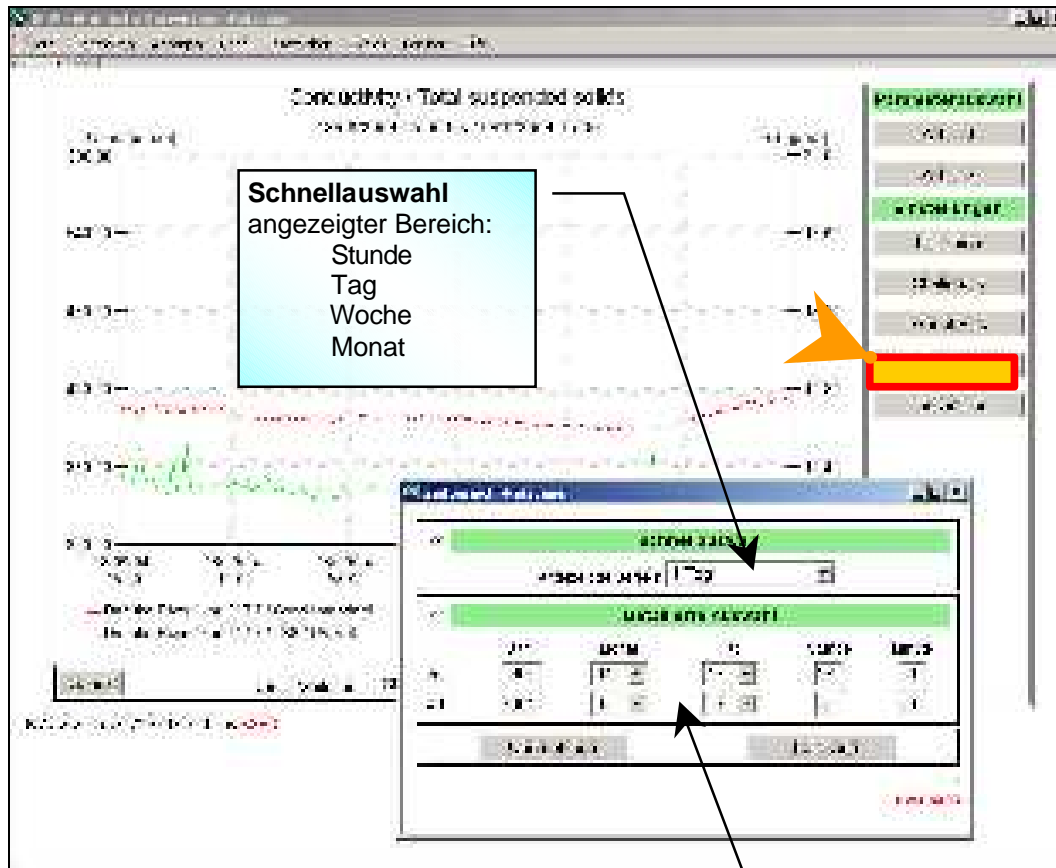


Abbildung 19: Auswahl der Zeitperiode für die Darstellung

Detaillierte Auswahl:
Auswahl der angezeigten Periode durch Wahl von
Jahr
Monat
Tag
Stunde
Minute

(6) Zeitnavigation

Durch Buttons am unteren Rand des Diagramms kann der Benutzer mit dem Diagramm in der Zeit navigieren:

1. *Weiter*: Verschieben des dargestellten Zeitbereichs um ein wählbares Intervall in Richtung Zukunft. Das Intervall kann über das Pull-Down Menü in der Mitte der Zeile eingestellt werden ("zurück/weiter um").
2. *Zurück*: Verschieben des dargestellten Zeitbereichs um ein wählbares Intervall in Richtung Vergangenheit. Das Intervall kann über das Pull-Down Menü in der Mitte der Zeile eingestellt werden ("zurück/weiter um").
3. *Letzter Messwert*: Stellt den dargestellten Zeitbereich so ein, dass die rechte Seite des Diagramms den aktuellsten vorhandenen Messwert der gewählten Messwertreihen anzeigt. Die Größe des Zeitbereichs wird nicht verändert.

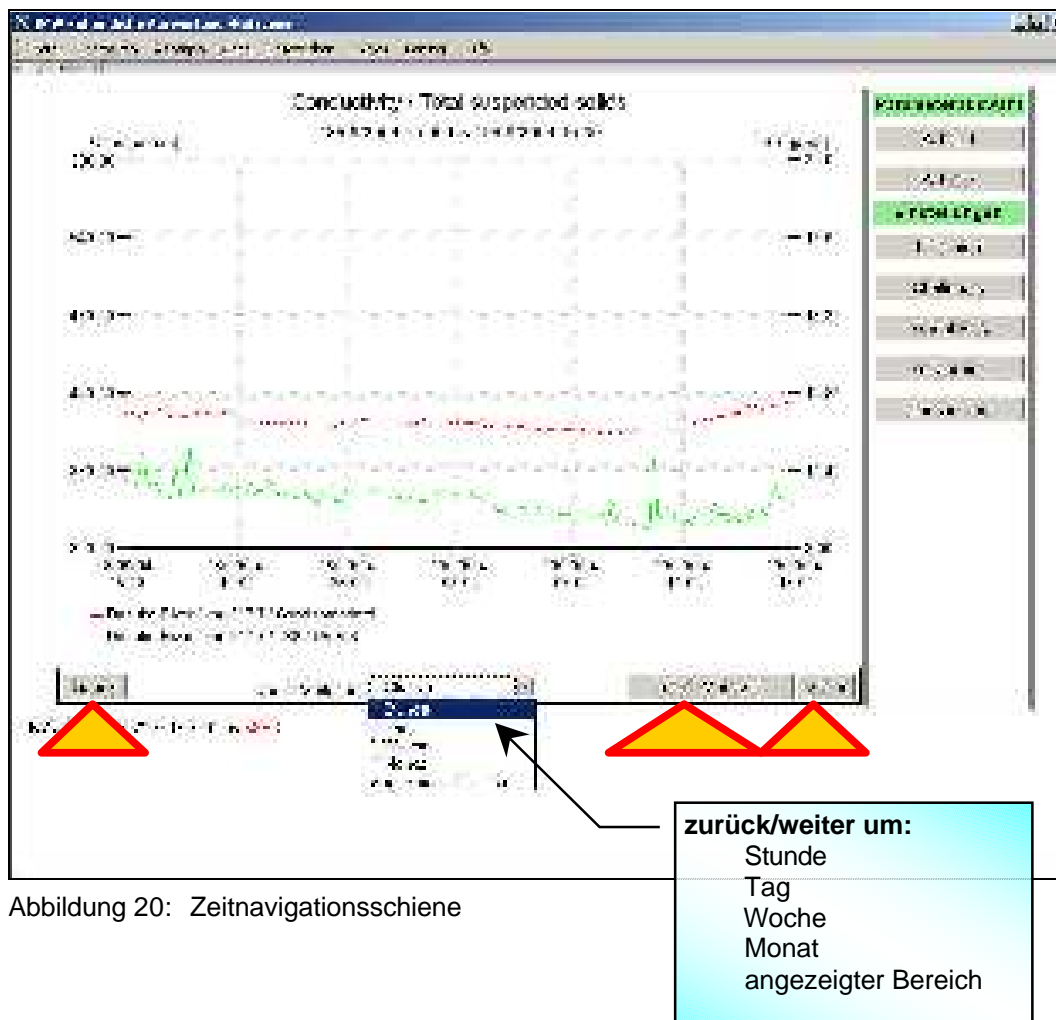


Abbildung 20: Zeitnavigationsschiene

4.3.2 FEHLENDE MESSDATEN IN DEN ZEITREIHEN - MÖGLICHE URSACHEN

Wenn man von Datenlücken in der Messnetzzentrale und weiters bei der öffentlichen grafischen Internetdarstellung (URL: <http://www.imw.ac.at> [30.05.2004]) spricht, muss unterschieden werden zwischen dem Totalausfall aller Parameter oder dem Ausfall eines bestimmten Parameters der Messstation. Des Weiteren muss unterschieden werden zwischen Messsonden welche auf im Messmedium (in-line) montiert sind, und den Sonden welche im bzw. außerhalb des Messcontainers (on-line) angebracht sind.

Folgende Gründe können für Datenlücken in der öffentlichen Darstellung der Messnetzzentrale (MNZ) verantwortlich sein:

- ➔ *Ausfall einer Sondensoftware*: eine Sondensoftware ist entweder nicht geöffnet, oder sie befindet sich nicht im externen Triggermodus (d.h. keine Datenübertragung zur zentralen Stationssoftware). Zentrale Stationssoftware ist defekt.
- ➔ *Plausibilitätscheck der Daten in der MNZ*: Die Messwerte von den Sonden der verschiedenen Messstationen im IMW-Netz durchlaufen in der MNZ einen automatisierten Überwachungsalgorithmus, der bei unsinnigen Daten die Veröffentlichung unterbindet.
- ➔ *Kabeldefekt zur Messsonde (ausgesteckt)*: eine/mehrere Messsonde(n) liefert/liefere keine Daten an den Industrie-PC.
- ➔ *Ausfall des Industrie-PC (PC ausgeschalten)*: Es können keine Daten im Industrie-PC gespeichert werden, daher auch keine GSM Verbindung von der MNZ zur Messstation möglich.
- ➔ *Pegel des Messmediums unterhalb der Sonden*: d.h. nur die Sonden im Messcontainer liefern brauchbare Daten.
- ➔ *Wartungsarbeiten*: durch Herausnehmen der Sonden aus dem Messmedium tritt der gleiche Effekt ein wie bei *Pegel des Messmediums unterhalb der Sonden*.
- ➔ *Sondendefekt*: so wie *Kabeldefekt zur Messsonde / ausgesteckt*.
- ➔ *Ausfall eines Sonden-Transmitters*: so wie *Kabeldefekt zur Messsonde / ausgesteckt*.
- ➔ *Ausfall der GSM Verbindung*: Daten werden zwar weiterhin im Industrie-PC gespeichert, aber nicht in die MNZ transferiert.
- ➔ *Stromausfall*: mit Hilfe des USV-Gerätes (unterbrechungsfreie Stromversorgung) kann man den Betrieb der Station eine gewisse Zeit aufrechterhalten, danach schaltet sich der Stations-PC ab und keine weiteren Daten werden mehr gespeichert

Verlust Sonden: Extremfall bei eine außergewöhnlichen Ereignissen (z.B. bei Extremhochwasser, starker Verklausung, Vandalismus)

5 DETAILBESCHREIBUNG DER MESSSTATIONEN

5.1 STATION KANAL GRAZ

5.1.1 MOTIVATION UND ZIEL

Während der Informationsstand auf den Kläranlagen bezüglich der quantitativen und qualitativen Belastung mit Schmutzstoffen auf Grund der regelmäßigen Eigen- und Fremdüberwachung heutzutage als sehr gut zu bezeichnen ist, weiß man über die Dynamik der Stoffströme in und aus unseren Mischwasserkanälen nach wie vor nur sehr wenig. Eine in Vorbereitung befindliche Verordnung über die Begrenzung von Emissionen aus Mischwasserentlastungen (BMLFUW, 2001) und indirekt auch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHE UNION, 2000) fordern in Zukunft eine gezielte Bewirtschaftung unserer Mischwassersysteme mit dem Ziel, die Emissionen aus Mischwasserentlastungsbauwerken zu begrenzen.

Eine gezielte Mischwasserbewirtschaftung erfordert für die Dimensionierung von Bauwerken, für Modellsimulationen und zur Erfolgskontrolle und Überwachung den verstärkten Bedarf von Daten über die Verschmutzung in und aus den Mischwasserkanälen bzw. auf Kläranlagen sowie in den Vorflutern.

Die Gewinnung von Messdaten aus Kanälen ist naturgemäß auf Grund der herrschenden Randbedingungen sehr schwierig und beschränkte sich in der Vergangenheit zumeist auf herkömmliche Probenentnahme und nachfolgender Laboranalytik. Die Gründe dafür sind bekannt und vor allem auf die technischen und organisatorischen Schwierigkeiten bei der Durchflussmessung und der Probenahme in Abwasserkanälen zurückzuführen (Scheer und Schilling, 2003).

on-line Messungen zur Ermittlung der Abwasserqualität in Kanälen mit in-situ Sonden sind in der Regel günstiger als mit Analysengeräten, allerdings nicht für alle Parameter erhältlich und weisen in der Regel auch keinen für die Messungen in Kanälen erforderlichen Explosionsschutz auf. Unter allen am Markt verfügbaren Messsystemen besteht dzt. nach Scheer und Schilling (2003) noch keine befriedigende Lösung für ein wartungsarmes System, insbesondere auch hinsichtlich der stets vorhandenen Verzopfungsgefahr der Sensoren.

Im Rahmen des Forschungsprojektes IMW wurde im Stadtgebiet von Graz im Bereich einer Mischwasserentlastung eine Kanal-Messstation errichtet. Hauptziel dieser Messstation ist es, Wasserqualitäten und -mengen bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen mit einer hohen zeitlichen Auflösung zu erfassen. Daneben werden mit der Messstation auch die abgeschlagenen Schmutzfrachten in die Mur, die Dauer und die Häufigkeiten der Entlastungsereignisse sowie die Wasserqualität im Vorfluter kontinuierlich gemessen.

5.1.2 STANDORT UND KONZEPT

Der Standort der Kanal-Monitoring-Messstation Graz befindet sich am orographisch gesehen rechten Murufer in unmittelbarer Nähe der Bertha v. Suttner Friedensbrücke (siehe Abbildung 21 und Abbildung 22).

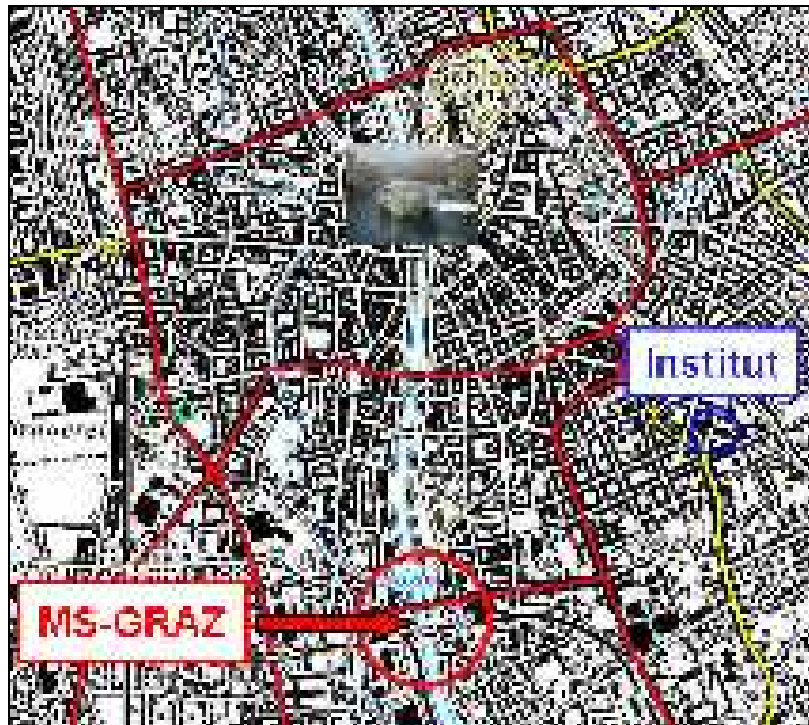


Abbildung 21: Standort der Kanal-Messstation Graz - Übersicht

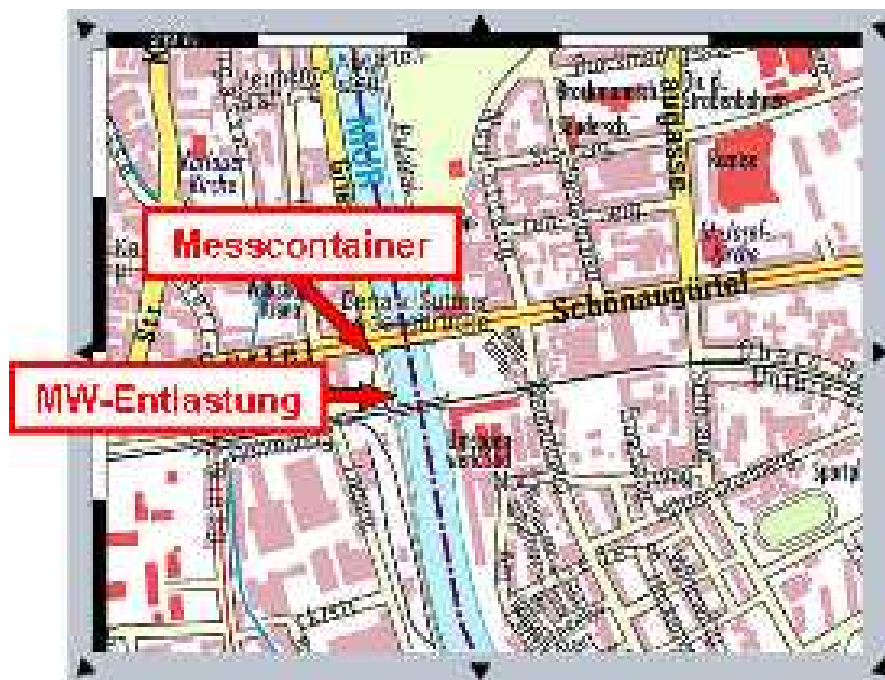


Abbildung 22: Standort der Kanal-Messstation Graz mit der dazugehörigen Mischwasserentlastung in die Mur und dem Standplatz für den Messcontainer.

Das Kanalnetz von Graz besitzt in Summe ca. 50 Mischwasserentlastungen in die Mur bzw. in die zahlreichen Stadtbäche und derzeit bis auf die letzten 2 km zur Kläranlage Graz–Gössendorf, die als Stauraumkanal (2 x 2000 DN) ausgeführt sind, und ein Mischwasserüberlaufbecken (12.000 m³) unmittelbar vor der Kläranlage, das im Zuge des Umbaus der Kläranlage errichtet worden ist, über keinerlei Stauraum zur Mischwasserbewirtschaftung.

Die Hauptgründe für die Auswahl des gewählten Mischwasserüberlaufes und für den Standort der Kanal-Messstation waren:

- Mischwasserentlastung ohne Vorentlastung
- Zugänglichkeit in die Mischwasserkammer
- Zugänglichkeit und Platz für das Aufstellen eines Messcontainers
- Vorhandensein der erforderlichen Infrastruktur (Strom, Wasser, Internet-Breitbandanbindung)
- Ausreichender Schutz gegen Vandalismus
- Nähe zum Institut

Bis auf die Zugänglichkeit in die Mischwasserkammer waren beim gewählten Mischwasserüberlauf „R-05“ all diese Voraussetzungen in beinahe optimaler Art und Weise gegeben.

Ein für die Unterbringung und Installation der Telemetrie und der nicht explosionsgeschützten Sensoren erforderlicher Messcontainer konnte unmittelbar über der Mischwasserkammer auf einem Wiesenstreifen am Parkplatz eines Möbelhauses aufgestellt werden (Abbildung 23).



Abbildung 23: Der Messcontainer der Messstation in Graz

Glücklicherweise befindet sich unmittelbar neben dem gewählten Standplatz des Containers auch die Heizungszentrale des Möbelhauses, von dem dankenswerterweise der zum Betrieb der Messstation erforderliche Strom und auch das Reinwasser bezogen werden konnte.

Auch die Zufahrt zum Container ist über den Parkplatz des Möbelhauses leicht möglich. Das Grundstück für den Aufstellplatz des Containers wurde dankenswerterweise von

Seiten der Stadt Graz längerfristig angemietet.

Die gewählte Mischwasserentlastung „R-05“ besteht aus einem Mischwasserüberlauf mit einer gekrümmten Überlaufschwelle und einer relativ kurzen Drosselstrecke (DN 600). Abbildung 24 zeigt die geometrischen Verhältnisse des Mischwasserentlastungsbauwerkes.



Abbildung 24: Die Geometrie des Mischwasserentlastungsbauwerkes „R-05“ in Graz

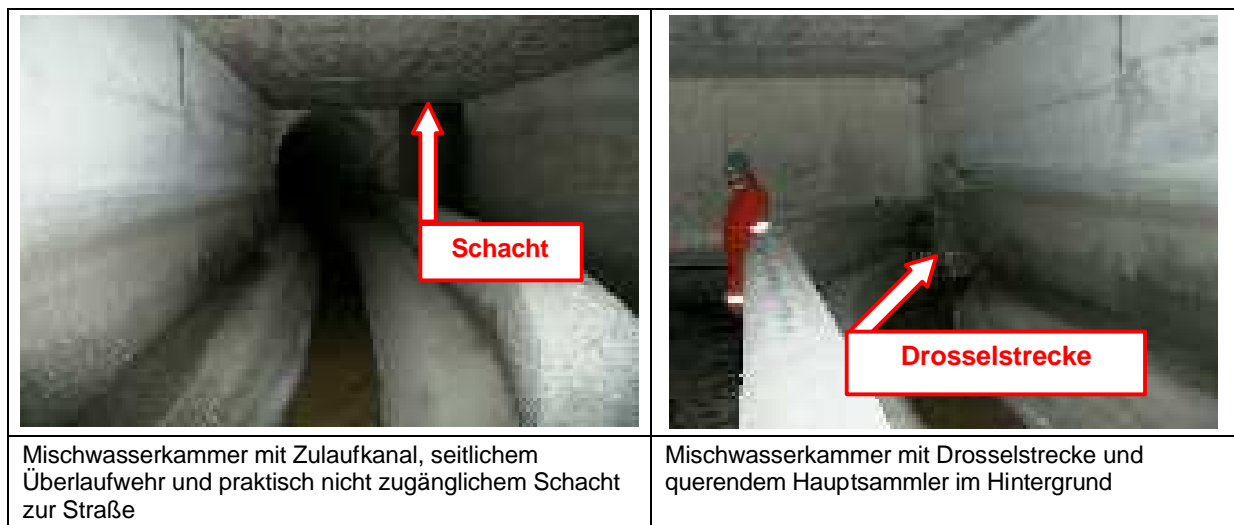


Abbildung 25: Blick in die Mischwasserkammer

Die Fotos in Abbildung 25 gewähren einen Blick in die Mischwasserkammer. Die Drosselstrecke mündet bereits nach ca. 3 m in einen der großen Hauptsammler von Graz, der zu dem auch noch mitten durch die Mischwasserkammer verläuft, was die Zugänglichkeit der Kammer erheblich erschwert. Die Zugänglichkeit der Mischwasserkammer wird außerdem noch dadurch erschwert, dass sich der einzige in die Kammer führende Schacht über einer der meist befahrenen Straßen von Graz befindet, was einen regelmäßigen Zugang zur Mischwasserkammer praktisch unmöglich macht. Die Zugänglichkeit in die Mischwasserkammer war ursprünglich nur über den ca. 90 m langen Entlastungskanal zur Mur möglich, welche jedoch auf Grund der geltenden Sicherheitsbestimmungen für den Einstieg in Kanalisationsanlagen nicht zulässig ist.

Um eine regelmäßige Zugänglichkeit in die Mischwasserkammer zu gewährleisten, wurden dankenswerterweise von Seiten des Kanalbauamtes der Stadt Graz zwei wesentliche bauliche Maßnahmen durchgeführt (Abbildung 26).



Abbildung 26: Erforderliche bauliche Maßnahmen zur Erreichung der Zugänglichkeit in die Mischwasserkammer der Kanal-Messstation Graz

Zum einen wurde unmittelbar vor der Mischwasserkammer auf den Entlastungskanal ein zusätzlicher Schacht gesetzt, der eine einigermaßen gesicherte Begehung der Mischwasserkammer zu Wartungszwecken erlaubt. Zum anderen wurden von oben her in die Decke der Mischwasserkammer 3 Kernbohrungen gebohrt, durch welche die erforderlichen Messkabel und Schläuche aus der Kammer in den Messcontainer an die Erdoberfläche geführt werden konnten.

Das Einzugsgebiet der Mischwasserentlastung R-05, welches über keinerlei Vorentlastungen verfügt, weist insgesamt eine Größe von 350 ha auf. Der Anteil der befestigten Fläche beträgt 118,4 ha_{red} und der undurchlässige Anteil nach ATV Arbeitsblatt A 128 (1992) 102 ha_u (Abbildung 27).

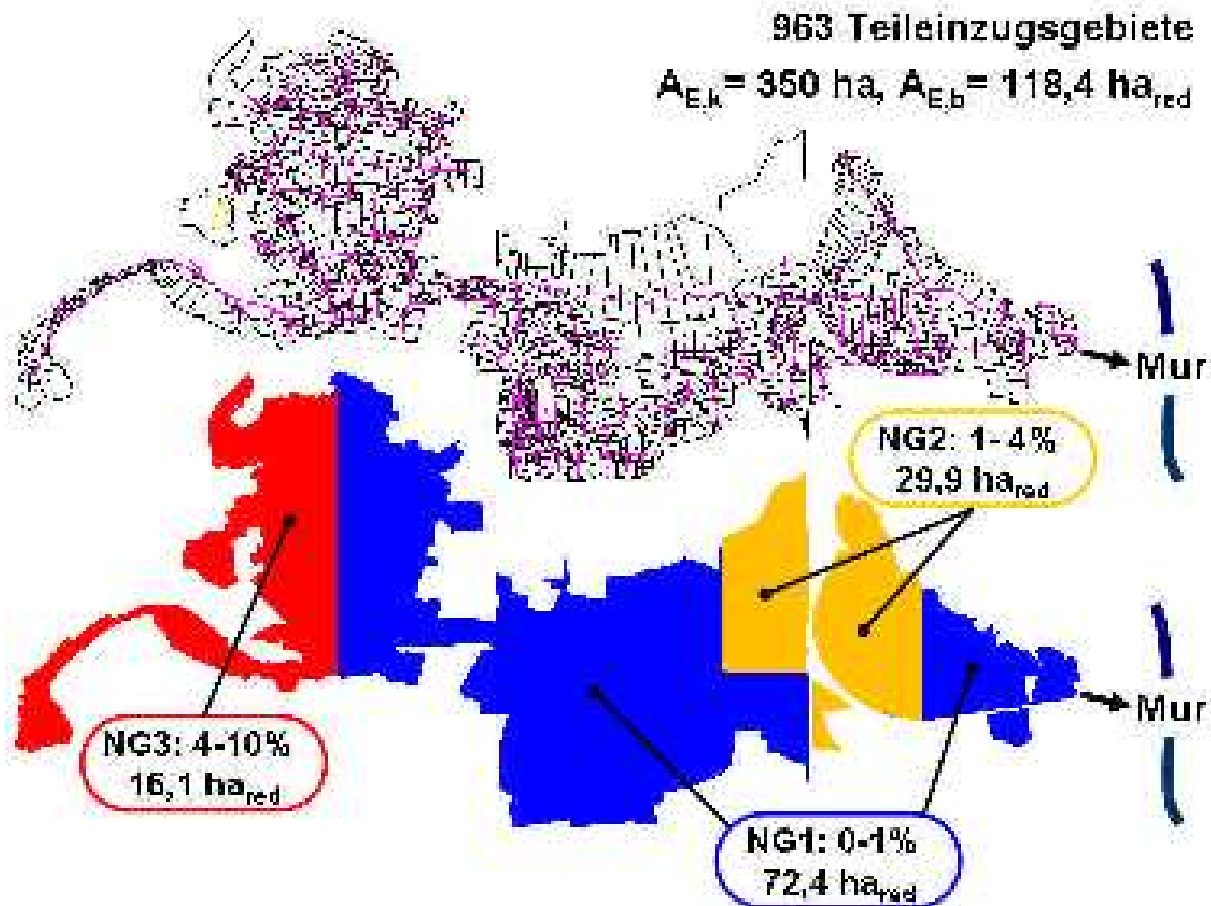


Abbildung 27: Das Einzugsgebiet und dessen unterschiedliche Neigungsgruppen (nach Haring, 2004)

Das Einzugsgebiet weist, wie in Abbildung 27 dargestellt, unterschiedliche Gefälleverhältnisse der Teileinzugsgebiete auf, welche sich drei verschiedenen Neigungsgruppen (NG) zuordnen lassen.

Ein weiterer wesentlicher Grund für die Auswahl des Standortes war, dass sich in unmittelbarer Nähe der Einmündung des Entlastungskanal die Schneeabwurfstelle des Wirtschaftshofes der Stadt Graz befindet, welche sich hervorragend für die Befestigung eines Sondensystems in die Mur eignete (Abbildung 28).

Mit diesem Sondensystem sollte versucht werden, den immissionsseitigen Einfluss von Mischwassereinleitungen in die Mur zu erfassen. Zu diesem Zwecke wurde direkt in der Mur im Schutze eines Stahlkorbes eine ionensensitive Ammonium/pH/Temperatur-Sonde installiert.

Die Mur weist in Graz eine mittlere Wasserführung von $117 \text{ m}^3/\text{s}$ und eine Niederwasserführung von $24 \text{ m}^3/\text{s}$ auf.



Abbildung 28: Immissionsseitiges Sondensystem in der Mauer zur Erfassung des Einflusses von Mischwassereinleitungen oberhalb der Messstation, Schneeabwurfstelle des Wirtschaftshofes der Stadt Graz

5.1.3 KONZEPTION UND AUSSTATTUNG DER MESSSTATION

Abbildung 29 gibt einen Überblick über die im Bereich der Mischwasserkammer Graz installierten Mess- und Überwachungssysteme.

Da nach den Vorgaben des Kanalbauamtes Graz prinzipiell nur explosionsgeschützte Sensoren mit einer entsprechenden Ex-Schutz-Zertifizierung direkt in der Mischwasserkammer bzw. im Kanal eingebaut werden durften, war für die restlichen Sensoren zur Abwasserqualitätsmessung die Installation und der Betrieb eines Bypasses aus der Mischwasserkammer in einen Messcontainer erforderlich.

Da die dabei zu überwindende Saughöhe ohne Berücksichtigung der Verluste mit ca. 6 m bereits im physikalischen Grenzbereich des noch Saugbaren liegt, wurde für die Bypass-Förderung nach eingehenden Marktrecherchen eine explosionsgeschützte Peristaltikpumpe gewählt (linkes Foto in Abbildung 30). Eine explosionsgeschützte Pumpe deshalb, da diese bei auftretenden Saugproblemen auch direkt an der Decke der Mischwasserkammer montiert hätte werden können. Die installierte Pumpe fördert einen Volumenstrom von bis zu 3 l/min.

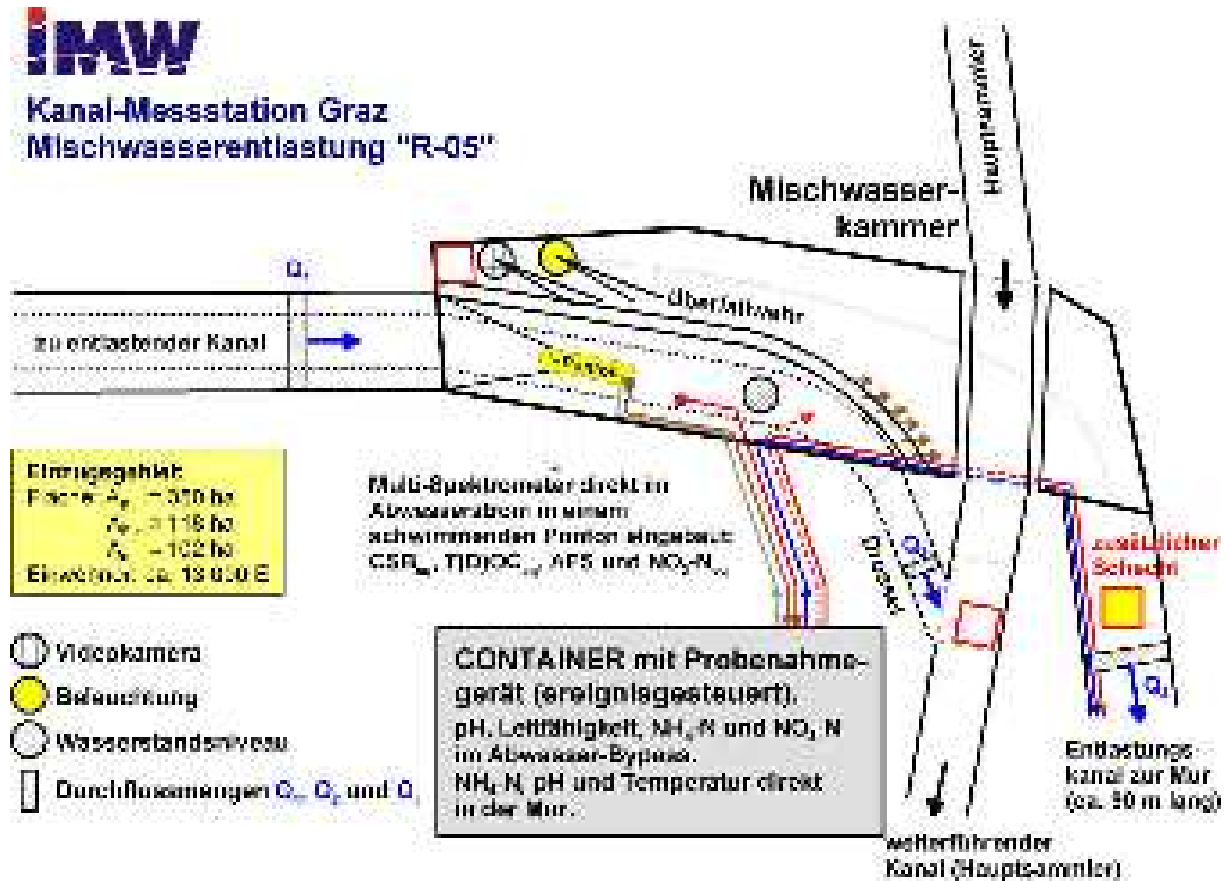


Abbildung 29: Konzeption und Ausstattung der Messstation Graz

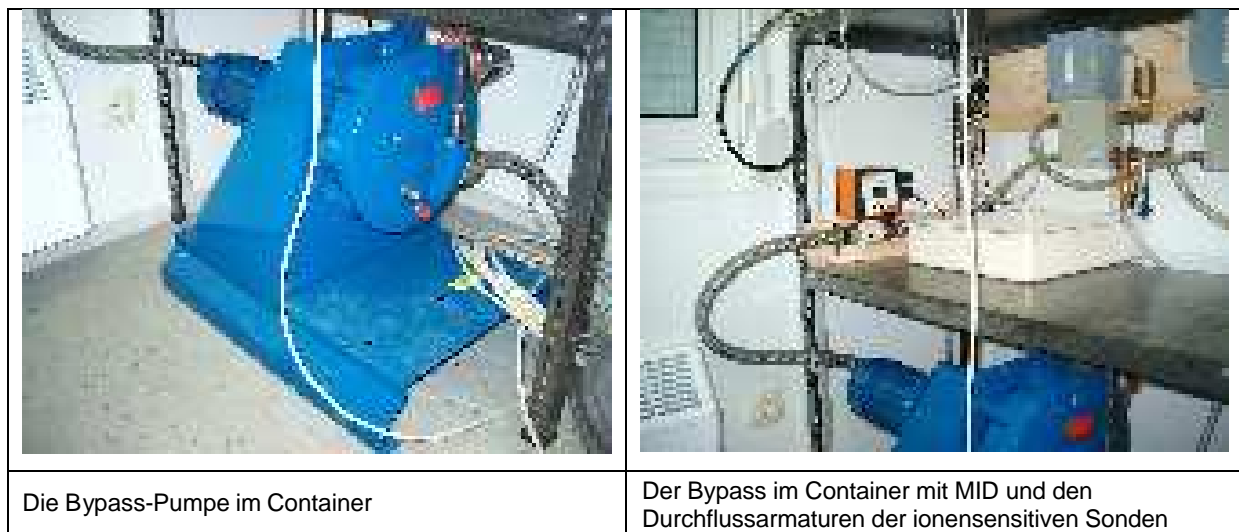


Abbildung 30: Bypasspumpe im Messcontainer

Der Förderstrom durch den Bypass wird mit einem magnetisch induktiven Durchflussmesser gemessen (rechtes Foto in Abbildung 30). Weiters im Bypass eingebaut sind zwei Durchflussarmaturen mit automatischer Wasserspülung und eine Leitfähigkeitssonde (Abbildung 31). Die beiden Durchflussarmaturen sind mit jeweils zwei ionensensitiven Elektroden, einer Referenzelektrode und einem Temperaturfühler bestückt. Gemessen werden in den Armaturen die Parameter Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, pH-Wert und die Temperatur.



Abbildung 31: Installation der Sonden im Messcontainer

Die Bypass-Leitung führt vom Sohlbereich des Kanals in den Messcontainer. Abbildung 32 zeigt den Ansaugpunkt des Bypasses unmittelbar vor Beginn der Drosselstrecke und das Ende der Bypass-Leitung in der Mischwasserkammer.



Abbildung 32: Bypass- und Kabeldurchführung in die Mischwasserkammer

Des Weiteren befinden sich im Container noch ein gekühltes Probenahmegerät zur ereignisgesteuerten Probenahme von Referenzproben während Mischwasserereignissen und die restliche Telemetrie der Messstation, wie ein Industrie-PC zur Datenerfassung und Datenübertragung der Messdaten in die Messnetzzentrale und zur Konfiguration und Parametrierung der Messstation, sowie die gesamte Energieversorgung der Messstation und die Messwertumformer der Durchflussmengen- und Höhenstandsmesssysteme.

Direkt im Abwasserstrom in der Mischwasserkammer eingebaut ist ein in einem schwimmenden Ponton integrierter Multi-Spektrometer zur Erfassung der organischen

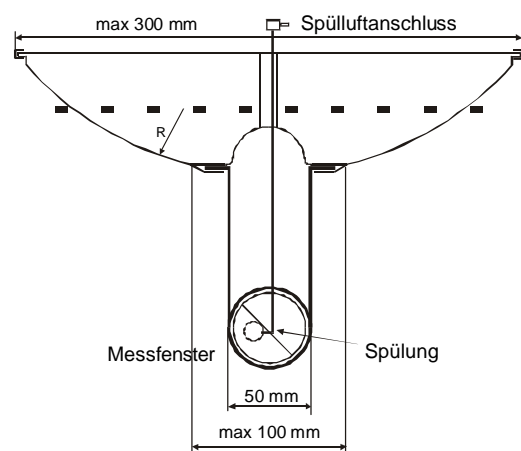
Kohlenstoffverbindungen, der Feststoffkonzentrationen, des Nitrats und der Abwassertemperatur. Um nicht nur im Falle von Entlastungsereignissen Informationen über die Abwasserqualität zu erhalten, wurde der Ponton mit dem Multi-Spektrometer zur Erfassung der in den Vorfluter abgeschlagenen Schmutzfrachten nicht im Entlastungskanal, sondern in der Schmutzwasserrinne des Zulaufkanals montiert. Dafür wurde der Ponton mit Stahlseilen von der Decke der Mischwasserkammer abgehängt und mit zusätzlichen Seilen von der Rück- und Seitenwand der Kammer fixiert (Abbildung 33).



Der installierte Ponton und seine Aufhängung in der Mischwasserkammer

Abbildung 33: Einsatz eines Pontons

Ponton mit Spektrometer-Sonde



Schnitt durch den Ponton und dem integrierten Spektrometer (Quelle: s::can)

Dies garantiert zum einen ein Eintauchen des Messfensters auch bei geringsten Abwassermengen während der Nachtstunden und zum anderen im Entlastungsfall einen repräsentativen Messort des Messfensters im Bereich der Überlaufschwelle sowie eine Rückkehr des Pontons in die Schmutzwasserrinne nach Regenereignissen.

Abbildung 34 bis Abbildung 36 zeigen Bilder des Pontons bei unterschiedlichen Abflussbedingungen im Kanal.

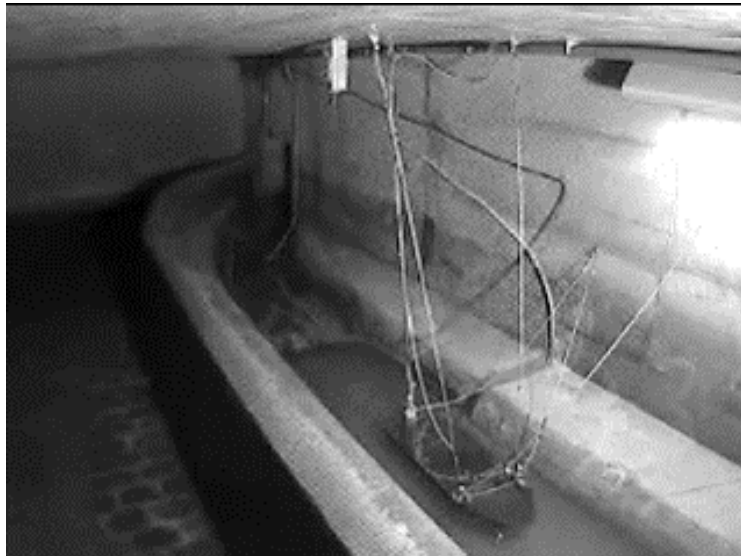


Abbildung 34: Ponton bei Trockenwetterabfluss



Abbildung 35: Ponton bei Mischwasserabfluss



Abbildung 36: Ponton bei Starkregenabfluss

Das Messfenster des Spektrometers wird in regelmäßigen Abständen mit Druckluft gereinigt. Zur Referenzierung und zum Erstellen von Kalibrationen wurde der Ansaugschlauch des Probenahmeegerätes direkt am Kiel des Pontons in unmittelbarer Nähe des Messfensters fixiert.

Im Zulaufkanal zur Mischwasserkammer wurde zur Messung der dem Mischwasserüberlauf zufließenden Wassermengen (Q_1) ein berührungsloses Radarmessverfahren (Abbildung 37) und im Entlastungskanal zur Messung der abgeschlagenen Wassermengen (Q_3) ein Ultraschall-Korrelationsmessverfahren mit getrennter Wasserstandsmessung eingebaut (Abbildung 38).

Für die zumindest temporäre Messung der durch die Drosselstrecke abfließenden Wassermenge (Q_2) konnte bis dato leider noch kein Messsystem ausfindig gemacht werden, welches den Durchfluss in der sehr schwierigen Messumgebung der Drossel zuverlässig misst. Damit würde nämlich die Möglichkeit bestehen, den Zu- und die beiden Abflusspfade zu bilanzieren, womit man auch in der Lage wäre, Aussagen über die Genauigkeit der Durchflussmengenmesssysteme zu machen.

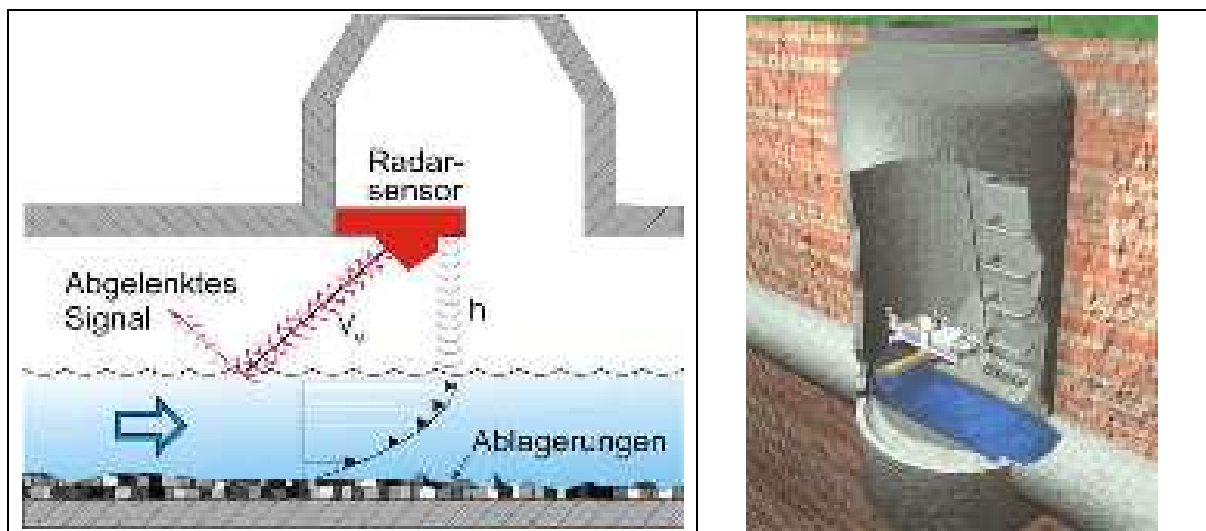


Abbildung 37: Radarmesssystem mit integrierter Ultraschall-Höhenstandsmessung zur Erfassung der Zulaufwassermengen Q_1 (Quelle: <http://www.utek.at>)

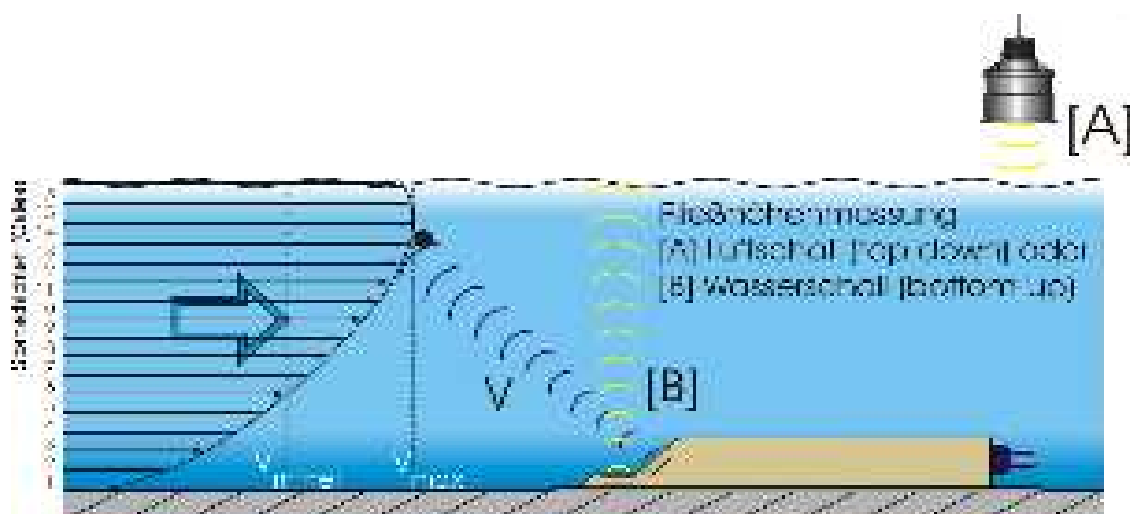


Abbildung 38: Ultraschall-Korrelationsmessverfahren mit externer Höhenstandsmessung zur Erfassung der abgeschlagenen Wassermengen Q_3 (Quelle: <http://www.nivus.de>)

Zur Messung der hydraulischen Entlastungsraten und Entlastungsdauern wurde in der Mischwasserkammer zusätzlich auch noch ein Ultraschall-Wasserstandssensor an der Decke montiert. Der Wasserstandssensor triggert des Weiteren auch das Probenahmegerät im Messcontainer und aktiviert die Aufzeichnung der Entlastungsereignisse auf einen Videorecorder.

Für die Kontrolle und Beobachtung des Pontons und zur Aufzeichnung von Entlastungsereignissen wurden in der Mischwasserkammer eine explosionsgeschützte Videokamera (Abbildung 39) und ein leistungsstarker Scheinwerfer zur Ausleuchtung der Kammer montiert.



Abbildung 39: Videokamera und Beleuchtung zur Kontrolle und Aufzeichnung von Mischwasserereignissen

Zur Erfassung des immissionsseitigen Einflusses von Mischwassereinleitungen in die Mur wurden im Schutze eines Stahlkorbes von der Schneeabwurfstelle des Wirtschaftshofes in die Mur eine ionensensitive $\text{NH}_4\text{-N}$ -Sonde, eine pH-Sonde und ein Temperatursensor abgehängt (Abbildung 28). Auch dieses Sensorsystem wird regelmäßig mit Druckluft gereinigt.

5.2 STATION DONAU WIEN

5.2.1 MOTIVATION UND ZIEL

Anhand einer konkreten Anwendung im Fließgewässer sollte im Zuge des Projekts gezeigt werden, welche Informationen aus on-line Datensätzen abgeleitet werden können, die über einen Zeitraum von mindestens einem Jahr in einem großen Fließgewässer gewonnen werden.

Es wurde dazu eine Messstelle ausgewählt, an der mittelfristig deutliche Änderungen der Wasserqualität zu erwarten sind. Die Qualitätsänderungen beruhen auf dem Ausbau der Hauptkläranlage Wien Simmering, auf laufenden Umbauten und Verbesserungen im Kanalisationssystem der Stadt, auf der summarischen Wirkung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet und auf Auswirkungen der Stauhaltung Freudenau.

Insbesondere wurde erwartet, Besonderheiten in folgenden Aspekten aufzeigen zu können:

- Empfindlichkeit bei der Detektion von Trends
- Ursache - Wirkungsbeziehungen
- Örtliche Aspekte der Beeinträchtigung (Einmischung der "Abwasserfahne" der Hauptkläranlage Wien Simmering in die Donau)
- Periodizität von Qualitätsdaten
- Unterscheidung zwischen Hintergrundbelastung und Punktquelle

5.2.2 STANDORT, INFRASTRUKTUR UND RECHTLICHE VORAUSSETZUNGEN

Es wurde eine Messstelle ausgewählt, an der mittelfristig deutliche Änderungen der Wasserqualität zu erwarten sind, und deren prinzipielle Charakteristik auch schon aus anderen jahrelangen Messprogrammen (WWK/UBA, 2003) gut dokumentiert ist. Am besten für dieses Vorhaben geeignet, erschien das rechte Ufer bei der Produkt-Rohrbrücke der OMV-AG an der Grenze zwischen Wien und Niederösterreich beim Strom-km 1917,70.

Flussaufwärts beträgt der Abstand zur Einleitung der Hauptkläranlage Wien Simmering (HKA-Wien) und zum Kraftwerk Freudenau rund 3,5 km (siehe Abbildung 41). Eine Erweiterung der HKA-Wien ist derzeit in Bau und soll bis zum Jahr 2005 abgeschlossen sein.

Die Wasserführung der Donau im Bereich von Wien beträgt bei Niederwasser rd. 900 m³/s, bei Mittelwasser rd. 1.500 m³/s und bei Hochwasser (HW100) rd. 10.400 m³. Siehe dazu auch Abbildung 40.

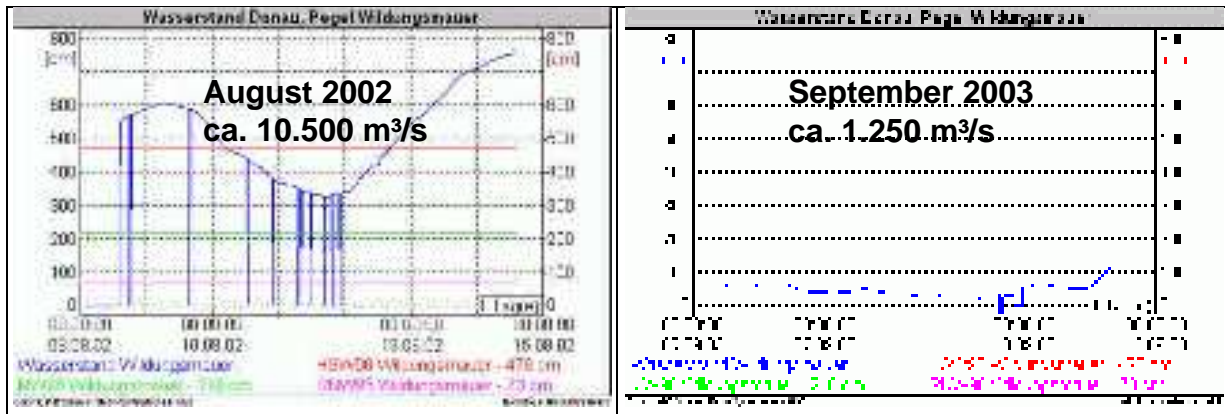


Abbildung 40: Beispiele von Wasserständen der Donau. Quelle: URL <http://www.noel.gv.at/> [12.09.2003]
Anm.: Wildungsmauer liegt ca. 23 Flusskilometer unterhalb der Messstation

Es wurden alle Beteiligten informiert und in den Entstehungsprozess integriert. Dazu war eine Erlaubnis (i) für einen Stromanschluss, (ii) zur Befestigung einer Konsole (Stahlkonstruktion auf der der Messcontainer überflutungssicher aufgestellt werden kann) mit Schlagdübeln an dem Brückenwiderlager und (iii) zur Befestigung eines Rohres, auf der zugehörigen Stiege bei der Produkt-Rohrbrücke, in dem die Versorgungskabel hochwassersicher und v.a. vandalsicher untergebracht werden können, erforderlich.

Ein weiterer Punkt war die Erlaubnis der Eigentümer zum Betreten der Liegenschaften, auf denen sich das Brückenwiderlager befindet. Dies waren einerseits die Agrargemeinschaft Mannswörth und andererseits die Wasserstraßendirektion in 1030 Wien. Ebenso wurde von der Agrargemeinschaft Mannswörth ein Schlüssel zu einem Schranken übergeben, der es erlaubt, die ca. 0,9 km lange Privatstraße von einem Schranken bis zum Messcontainer mit dem Auto zu benutzen.

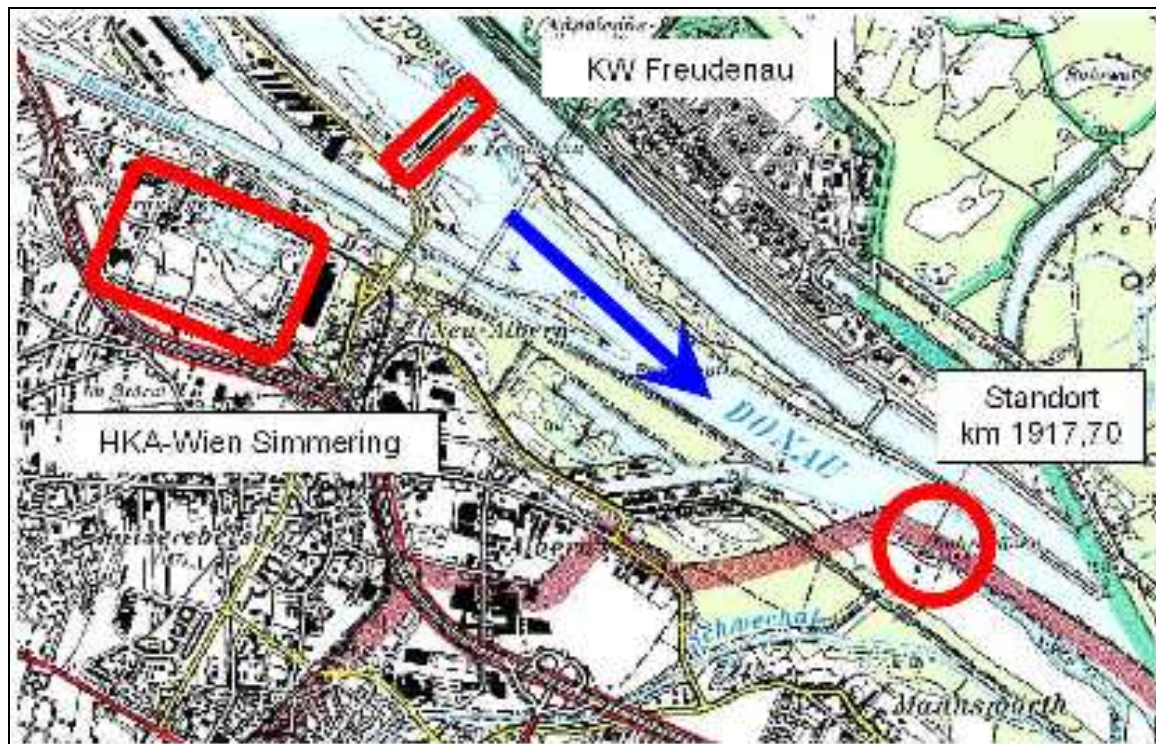


Abbildung 41: Lage der Messstation Donau in Relation zur HKA-Wien Simmering und dem KW Freudenu

5.2.3 KONZEPTION UND ERRICHTUNG DER MESSSTATION

Da die Schifffahrtsrinne bei der Produkt-Rohrbrücke sehr nah am rechten Donauufer angrenzt, wurde von einer ursprünglich schwimmenden Ponton-Konstruktion, auf der alle Messsonden montiert sind, Abstand genommen. Auch der um mehr als 7 Meter stark schwankende Wasserspiegel an der Donau zwischen Niederwasser und Hochwasser kann als erschwerend eingestuft werden.

Schlussendlich kam eine teilweise bewegliche Sondenkorb-Konstruktion zum Einsatz, die es erlaubt, auch bei höherem Wasserstand Wartungs- und Kalibrationsarbeiten durchführen zu können. Dies wird dadurch erreicht, indem man den Sondenkorb auf einem Schlitten, der durch Schienen geführt wird, teilweise aus dem Wasser zieht. Die Lage der Messstation an der geplanten Messstelle und die einzelnen Teile sind in Abbildung 42 bis Abbildung 45 zu sehen.

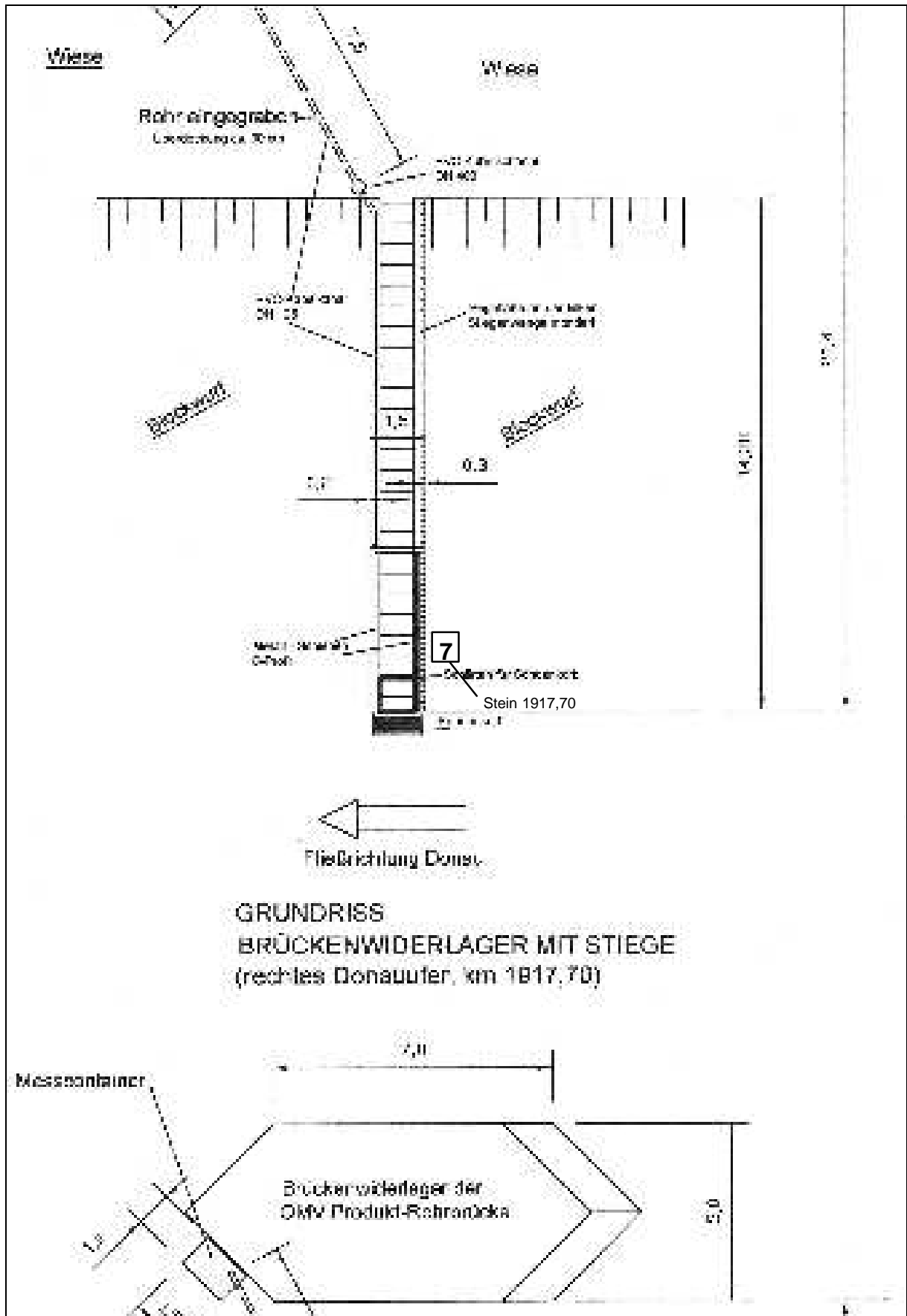


Abbildung 42: Grundriss der Messstation bei der OMV-Produkt-Rohrbrücke beim Stromkilometer 1917,70 am rechten Donauufer.

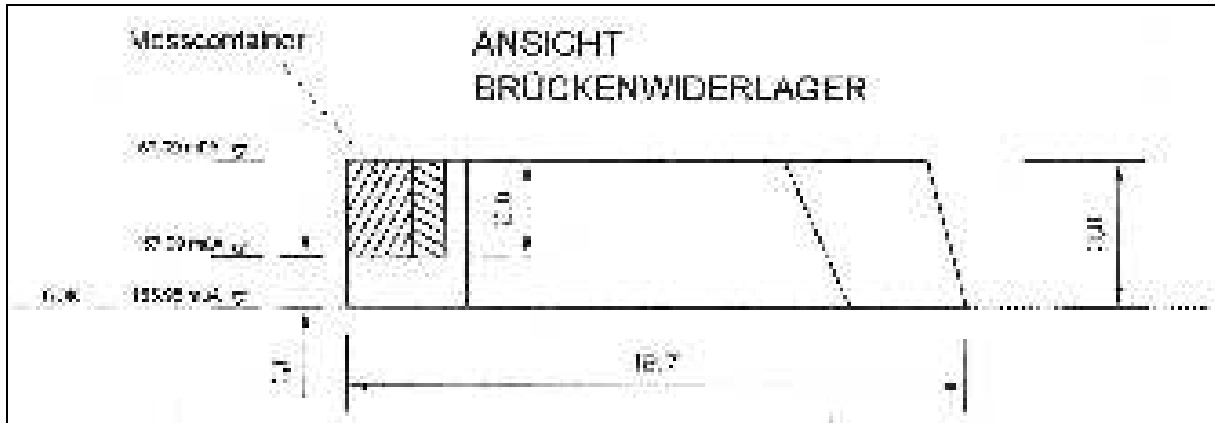


Abbildung 43: Ansicht des Brückenwiderlagers der OMV Produkt-Rohrbrücke mit dem Messcontainer

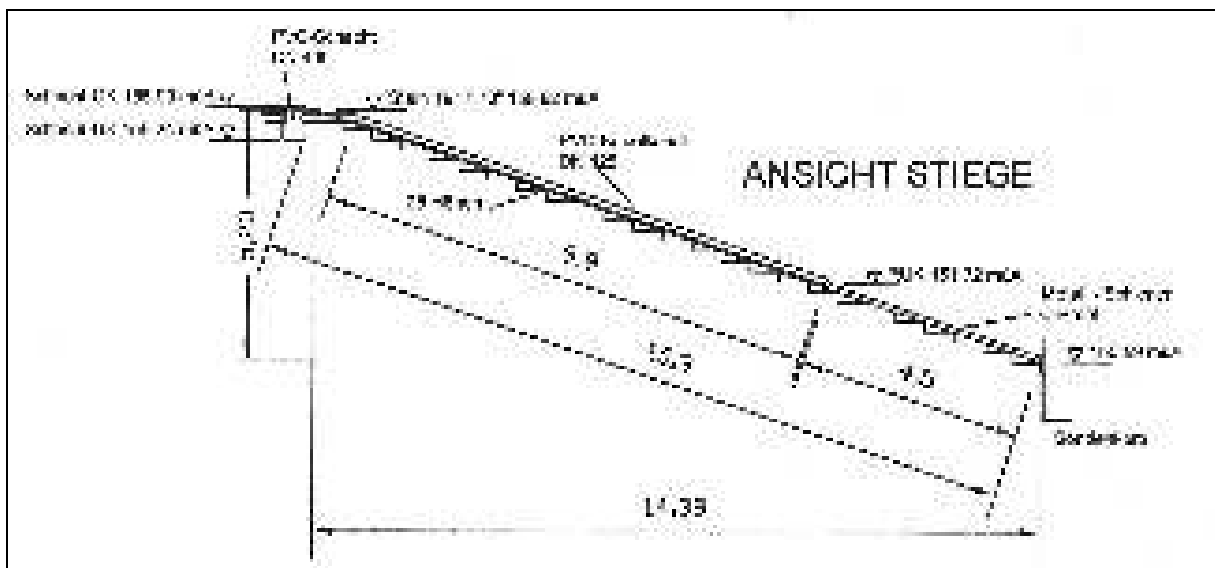


Abbildung 44: Ansicht der Stiege in die Donau

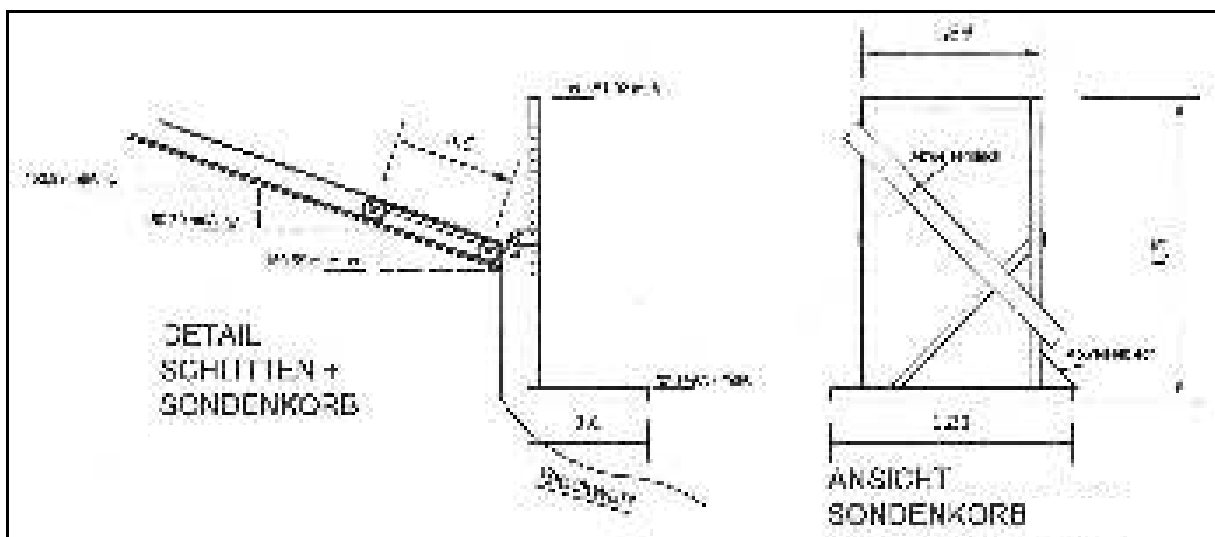


Abbildung 45: Detail Schlitten und Sondenkorb in der Messposition (senkrechte Lage des Sondenkorbes)

5.2.3.1 ERREICHBARKEIT DER SONDEN FÜR WARTUNGS- UND KALIBRIERARBEITEN

Es sollte eine theoretische Erreichbarkeit der Messsonden von 70% bis 75%, über das Jahr betrachtet, gegeben sein. Diese Voraussetzung bestimmte die relative Höhe der Lage des Sondenkorbs in Wartungsposition in Relation zum absoluten Wasserspiegel der Donau bei der Messstelle. Die Grundlage zur Berechnung der theoretischen Erreichbarkeit vor Installation des Sondenkorbs waren Daten eines Pegelschreibers der OMV-Raffinerie Schwechat vom 25.04.01 bis 12.06.02, der nur knapp flussabwärts von der Stiege in die Donau bei der Produkt-Rohrbrücke angebracht ist.

Durch das sehr niederschlags- und damit abflussarme Jahr 2003 wurde diese theoretische Erreichbarkeit jedoch weit übertroffen. Alleine durch den tiefen Wasserspiegel der Donau unterhalb der fix montierten Messsonden am Sondenkorb verursachte alleine im Jahr 2003 einen Datenverlust von 25% im Vergleich zu den maximal möglichen theoretischen Messungen (bei Annahme eines 10-Minuten Standard-Messintervalls). Der Sondenkorb war während der ganzen Zeit in Messposition, dies entspricht der tiefstmöglichen Lage in der Donau.

Die vom Land Niederösterreich (<http://www.noel.gv.at/> [25.11.2002]) veröffentlichten Pegelstände der Station Wildungsmauer wurden als Datengrundlage nicht herangezogen, da sich die Station ca. 23 Flusskilometer unterhalb der damals geplanten IMW Donaumesstation befindet, und innerhalb dieser Strecke auch andere Zubringer in die Donau münden (z.B. Schwechat, Fischa), die den Wasserspiegel der Donau beeinträchtigen.

5.2.3.2 VORBEREITENDE ARBEITEN AN DER MESSSTELLE

Wie in Abbildung 46 ersichtlich wurde der Messcontainer ca. 1,1 Meter über der Geländeoberkante auf Stahlkonsolen direkt an das Brückenwiderlager montiert, damit er kleinere Hochwässer unbeschadet übersteht. Die Abmessungen des Containers betragen in der Breite 1,5 m, Tiefe 1,0 m und in der Höhe ca. 2,0 m. Bei Bedarf erlauben diese Abmessungen auch bei widrigen Wetterverhältnissen ein manuelles Bedienen der Geräte im Messcontainer.

Nachdem die eine Elektrofirma nach Vorgabe und den Richtlinien der OMV-Raffinerie Schwechat den Stromanschluss von der OMV-Produkt-Rohrbrücke zum Messcontainer am rechten Brückenwiderlager errichtet hat, konnten die eigentlichen Adaptierungsarbeiten beginnen.

Anfangs musste eine Künette für den Kabelkanal DN 150 auf einer Länge von 7,5 Meter und die Grube für den Kabelschacht (PVC-Schacht DN 400) hergestellt werden, um die Befahrbarkeit des Treppelweges aufrechtzuerhalten. Dies war ohne geeignetes Gerät besonders schwierig, da sich knapp unterhalb der Grasnarbe der Blockwurf zur Böschungssicherung befindet. Der Schacht war notwendig, um ein nachträgliches störungsfreies Einziehen der Sondenkabel und Spülleitungen in die Kabelkanäle zu ermöglichen.

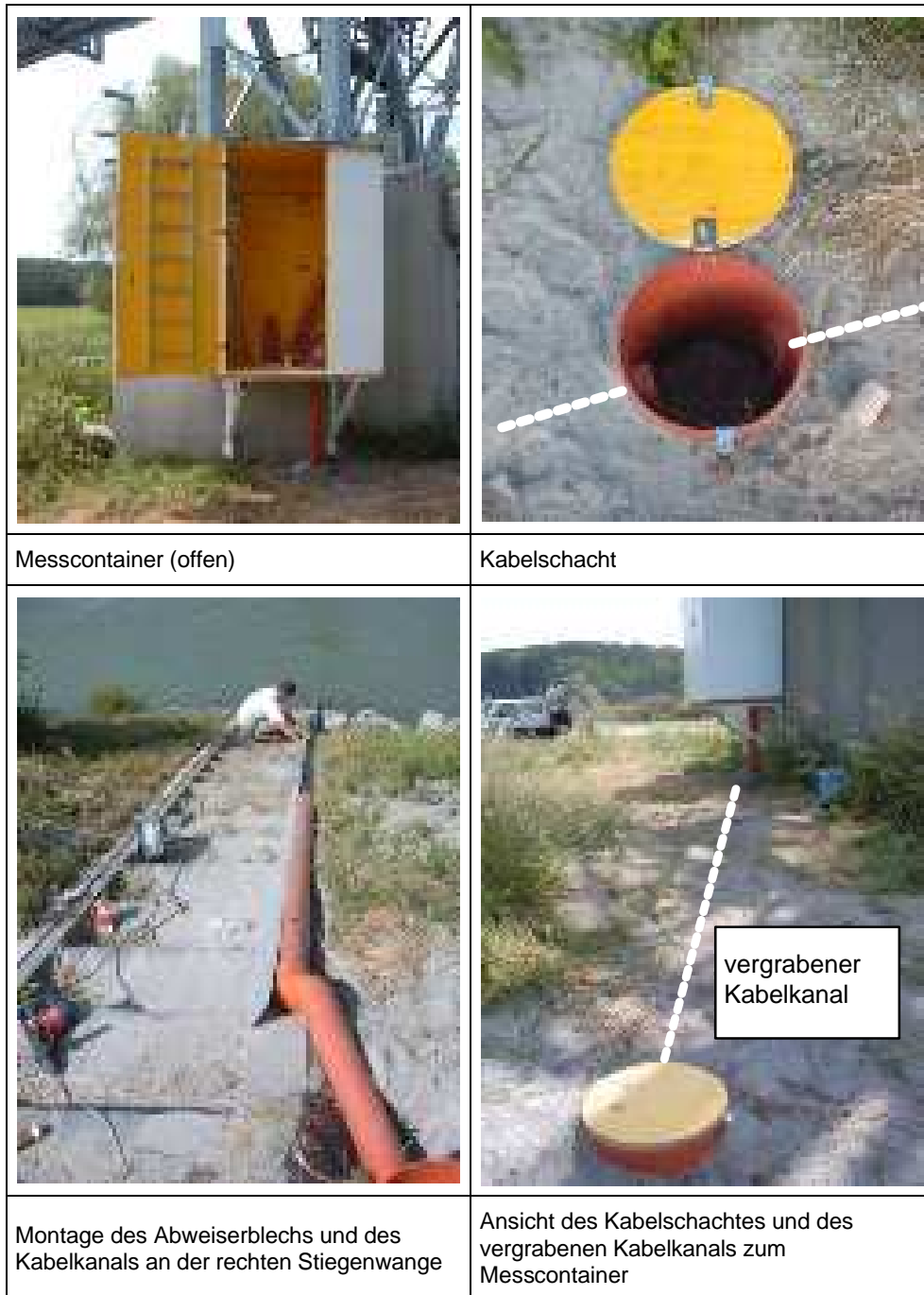


Abbildung 46: Konstruktive Arbeiten an der Messstelle

Die weiteren Arbeiten umfassten das Montieren der so genannten Abweiserbleche (gegen Verklauung im Hochwasserfall) und des nicht überdeckten Kabelkanals an der rechten Stiegenwange auf einer Länge von rund 10 Meter.

Der letzte Arbeitsschritt sollte das Befestigen von Schienen (C-Eisenprofile) auf den letzten 4,5 Metern bis zum Ende der Stiege umfassen. Diese Tätigkeit wurde jedoch durch einen erhöhten Wasserspiegel immer wieder verzögert.

Die schweren Hochwässer im August 2002 in ganz Österreich, und dadurch auch an der Donau, machten schlussendlich ein Weiterarbeiten unmöglich (siehe dazu auch Abbildung 47). Nachdem die Konstruktion das Hochwasser ohne nennenswerten Schaden überstanden hatte, begannen auch an der Messstelle Anfang Oktober 2002

die Aufräumarbeiten. Dazu mussten etliche Scheibtruhen Sand von der Stiege und um den Messcontainer entfernt werden. Die schwierigste Aufgabe bestand jedoch im Freispülen der total aufsedimentierten Kabelrohre (Abbildung 47).

Als Konsequenz aus dem Hochwasser wurden bei der anschließenden Montage der Messwertaufnehmer im Messcontainer alle stromführenden Teile und Geräte über diese Hochwassermarken geführt.



Abbildung 47: Hochwasser vom August 2002 und dessen Folgen für die Messstation Donau

Nach den Aufräumarbeiten gelang es, die Schienen Anfang Oktober 2002 an den beiden Stiegenwangen zu befestigen. Die so genannte Schlitten-Sondenkorb-Konstruktion konnte kurz darauf in den Schienen eingesetzt werden. Siehe dazu auch Abbildung 42 bis Abbildung 45

Ende Oktober 2002 sprang durch eine Verkläuerung der Schlitten aus den Schienen, da diese anfangs noch keine Querverstrebungen besaßen. Dieser Fehler wurde im November 2002 behoben. Durch diese Adaptierungsarbeiten konnte schlussendlich ein, nach den ursprünglichen Vorstellungen, funktionierender Sondenkorb für die Aufnahme der Messsonden hergestellt werden.

5.2.3.3 INSTALLATION DER MESSSONDEN UND DER SONSTIGEN GERÄTE

Die Installation der Messsonden am Sondenkorb (Abbildung 49) und deren zugehörige Messwertaufnehmer und sonstigen Geräte im Messcontainer (Abbildung 48) erfolgte im Jänner 2003. Im Folgenden sind die installierten Messsonden am Sondenkorb angeführt.

- Tauchfähiges Spektrometer
- 3-Parameter Sonde (2 Stück)
- Sauerstoffsensor
- Leitfähigkeitssensor
- Pegelsonde

Des Weiteren sind noch zwei Messsonden im Container angebracht:

- Pt100 inkl. Messumformer
- Druckaufnehmer

Der Druckaufnehmer dient nur zur Überwachung der Funktionstüchtigkeit des Kompressors vor Ort, damit einerseits die automatische Spülung, und andererseits ein sicherer Einsatz der 3-Parameter-Sonden im untergetauchten Zustand gewährleistet sind.

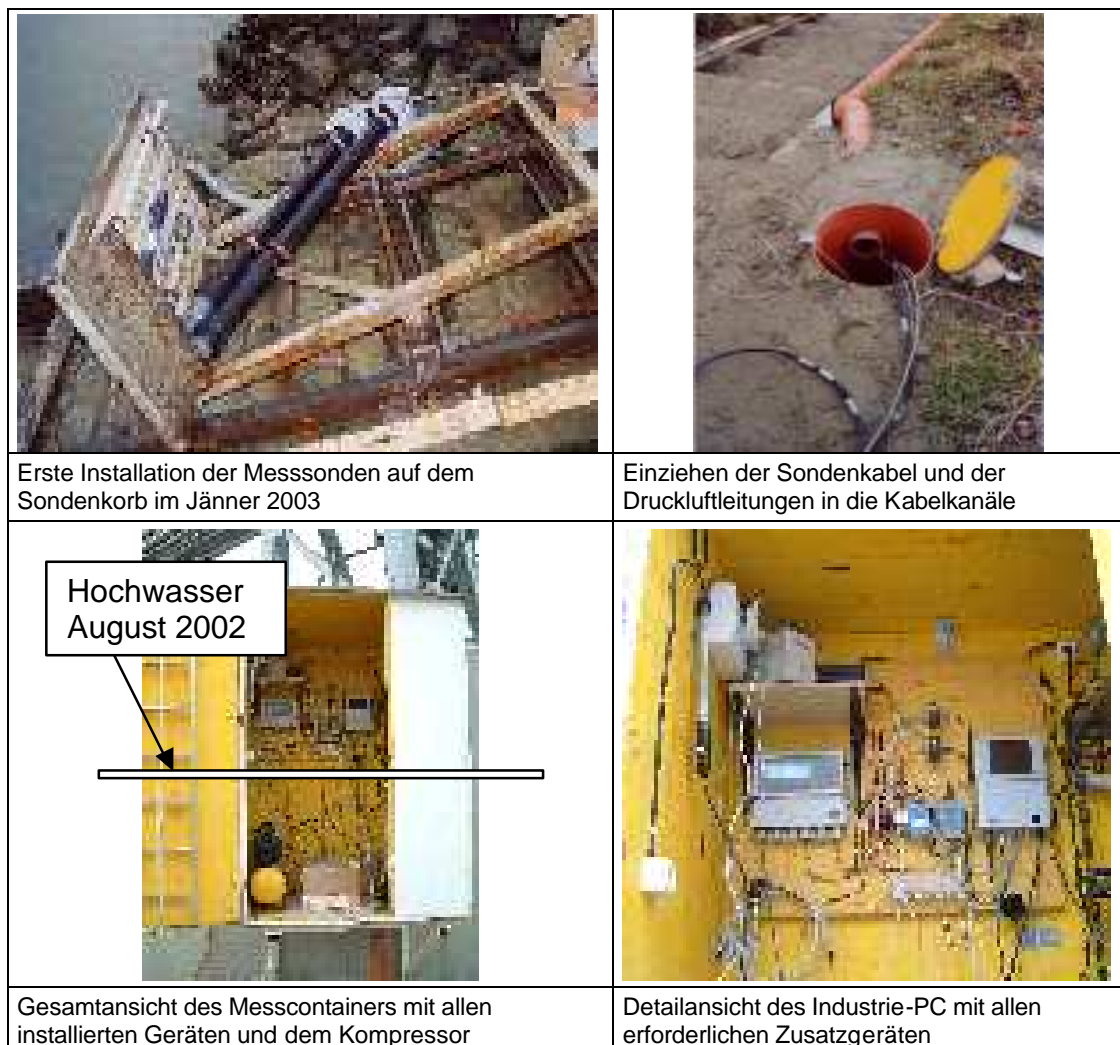


Abbildung 48: Erstinstallation der Sonden an Sondenkorb und der zugehörigen Geräte im Messcontainer

Für die Überbrückung der „veränderlichen Distanz“ zwischen dem Ende des fix montierten Kabelrohres an der Stiegenwange und dem beweglichen Sondenkorb kam ein so genannter Panzerschlauch aus Metall zum Einsatz (Abbildung 49). Dieser erfüllte alle Anforderungen bezüglich Flexibilität, Stabilität, Vandalensicherheit und Schutz gegen Beschädigung der Kabel durch den Wellenschlag der Schiffe oder durch Verbiss und Verkläusung.



Abbildung 49: Sondenkorb in Wartungsposition mit Panzerschlauch

Ein möglicher Überstau der Messsonden bei Hochwasser von mehr als 7 Meter, durch die fixe Lage in Messposition (siehe Abbildung 45), verlangte vorerst eine Modifikation der eingesetzten 3-Parameter-Sonden (ISE-Sonde und Standard-Sonde). Da es das erste Mal zu einem Einsatz unter diesen Bedingungen gekommen ist, waren diese Sonden nicht an die Anforderungen an eine untergetauchte Messposition in der Donau gerüstet.

Die eingesetzten Messarmaturen (Werksausführung IP65) wurden durch eine Beaufschlagung der gesamten Messarmatur mit ca. 1,5 bar Überdruck und zusätzlichen Abdichtungsmaßnahmen tauchfähig ausgeführt (IP68). Durch den aufgebrachtten Innendruck kann bei einer allfälligen Leckage kein Wasser eindringen, sondern maximal Luft austreten.

Wenn der Luftaustritt ein gewisses Maß überschreitet, kann dies durch die gleichzeitige Messung des Kompressordrucks (erkennbar ist die Anzahl der Einschaltungen) bemerkt und entsprechende Maßnahmen gesetzt werden. Alle anderen eingesetzten Messsonden besitzen die Ausführung IP68.

Tabelle 2 zeigt die Geräte bzw. Messwertaufnehmer die im Messcontainer untergebracht sind. Eine Reduktion der Anzahl an Geräten ist nur begrenzt möglich, eine Platz sparendere Anordnung ist jedoch ohne weiteres möglich. Um die Gefahr durch Schäden durch ein weiteres Extrem-Hochwasser wie im August 2002 so weit als möglich auszuschließen, wurden alle Teile im Messcontainer über der Hochwassermarkenlinie montiert (Abbildung 48). Der Kompressor, der sich im Regelfall am

Boden des Messcontainers befindet, kann bei Überflutungsgefahr auf ein Regal ebenfalls über der Hochwassermarke aufgestellt werden.

Tabelle 2: Im Messcontainer installierte Geräte und deren Funktion.

Gerätetyp	Anwendung
Industrie-PC mit GSM-Modul zur Messdatenübertragung	Steuerung der Station und Verwaltung, Speicherung und Übertragung der vor Ort aufgezeichneten Messdaten
Analogeingangsmodul	Modul für 8 Analogeingänge
Konvertermodul RS232 zu RS422/RS485	BUS-Konverter für den Industrie-PC
Sauerstofftransmitter	Bediengerät der Sauerstoffsonde und Übertragung des 4-20 mA Messsignals
Battery Back-up System (USV)	unterbrechungsfreie Stromversorgung
Festspannungsnetzgerät 24 VDC/3A	Stromversorgung für den Sauerstofftransmitter bzw. das Analogeingangs- und Konvertermodul
ölfreier Kompressor mit ansteuerbaren Druckluftventilen	Druckluftspülung der installierten Messsonden + Innendruck für die 3-Parameter-Sonden

Des Weiteren ist noch die Vorrichtung zum Herausziehen des Sondenkorbes aus dem Wasser für Wartungsarbeiten äußerst wichtig. Diese ist jedoch wegen der Korrosions- und Diebstahlsgefahr nicht fix montiert, sondern wird bei Bedarf jedes Mal an der linken Stiegenwange auf vier fix montierte Schlaganker aufgesetzt.

Anfangs kam eine Schneckenrad-Winde mit Seil zum Einsatz. Da jedoch die Hebegeschwindigkeit durch die Kraftumsetzung bei dieser Art sehr begrenzt ist, wurde nach einer Alternative gesucht. Schlussendlich wurde ein Ketten-Flaschenzug gewählt, der von Hand zu bedienen ist. Dadurch können die 4,5 Meter Schienenlänge bis zum Erreichen der Wartungsposition in rund 4 Minuten bewältigt werden.

5.3 BESCHREIBUNG DER STATION KLÄRANLAGE

Die Kläranlage Bruck/Leitha gehört zum Abwasserverband „Großraum Bruck/Leitha – Neusiedl/See“ umfasst derzeit 15 Gemeinden und Industrieeinleiter aus dem Bereich Lebensmittelproduktion und Textilreinigung. Das Kanalnetz umfasst etwa 90 km und 35 Pumpstationen, der Anteil an Druckrohrleitungen liegt bei etwa 50 %. Die durchschnittliche Belastung der Kläranlage liegt bei 60.000 EW mit Belastungsspitzen während der Weinlese bis etwa 80.000 EW.



Abbildung 50: Verbandsgebiet des Abwasserverbands „Großraum Bruck/Leitha – Neusiedl/See“

Mit dem Abwasserverband „Großraum Bruck/Leitha – Neusiedl/See“ wurde eine Vereinbarung getroffen, die den Betrieb der Messstation für die Dauer des Projektes ermöglicht. Die ausgewählte Anlage war sehr gut für die Zwecke des Projektes geeignet, da sie modern ist und auch alle wesentlichen abwassertechnischen Prozesse und Einrichtungen auf der Anlage vorhanden sind.

Bei der Kläranlage Bruck/Leitha handelt es sich um eine einstufige Belebungsanlage mit Nitrifikation, Denitrifikation und biologischer Phosphorentfernung. Der Überschussschlamm wird in einer Faulung stabilisiert und schließlich mittels einer Kammerfilterpresse entwässert. Die Anlage wird sehr gut betrieben, die Nitrifikation ist stabil – der Ablaufwert ist in der Regel kleiner als $0,2 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{l}$.

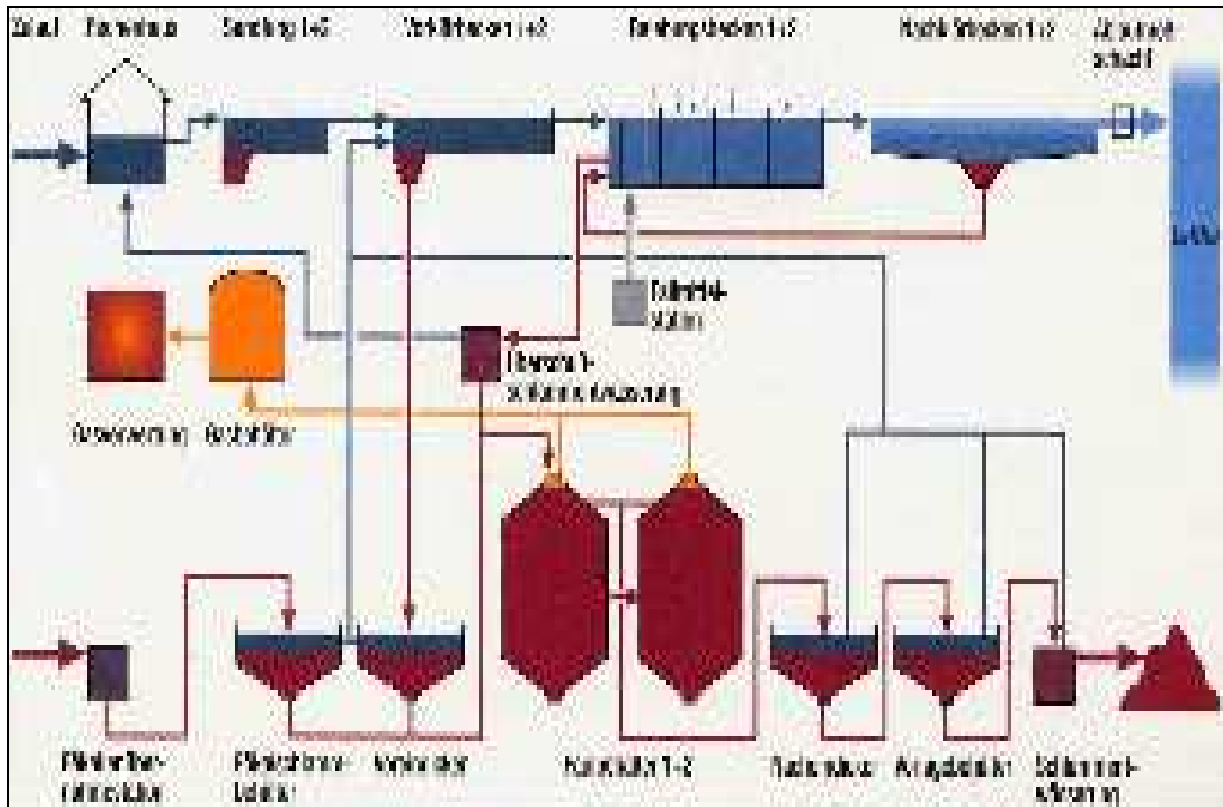


Abbildung 51: Verfahrensschema der Kläranlage Bruck/Leitha

Bei der Station „Kläranlage“ war die Installation der Sonden im Vergleich zu den anderen Stationen einfach, da der Bereich nicht öffentlich zugänglich ist und daher keine zusätzlichen Einrichtungen zum Schutz der Geräte gegen unbefugten Zutritt notwendig waren.

Zum kontinuierlichen Monitoring der Kläranlage wurde eine Messstation installiert, die Messstellen im Zulaufkanal zum Sandfang und an verschiedenen Punkten im Belebungsbecken umfasste. Es wurden ausschließlich in-situ Sensoren verwendet. Im Sandfangzulauf wurde Ammonium, CSB und TS_0 kontinuierlich gemessen und damit die Dynamik der Anlagenbelastung erfasst. Im Belebungsbecken kamen ein Atmungsmessgerät, ISE-Sonden zur Ammoniummessung und drei völlig neue Messsysteme zum Einsatz. Dabei handelte es sich um zwei verschiedene Sonden zur Bestimmung des Schlammvolumens und einem neuen Verfahren zur Sauerstoffmessung (LDO – Luminescence Dissolved Oxygen).

Trotz der großen Entfernung (tour/retour 90 km) war durch die Autobahnnähe der Anlage die Betreuung der Messstation in Form von durchschnittlich 14-tägigen Wartungsintervallen möglich.

5.4 STATION KANAL WIEN

Die Kanal-Messstation Wien sollte nach den Erfahrungen der Kanal-Messstation in Graz und nach den Vorgaben der TU Graz in ähnlicher Art und Weise ausgeführt werden wie in Graz. Die geräteseitige Ausstattung und Finanzierung dieser Messstation erfolgte nicht aus dem zur Verfügung stehenden IMW-Budget, sondern wurden nach den Vorgaben der TU Graz von Seiten der MA30 direkt übernommen.

5.4.1 STANDORT

Nach mehreren Besprechungen und Besichtigungen von möglichen potentiellen Standorten im Stadtgebiet von Wien mit Vertretern der MA30 wurde schließlich als Standort der Bereich der Mischwasserentlastung beim Pumpwerk auf der Donauinsel unmittelbar vor der Dükerleitung unterhalb der Donau ausgewählt. Folgende Hauptgründe gaben den Ausschlag für diesen Standort:

- großes zusammenhängendes Einzugsgebiet ohne Vorentlastung (6.333 ha, 275.000 Einwohner),
- Zugänglichkeit und Platzverhältnisse,
- Vorhandensein der erforderlichen Infrastruktur (Strom, Wasser, Telekommunikation),
- ausreichender Schutz gegen Vandalismus,
- Möglichkeit der Mitbetreuung durch das Personal des Pumpwerkes, das über 24 Stunden und das ganze Jahr über besetzt ist und
- potenziell auch für das RTC und eventuell auch immissionsseitig interessanter Bereich, da die Entlastungen direkt in den Rückstaubereich von Wien Freudenuau abgeschlagen werden.

Abbildung 52 gibt eine Übersicht über das entlastete Einzugsgebiet und Abbildung 53 zeigt einen Kartenausschnitt mit dem gewählten Standort der Kanal-Messstation.

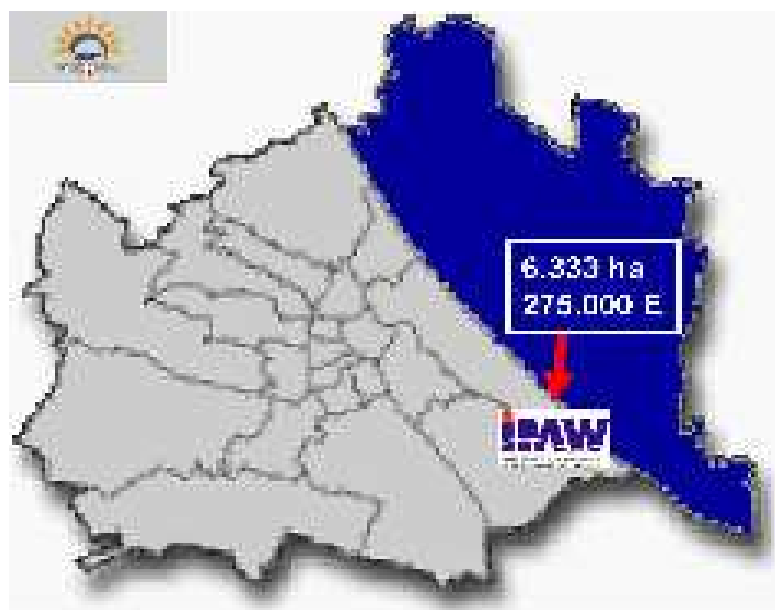


Abbildung 52: Überblick über das entlastete Einzugsgebiet des ausgewählten Standortes für die Kanal-Messstation der Stadt Wien

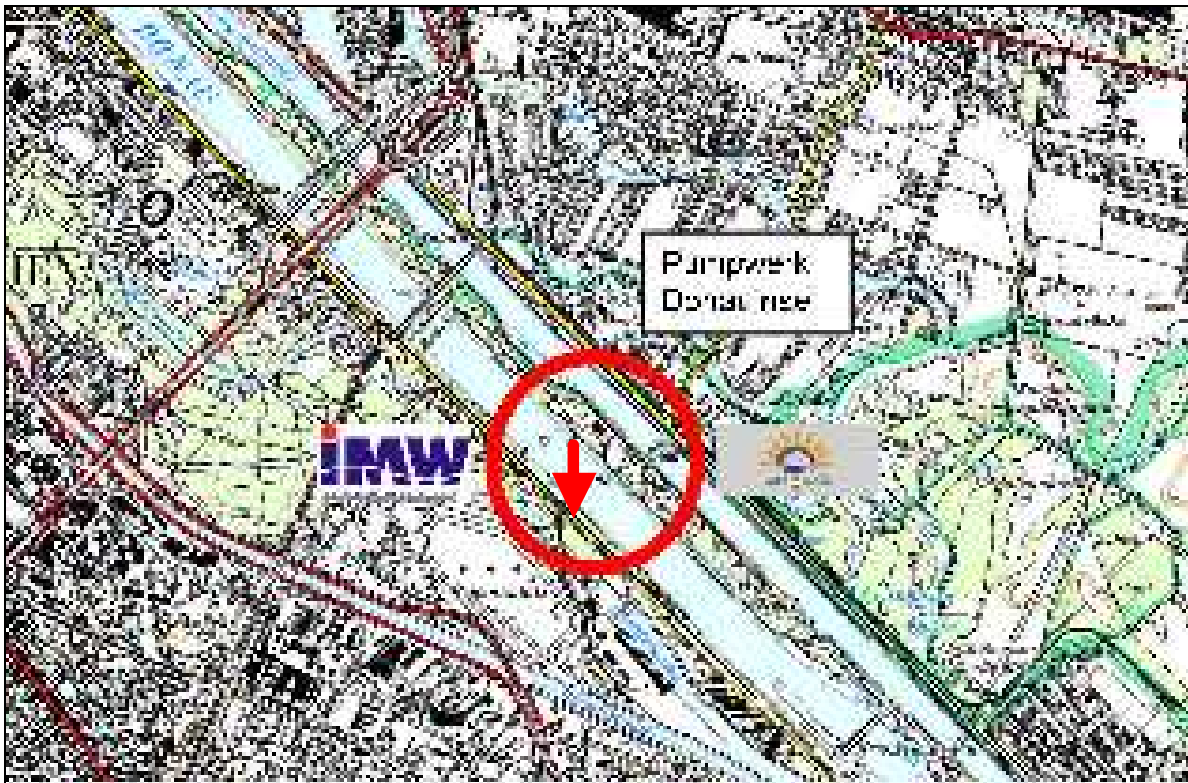


Abbildung 53: Kartenausschnitt mit dem geplanten Standort der Kanal-Monitoring-Messstation der Stadt Wien (Quelle: Auszug aus der ÖK50 - BEV)

Im Trockenwetterfall werden die dem Pumpwerk über zwei Rechteck-Kanäle (130/200) zufließenden Abwässer des 21. und 22. Bezirkes mittels Dükerleitungen unter der Donau an das rechte Donauufer gepumpt. Hierfür stehen insgesamt 4 Trockenwetter-Pumpen mit einer Fördermenge von jeweils 2 m³/s zur Verfügung. Von diesen 4 Trockenwetter-Pumpen sind jedoch immer nur zwei Pumpen gleichzeitig in Betrieb und zwar entweder die beiden in Fließrichtung gesehen rechten oder die beiden linken. Um alle 4 Pumpen möglichst gleichmäßig zu beanspruchen und ihre Einsatzbereitschaft zu garantieren, wechselt man alle 3-4 Monate von den beiden rechten zu den beiden linken und danach wieder zurück.

Vor jeder der 4 Trockenwetter-Pumpen ist ein Grobrechen inklusive eines Wartungsschachtes angeordnet und der Zulauf zu jedem der 4 Rechen kann getrennt abgeschiebert werden.

Mittels eines Absturzbauwerkes und eines Mischwasserüberlaufes am linken Ufer der Neuen Donau wird bei starken Regenereignissen ab einer bestimmten Wassermenge im „Linken Donau-Sammler“ (LDS) Mischwasser abgeschlagen und ebenfalls über zwei eigene Rechteck-Kanäle (400/250) unter der Neuen Donau dem Pumpwerk zugeleitet. Im Pumpwerk werden die abgeschlagenen Mischwassermengen mittels einer Diffusor-Leitung und 6 Mischwasser-Pumpen an der Sohle des Rückstaubereiches des Kraftwerkes Wien-Freudenau in die Donau gepumpt.

Von den 6 Mischwasser-Pumpen (2x 3 m³/s, 2x 7 m³/s und 2x 10 m³/s) ist auch nur jeweils eine „Straße“ mit je 3 Pumpen (1x 3 m³/s, 1x 7 m³/s und 1x 10 m³/s) für ca. 3-4 Monate betriebsbereit und danach wird ebenfalls gewechselt.

Da die Entlastungsereignisse der letzten Jahre über den Diffusor jedoch nur sehr selten aufgetreten sind und von kurzer Dauer waren, soll die Messstation nicht, wie ursprünglich beabsichtigt, im Bereich der 6 Entlastungspumpen, sondern im Bereich der

4 Trockenwetterpumpen vor den Rechen installiert werden, da hier, im Gegensatz zum Entlastungskanal, ein kontinuierlicher Abwasserstrom vorhanden ist.

Damit erfasst man zwar nicht den tatsächlich beim Trennbauwerk abgeschlagenen Mischwasserstrom, sondern nur den durch die beiden Trockenwetter-Kanäle weitertransportierten. Dieser sollte sich jedoch qualitativ nicht allzu sehr von den abgeschlagenen Mischwasserfrachten unterscheiden, liefert dafür jedoch kontinuierliche Zeitreihen und damit auch die gesamte Dynamik des Trockenwetterabflusses.

Die erforderlichen Durchflussmengendaten zur Ermittlung der in die Donau abgeschlagenen Schmutzfrachten sollen aus den Pumpzeiten und den Pumpenkennlinien der 6 Entlastungspumpen berechnet werden. Des Weiteren sollen zur Plausibilitätsüberprüfung dieser Durchflussmengen auch die Durchflussmengen in den Zulauf-Dückerleitungen unter der Neuen Donau und die ebenfalls schon gemessenen Durchflussmengen der dem Trennbauwerk vor der Neuen Donau zufließenden Wassermengen im LDS miterfasst werden.

5.4.2 KONZEPTION DER MESSSTATION

Ursprünglich war die Förderung eines kontinuierlichen Abwasser-Bypass-Stromes in einen Sondenbehälter knapp unterhalb des Gitterrostes in einen der Schächte vor dem Rechen der Trockenwetter-Pumpen geplant (siehe Abbildung 54). Da jedoch alle 3-4 Monate von den beiden rechten zu den beiden linken Trockenwetter-Pumpen gewechselt wird, hätte dies auch die Installation eines zweiten Sondenbehälters zur Folge gehabt.

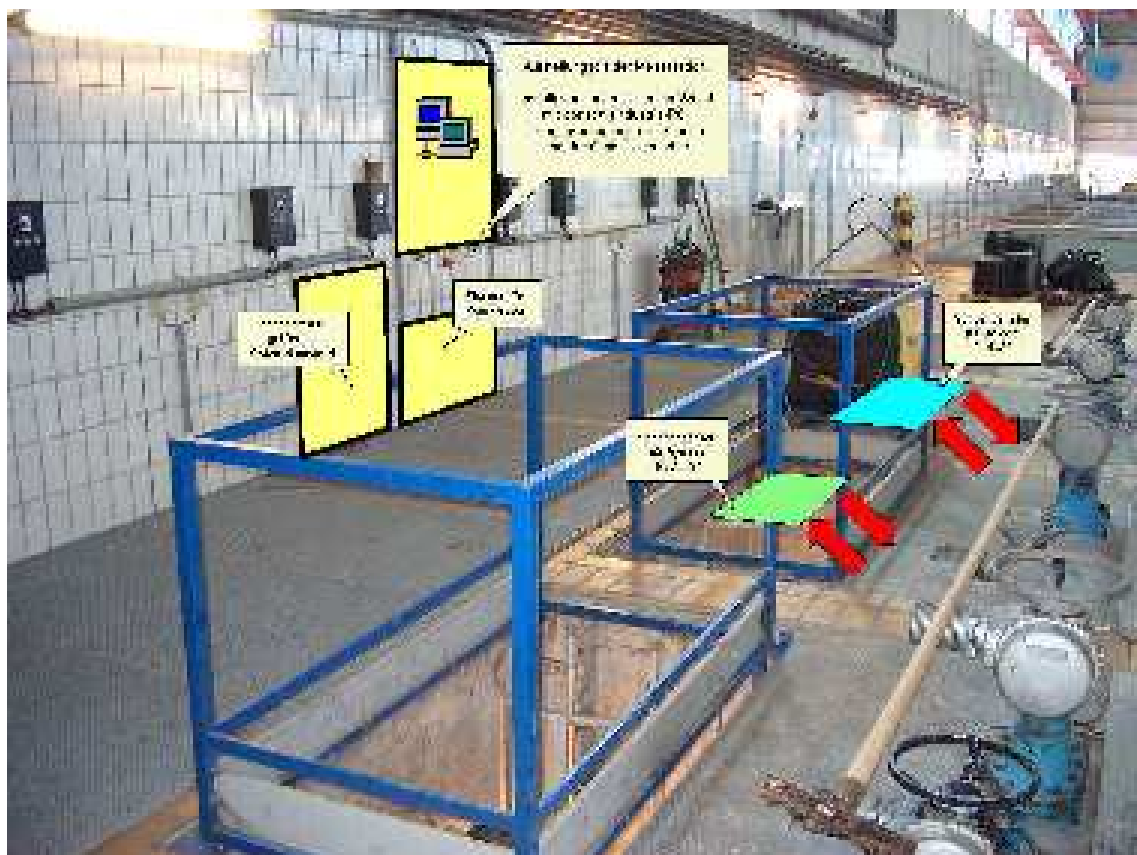


Abbildung 54: Ursprüngliches Konzept mit 2 Probenbehältern unter den Gitterrosten

Daneben hätten bei jedem Wechsel auch alle Datenkabel, Spül- und Probenahme-schläuche aus- und zum zweiten Sondenbehälter hin wieder neu eingefädelt werden müssen. Zudem erschwert der Einbau von Sondenbehältern die regelmäßig durchzuführenden Wartungsarbeiten in den Schächten, weshalb auch die Sondenbehälter regelmäßig hätten ausgebaut werden müssen. Auch die Zugänglichkeit zu den unter den Gitterrosten befindlichen Sonden wäre nur eingeschränkt und nicht besonders komfortabel möglich gewesen.

All diese Überlegungen führten letztendlich zu dem im Nachfolgenden beschriebenen Konzept (Abbildung 55), welches nun mehr auch umgesetzt worden ist und Anfang November 2004 in Betrieb gegangen ist:

1. Anordnung von **einem zentralen Probenbehälter** zwischen den Trockenwetter- und Mischwasser-Zuleitungen zu den Pumpen, der alle zum Einsatz kommenden Sonden enthält. Dieser Behälter konnte direkt an der Wand und auf dem Fußboden der Halle aufgestellt werden und beeinträchtigt an diesem Aufstellungsort auch den Betrieb in der Rechenhalle nicht. Eine Fußbodenaufstellung hat den großen Vorteil, dass alle Wartungsarbeiten (Reinigungsarbeiten, Installationen, Kalibrationen, Probenahmen, usw.) auf einfachste Weise durchgeführt werden können. Im zentralen Probenbehälter wurden für die SONDENSYSTEME möglichst optimale Strömungsverhältnisse geschaffen. Zur Verhinderung von möglichen Ablagerungen von Feststoffen im Behälter wird dieser regelmäßig mit Druckluft aufgewirbelt.

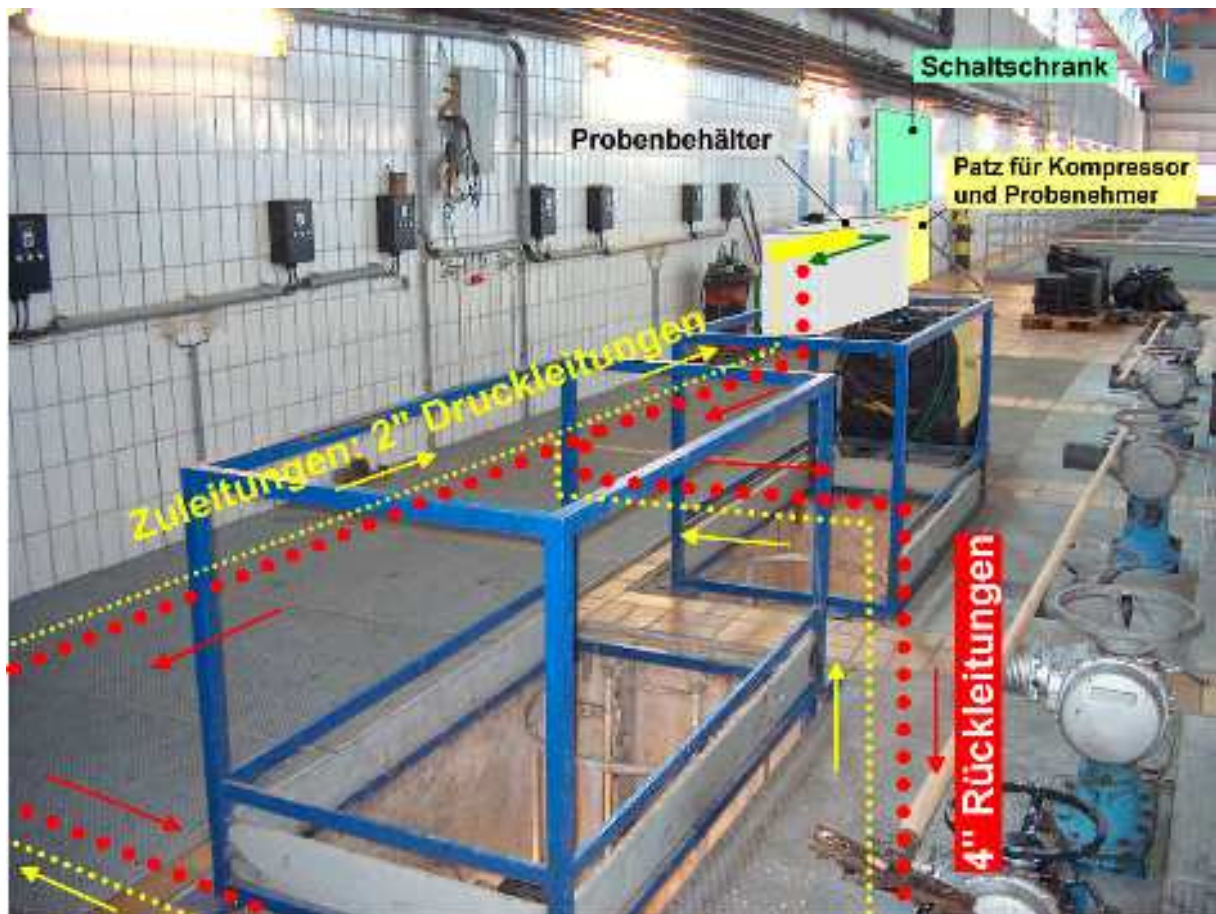


Abbildung 55: Umgesetztes Konzept mit einem zentralen Probenbehälter zwischen den Trockenwetter- und Mischwasser-Zuleitungen

2. Einbau von 2 Schneideradpumpen für die Förderung eines kontinuierlichen Abwasserteilstromes zum zentralen Probenbehälter, eine für den rechten und eine für den linken Trockenwetter-Dükerzulauf. Die beiden Pumpen können je nach Betriebsweise der Trockenwetter-Dükerpumpen über einen Schaltschrank aktiviert oder deaktiviert werden.
3. Aus jeweils einem der beiden Schächte der beiden Zulaufstraßen wurde eine 2“ starke Druckrohrleitung errichtet, welche im Bereich der linken Zuleitung zu einer Druckrohrleitung zusammengeführt wurden. Die Druckleitungen führen von den beiden Schneideradpumpen weg und konnten größtenteils durch die bereits vorhandenen Wanddurchbrüche unter den Gitterrosten entlang der Hallenwand zum zentralen Probenbehälter geführt werden. Durch die Anordnung entsprechender Schieber kann vom rechten zum linken Bypass umgeschaltet werden. Die beiden Pumpen werden über einen Schaltschrank gesteuert.
4. Nach einem möglichst gleichmäßigen Durchströmen des Probenbehälters gelangt der Abwasserstrom je nach Betriebsweise der Straßen über eine eigene 4“ Rückleitung wieder in den jeweiligen Ansaugschacht in den Trockenwetter-Düker zurück. Auch die beiden Rückleitungen können je nach Betriebsweise der Straßen dementsprechend geschiebert werden. Da der Rückfluss vom Behälter zu den Schächten nicht unter Druck erfolgt, sondern mit einem entsprechenden Gefälle als freier Abfluss, wurden die Rückleitungen zur Abfuhrsicherheit mit einem größeren Durchmesser (4“) ausgeführt und mit einem entsprechenden Gefälle verlegt.
5. Der Probenbehälter wurde zur Sicherheit mit einem Notüberlauf ausgestattet. Zur Feinabstimmung und Optimierung der hydraulischen Strömungsverhältnisse können die Zulaufmengen zum Behälter gedrosselt werden. Die Befestigungen für die verschiedenen Sondensysteme wurden möglichst variabel ausgeführt, um eine für den Betrieb optimale Position zu finden. Das Volumen des Behälters wurde im Sinne eines raschen Abwasservolumenaustausches möglichst klein gewählt, bietet jedoch auch noch etwas Platz für alternative Messsysteme.
6. In unmittelbarer Nähe des Probenbehälters wurde ein Schaltschrank montiert, der neben der Pumpensteuerung die gesamte Telemetrie der Messstation enthält. Der Schaltschrank wurde zum Schutz der Telemetrie mit einer USV (unterbrechungsfreien Stromversorgung) ausgestattet. Für die Datenanbindung an die Messnetzzentrale wurde der Schaltschrank „breitbandig“ über eine ADSL-Leitung ans Internet angebunden.
7. Neben dem Schaltschrank wurde auch ein gekühltes Probenahmegerät und ein für den Betrieb der Messstation erforderlicher Kompressor aufgestellt.

Der große Vorteil des nun mehr umgesetzten Konzeptes liegt darin, dass bei den regelmäßig durchzuführenden Betriebsumstellungen von den beiden rechten zu den beiden linken Trockenwetterpumpen nun mehr kein Umbau der Messstation erforderlich ist und dafür einzig und alleine die eine Schneideradpumpe abgestellt und die andere in Betrieb genommen werden muss.

Daneben ist die Zugänglichkeit in die Schächte, zum zentralen Probenbehälter und zu den Sondensystemen in vollem Umfang und sehr wartungsfreundlich gegeben.

6 MESSPROGRAMM UND ERFAHRUNGEN IM BETRIEB

6.1 STATION KANAL GRAZ

6.1.1 PARAMETERUMFANG

Die Kanal-Messstation Graz ging Anfang Oktober 2002 mit einem Teil ihrer Ausstattung in Betrieb und wurde seit dieser Zeit fortlaufend verbessert und optimiert. Die übrigen Sensor- und Überwachungssysteme, der Ultraschall-Höhenstandsmesser in der Mischwasserkammer und die Video-Überwachung mit Internet-Breitband-Anbindung wurden sukzessive bis April 2003 nachgerüstet.

Ein Hauptaugenmerk beim Betrieb der Messstation lag von Anfang auf einer Reduktion des erforderlichen Wartungs- und Betreuungsaufwandes. Seit Oktober 2002 liefern der im Ponton integrierte Spektrometer, die Durchflussmesssysteme im Zulauf- und im Entlastungskanal (Q_1 und Q_3) und der Bypass mit seiner Sensorik mit wenigen Unterbrechungen kontinuierliche Datenströme in die Messnetzzentrale an die TU-Wien. Zufolge eines defekten Industrie-PCs musste die Messstation im August 2003 für zwei Wochen und im März 2004 für eine Woche außer Betrieb genommen werden. Im August 2003 gelangten dadurch leider ca. 11.000 m³ unbeobachtet in die Mur.

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die zum Einsatz kommenden Mess- und Überwachungssysteme der Kanal-Messstation Graz.

Tabelle 3: Messsonden und Parameter der Kanal-Messstation Graz

Bezeichnung der Sonde	Gemessene Parameter	Einheit
Tauchfähiger Spektrometer in Ponton	CSB _{eq} hom.	[mg/l]
	CSB _{eq} mf.	[mg/l]
	SAK254	[Abs/m]
	SAK436	[Abs/m]
	NO ₃ -Neq	[mg/l]
	TSS	[mg/l]
	Temp	[°C]
3-Parameter Durchflussarmatur (Bypass) I	NO ₃ -N	[mg/l]
	NH ₄ -N	[mg/l]
	Temp	[°C]
3-Parameter Durchflussarmatur (Bypass) II	pH-Wert	[-]
	Bromid	[mg/l]
	Temp	[°C]
3-Parameter Eintaucharmatur (Mur)	NH ₄ -N	[mg/l]
	pH-Wert	[-]
	Temp	[°C]
Leitfähigkeitssensor	Leitfähigkeit	[µS/cm]
Kobold DMI-2304-R20-B-3-G (MID)	Q _{bypass}	[l/min]
NIVUS / OCM Pro	Q ₃ , H ₃	[l/s], [m]
MARSCH – McBIRNEY / Flowdar	Q ₁ , H ₁ , v ₁	[l/s], [m], [m/s]
SOMER / Ultraschall-Wasserstandsmesssonde	H _{CSO}	[m]

Die Messstation kann entweder mit einem Standard- oder mit einem Intensivintervall betrieben werden. Das kleinste, voreinstellbare Messintervall beträgt 1 Minute. Die Umschaltung bzw. Triggerung vom Standard- in den Intensiv-Modus kann im Prinzip über jeden gemessenen on-line Parameter erfolgen. Im Falle der Messstation Graz erfolgt die Triggerung auf das Intensivintervall durch die direkt in der Mischwasserkammer eingebaute Ultraschall-Wasserhöhenstandssonde (= H_CSO). Ab einem Wasserstand von 75 cm – unmittelbar vor dem Anspringen der Entlastung – schaltet sich der Scheinwerfer in der Kammer ein und der Video-Recorder im Container beginnt mit dem Aufzeichnen des Videosignals der Kamera auf eine Video-Kassette. Auch die ereignisgesteuerte Probenahme wird über dieses Signal ausgelöst. Das Standardintervall für den Trockenwetterfall beträgt zumeist 3 Minuten, das Intensivintervall 1 Minute.

Einmal pro Stunde werden die gespeicherten und am Industrie-PC vorgehaltenen Messwerte zur Messnetzzentrale nach Wien übertragen und dort auch über die Projekt-Homepage www.imw.ac.at öffentlich zugänglich gemacht.

Die automatische Spülung der SONDENSYSTEME – Druckluft beim Spektrometer und bei der Mur-Sonde, Wasser bei den Durchflussarmaturen im Messcontainer – musste leider für alle Sensoren einheitlich vorgegeben werden und konnte leider auch für das Standard- und das Intensivintervall nicht unterschiedlich parametrierbar werden. Sie war über die Anzahl der Messungen vor einer durchzuführenden Spülung, über die Dauer eines Spülvorganges und der Wartezeit vor der nächsten Messung vorzugeben. Dadurch kam es im Intensivintervall von einer Minute auch des Öfteren zu Messwertausfällen und zwar dann, wenn der Spülzyklus vor dem Beginn der nächsten Messung noch nicht abgeschlossen war. Nach den bisherigen Erfahrungen erscheint es auf jeden Fall sinnvoll zu sein, die Spülvorgaben für die einzelnen Sensorsysteme und für die beiden Messintervalle voneinander unabhängig parametrierbar zu machen. In der Regel wurde die Messstation bisher so betrieben, dass vor jeder 5. Messung eine Spülung ausgelöst wurde, was im Standardintervall Spülintervalle von 15 Minuten, im Intensivintervall von 5 Minuten zur Folge hatte.

6.1.2 EINSATZ EINES PONTONS

Um auch während der Nachtminima noch gesicherte Messungen im Abwasserstrom durchführen zu können, musste der Ponton nur wenige Zentimeter über der Sohle der Schmutzwasserrinne fixiert werden. Dies verursachte in den ersten Monaten fast täglich Verzopfungen im Kielbereich des Pontons und häufige Wartungseinsätze Vorort in der Mischwasserkammer. Abhilfe dagegen schaffte letztendlich der Einbau eines um ca. 12° in Fließrichtung geneigten Staubleches stromabwärts des Pontons, welches bei geringen Abflussmengen im Kanal eine höhere Messposition des Spektrometers über der Sohle zulässt und damit die Verzopfungsgefahr deutlich reduzierte (Abbildung 56).

Außerdem bewährte sich der Einbau eines über Umlenkrollen in den Container geführten Seilzuges zur einfachen Behebung von Verzopfungen und erleichtert die Wartungsarbeiten deutlich, da diese Arbeiten vom Container aus durchgeführt werden können.

Nach den ersten Entlastungsvorgängen fand der Ponton nicht mehr selbsttätig in die Schmutzwasserrinne des Kanals zurück und blieb zumeist auf der Berme des Kanals liegen (Abbildung 57).

Mit Hilfe der Videoaufzeichnungen in der Mischwasserkammer während der

Entlastungsereignisse war es jedoch möglich, die Seilabspannungen des Pontons soweit zu optimieren, dass nach einigen Modifikationen eine gesicherte Rückkehr des Pontons nach dem Abklingen des Mischwasserabflusses gewährleistet werden konnte.

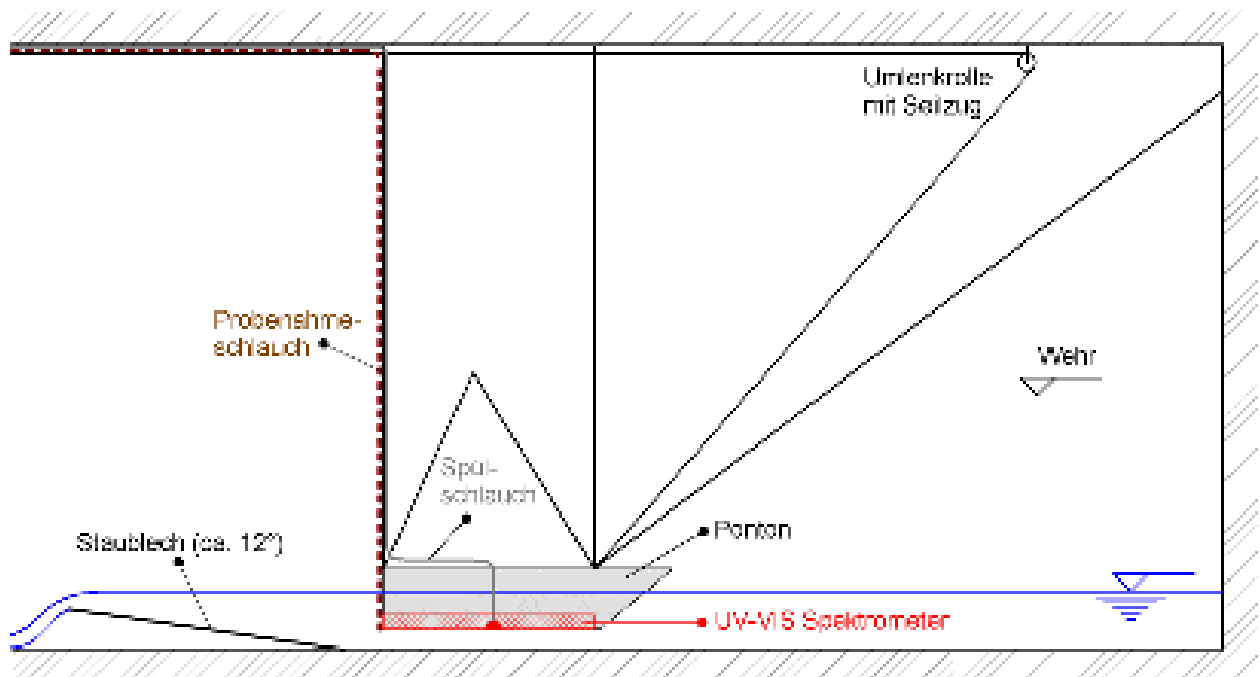


Abbildung 56: Der mit Stahlseilen über der Sohle der Schmutzwasserrinne fixierte Ponton mit dem Multi-Spektrometer im Kiel des Pontons; ein in Fließrichtung geneigtes Staublech erlaubte eine höhere Messposition



Abbildung 57: Der Ponton nach den ersten Entlastungsereignissen

Im März 2003 wurde der Messcontainer mit Hilfe eines direkt im Kanal verlegten ca.

200 m langen Glasfaserkabels über das Veterinäramt der Stadt Graz direkt ans Internet angebunden (Abbildung 58). Dadurch war es möglich, das von der Kamera am Videorecorder anstehende Videosignal über einen Videoserver der TU Graz direkt ins Internet zu „streamen“ und damit auch über die Projekt-Homepage allgemein zugänglich zu machen (Abbildung 59).

Damit war es zum einen möglich, die am Industrie-PC für den Transfer in die Messnetzzentrale vorgehaltenen Daten direkt und kostengünstiger über das Internet nach Wien zu übertragen und zum anderen jeder Zeit auch vom Schreibtisch aus festzustellen, ob sich der Ponton in der Kammer verlegt oder verzapft hat und einen Wartungseinsatz erforderlich machte.



Abbildung 58: Einbau des Glasfaserkabels zur direkten Anbindung der Messstation Graz an das Internet



Abbildung 59: Der über einen Internet-Browser einsehbare Video-Stream aus der Mischwasserkammer

6.1.3 BETRIEB DES BYPASSSES

Schon sehr bald nach der Inbetriebnahme der Messstation stellte sich heraus, dass mit den zum Einsatz kommenden Durchflussarmaturen der ISE-Sonden leider kein kontinuierlicher Betrieb des Bypasses möglich war. Auch war der anfängliche Ansaugpunkt des Bypasses unmittelbar vor der Drosselstrecke nicht optimal gewählt und immer wieder Ausgangspunkt für größere Verzopfungen. Erst die Verlegung des Ansaugpunktes kanalaufwärts, oberhalb des Staubleches und eine direkte Einbindung des Ansaugschlauches in die Berme führten zu einer deutlichen Reduzierung des Verzopfungsproblems (Abbildung 60).



Abbildung 60: Verlegung des Bypass-Ansaugpunktes kanalaufwärts, vor das Staublech

Aber letztendlich verhinderten vor allem die kleinen Durchmesser der Durchflussarmaturen eine kontinuierliche Förderung eines Volumenstromes durch den Bypass (Abbildung 61, *links*). Schließlich wurde der Bypass nur noch ereignisabhängig nach Erreichen eines bestimmten Wasserstandes im Kanal aktiviert und betrieben, was jedoch dazu führte, dass die ISE-Sonden bedingt durch die regelmäßigen Reinwasserspülungen zumeist in Reinwasser konditioniert wurden, worunter wiederum die Genauigkeit der Sonden litt.

Deshalb wurde in den letzten Monaten mit der institutseigenen Entwicklung einer für einen kontinuierlichen Bypass-Betrieb mit Rohabwasser geeigneten Durchflusszelle begonnen (Abbildung 61, *rechts*), in welche die einzelnen Elektroden und ein Wasserspülventil hineinragen. Erste Versuche mit der Durchflusszelle erscheinen Erfolg versprechend zu sein.



Abbildung 61: Durchflussarmatur der ISE-Sonden im Bypass; *links*: verstopfungsfällige und für Rohabwasser ungeeignete Durchflussarmatur, *rechts*: Prototyp einer für Rohabwasser geeigneten Durchflusszelle

6.1.4 EINSATZ VERSCHIEDENER DURCHFLUSSMESSSYSTEME

Beide Durchflussmesssysteme mussten über analoge 4-20 mA an den Industrie-PC angebunden werden. Da zunächst die Dynamik der Abflussvorgänge und die zu erwartenden Messbereiche nicht bekannt waren, musste zur Parametrierung der oberen 20 mA Grenze zunächst ein maximal zu erwartender Abfluss geschätzt werden. Dabei zeigte sich sehr bald, dass diese obere Messbereichsgrenze mehrmals sowohl bei der Zulauf- als auch bei der Entlastungsmenge unterschätzt wurde (Abbildung 62). Beide Obergrenzen wurden bisher schon mehrfach nach oben erweitert, wodurch es jedoch auch zu einer Veränderung der unteren Messbereiche gekommen ist.

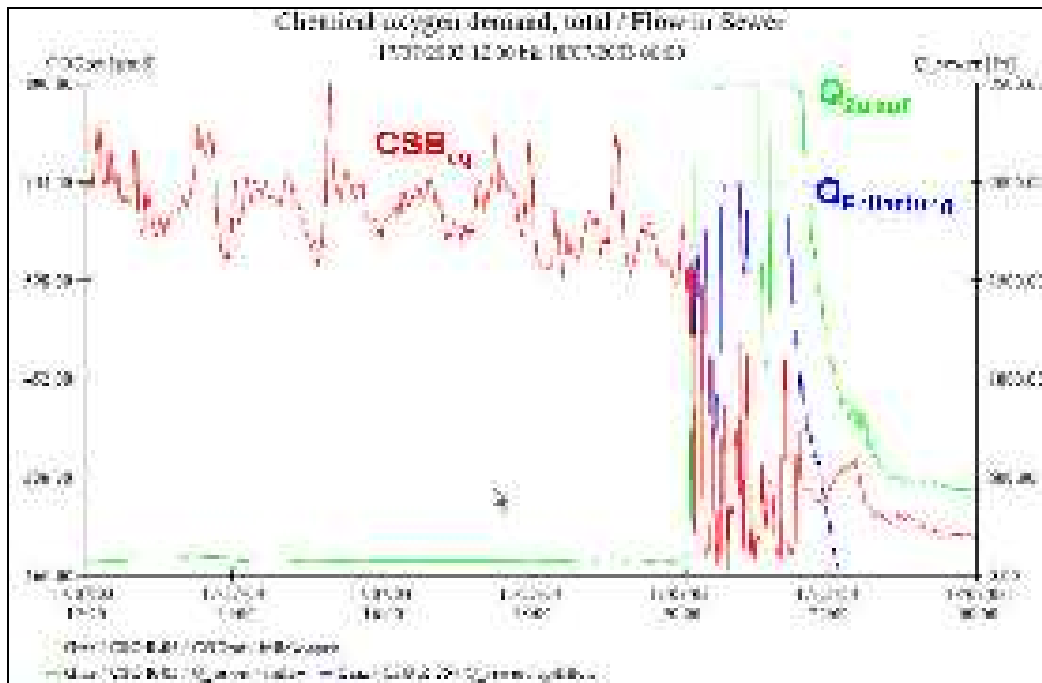


Abbildung 62: Messbereichsüberschreitungen der Durchflussmengen bei extremen Abflussverhältnissen im Zulauf- und im Entlastungskanal

Eine gezielte Validierung bzw. Kalibrierung über die gesamten Messbereiche fehlt leider

bis dato und erweist sich insbesondere bei Mischwasserabfluss als sehr schwierig bis unmöglich.

Ansonsten traten im kontinuierlichen Messbetrieb kaum Probleme auf. Beide Messsysteme konnten weitestgehend ohne nennenswerte Wartung betrieben werden. Selbst bei der direkt an der Sohle des Entlastungskanals installierten Ultraschall-Korrelationssonde traten kaum Verzopfungen bzw. Verlegungen auf. Einzig der Ultraschall-Höhenstandssensor des Radarmesssystems war kurze Zeit nach der Inbetriebnahme defekt und musste im Jänner 2002 durch einen neuen ersetzt werden.

Die Blockdistanz des Ultraschall-Höhenstandssensors des Radarmesssystems erwies sich insbesondere während der Nachtminima als zu gering, weshalb diese fallweise nicht vollständig aufgezeichnet werden konnten.

6.1.5 EINSATZ EINER MESSSONDE IN DER MUR

Auf Grund der Tatsache, dass flussaufwärts von Graz in der Zwischenzeit alle Abwasserreinigungsanlagen an den Stand der Technik angepasst sind, beträgt die Ammonium-Hintergrundbelastung der Mur in der Regel nahezu $0,0 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$. Dies führt dazu, dass die ISE-Sonden permanent in einem „Null-Medium“ konditioniert werden, worunter die Genauigkeit der Sonden leidet. Die Sonde wurde mittels 2-Punkt-Kalibrierung durch Standard-Addition auf der Murwasser-Matrix im Messbereich zwischen $0,0 - 1,0 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$ kalibriert und ebenfalls leider messstationsübergreifend vor jeder 5. Messung mit Druckluft gereinigt, was sicherlich nicht erforderlich wäre.

Wie in Abbildung 63 zu sehen ist, konnte die Mursonde den Einfluss von Mischwasser-einleitungen in die Mur eindeutig nachweisen. Deutlich zu sehen ist der durch die Entlastungen in die Mur verursachte Anstieg der Ammonium-Konzentration im Vorfluter, aber auch eine damit einhergehende deutliche Erhöhung der Temperatur.

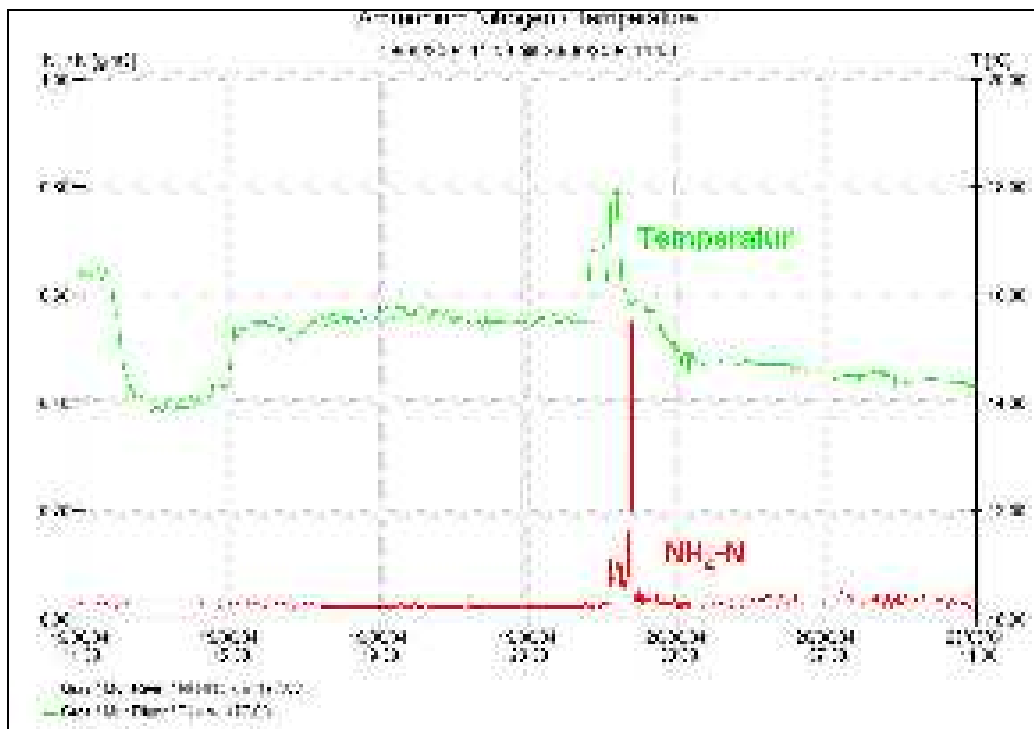


Abbildung 63: Ammonium- und Temperaturerhöhung in der Mur als Folge von Mischwassereinleitungen während eines Gewitterereignisses

Im extrem heißen und niederschlagsarmen Sommer 2003 verzeichnete die Mur historische Tiefstände, weshalb die Sensoren über mehrere Wochen hinweg nicht im Wasser eintauchten (Abbildung 64, links).



Abbildung 64: Die Mursonde bei unterschiedlichen Wasserständen in der Mur

Der Sondenkorb hielt jedoch auch größeren Abflüssen in der Mur stand (Abbildung 64, rechts) und konnte damit seine Praxistauglichkeit unter Beweis stellen.

6.2 STATION DONAU WIEN

6.2.1 PARAMETERUMFANG

Die Gewässermessstation Donau ist seit Ende Jänner 2003, nach einigen Testläufen im institutseigenen Wassertechnikum, vor Ort in Betrieb. Die eingesetzten Messsonden und die damit gemessenen Parameter sind in Tabelle 4 angeführt. Diese Parameter werden mit Ausnahme des Kompressor-drucks auch in der öffentlichen Auswertung der IMW-Internetdarstellung angezeigt. Es werden bis dato Messwerte im gewählten Standard-Messintervall von 10 Minuten auf der Messstation generiert und fünf Mal pro Tag (04:30; 08:30; 12:30; 16:30; 20:30 Uhr) über ein GSM-Modul in die Messnetzzentrale (MNZ) transferiert. Um 04:30 Uhr erfolgt auch täglich eine Uhrsynchronisation des Messstellenrechners mit der Messnetzzentrale (MNZ), wobei sich die integrierte Uhr in der MNZ ihrerseits wieder selbst permanent neu einstellt.

Weiters wurde im März 2003 über vier Tage ein Messintervall von 60 Minuten eingestellt. Der dadurch stattfindende Informationsverlust wurde jedoch damals bei sich verändernden Qualitäten des Donauwassers als zu schwerwiegend eingestuft, sodass dieser Versuch abgebrochen wurde. Der gegenteilige Effekt wurde mit einem Messintervall von 1 Minute erreicht. Die Änderungen in einem so großen Vorfluter wie der Donau sind nicht im Minuten-Intervall zu erwarten; der einzige Effekt war, dass die abgespeicherte Datenmenge und damit die GSM-Übertragungskosten zur MNZ exorbitant anstiegen.

Tabelle 4: Eingesetzte Messsonden und gemessene Parameter vor Ort

Bezeichnung der Sonde	Gemessene Parameter	Einheit
Tauchfähiges Spektrometer	TOCeq	[mg/l]
	DOCEq	[mg/l]
	SAK254	[Abs]
	NO ₃ -Neq	[mg/l]
	TSSeq	[mg/l]
3-Parameter Eintaucharmatur	NO ₃ -N	[mg/l]
	NH ₄ -N	[mg/l]
	Wassertemperatur	[°C]
3-Parameter Eintaucharmatur	pH-Wert	[-]
	Redox-Potential	[mV]
	Wassertemperatur	[°C]
Sauerstoffsensor	gelöster Sauerstoff	[mg/l]
Leitfähigkeitssensor	Leitfähigkeit	[µS/cm]
Pegelsonde	Wasserüberstand	[m]
Pt100 inkl. Messumformer	Lufttemperatur	[°C]
Drucktransmitter	Kompressor-druck	[bar]

6.2.2 ARTEN DER ENTNAHME VON WASSERPROBEN VOR ORT

Bei geeignetem Wasserstand bis ca. 1 m über den Sonden in Messposition wurden Proben für Kalibrations- und Kontrollzwecke üblicherweise mit einem Probeschöpfer direkt bei den installierten Sonden entnommen.

Nachdem die Donau eine Art Schichtung aufweist, die bei gewissen Parametern je nach Wetterlage und Jahreszeit mehr oder weniger deutlich zum Ausdruck kommt (v.a. gelöster Sauerstoff, Redox-Potential Temperatur), wurde beschlossen einen Probenahmeschlauch bis den fix montierten Messelektroden auf den Sondenkorb zu verlegen. Dieser gestattet eine punktgenaue Entnahme von Donauwasser, auch bei erhöhtem Wasserspiegel, mit Hilfe einer Pumpe durchzuführen (grüner Schlauch in Abbildung 65). Dieses Wasser wird zur Referenzmessungen bzw. Kalibration einiger Messsonden verwendet.



Abbildung 65: Montage eines Probenahmeschlauchs zur punktgenauen Entnahme von Donauwasser bei erhöhtem Wasserspiegel

6.2.3 EINSATZ IM DAUERBETRIEB: REINIGUNG BZW. KALIBRIERUNG DER MESSSONDEN

Um eine ausreichende Messqualität im Dauereinsatz zu erzielen, muss die Kalibration der eingesetzten Messsonden in einem dementsprechenden Rhythmus erfolgen. Die Wartungs- bzw. Kalibrationsintervalle hängen bei dieser Messstelle u.a. davon ab, ob der Messkorb prinzipiell ausreichend weit aus dem Wasser gezogen werden kann (aktueller Donaupegel unterhalb Wartungsposition), und/oder ob Unregelmäßigkeiten während der Messungen auftreten. Diese Unregelmäßigkeiten (v.a. Drift und Sprung) sind hauptsächlich die Ursache von Verunreinigungen, Beschädigungen bzw. einer Alterung der Membranen bei ionenselektiven bzw. gassensitiven Messelektroden. Bei der Spektrometer-Sonde werden diese Unregelmäßigkeiten durch eine Verschmutzung der Messfensters hervorgerufen.

Wie in Tabelle 5 angegeben liegt das Wartungs- bzw. Kalibrationsintervall derzeit bei rund 2 Wochen. Dieses kurze Intervall rührt hauptsächlich von der Kalibrationsnotwendigkeit der ISE-Sonde und der Standard-Sonde her. Eine grundsätzliche Kontrolle wäre viel seltener notwendig, da etliche der in die Messnetzzentrale transferierten Parameter zusätzlich auch zur Überwachung der

Funktionsfähigkeit der Station dienen.

Die folgenden Beschreibungen sollen nur einen kurzen Abriss dessen bieten, was alles auf die Qualität und Quantität der aufgezeichneten Messdaten Einfluss genommen hat. Um eine ausreichende Messqualität der verwendeten Sonden im Dauereinsatz zu erzielen, muss die Kalibrierung bzw. eine Reinigung in einem entsprechenden Rhythmus erfolgen. Zusätzlich ist eine Validierung der Daten und der verwendeten Messmethoden wichtig, weil damit die Verfolgung von Unsicherheiten der Messkette über die Zeit möglich ist (Rieger et al., 2001).

Tabelle 5: Eingesetzte Messsonden und deren Kalibration vor Ort

Sondenbezeichnung	Parameter	Kalibrationsintervall	Kalibrationsart
Tauchfähiges Spektrometer	TOC _{eq}	In Abhängigkeit von der vorhandenen Wasserqualität erfolgt die Aufnahme einer lokalen Kalibration	Entnahme von Sample-ID's mit anschließender Analyse im Labor, danach Zuordnung der Ergebnisse zu den während der Probenahme ermittelten Spektren
	DOC _{eq}		
	SAK254		
	NO ₃ -N _{eq}		
3-Parameter Sonde (ISE-Sonde)	TSS _{eq}		
	NO ₃ -N	2 wöchentlich	Zu Beginn 2-Pkt-Kalibration direkt auf die Wassermatrix, danach Offsetkalibration
	NH ₄ -N	2 wöchentlich	
Wassertemperatur	1 mal zu Beginn der Messungen, danach Kontrolle	Vergleich mit Referenzmessung	
3-Parameter Sonde (Standard-Sonde)	pH-Wert	2 wöchentlich	2-Pkt-Kalibration mit pH-Standards, danach Offsetkalibration
	Redox-Potential	2 wöchentlich	Offsetkalibration durch Vergleich mit Referenzmessung
	Wassertemperatur	1 mal zu Beginn der Messungen, danach Kontrolle	Vergleich mit Referenzmessung
Sauerstoffsonde	gelöster Sauerstoff	1-2 wöchentlich	Kalibration an der Luft
Leitfähigkeitssonde	Leitfähigkeit	1 mal zu Beginn der Messungen, danach Kontrolle	In der Bediensoftware erfolgt Zuordnung der gemessenen Werte zu Referenzmessungen
Pegelsonde	Wasserüberstand	nicht erforderlich, Kontrolle empfohlen	Werkseinstellung
Pt100 inkl. Messumformer	Lufttemperatur	nicht erforderlich, Kontrolle empfohlen	Werkseinstellung
Drucktransmitter	Kompressordruck	nicht erforderlich, Kontrolle empfohlen	Werkseinstellung

6.2.3.1 UV-VIS SPEKTROMETER

Die globale Kalibration der Sonde muss anfänglich durch etliche lokale Kalibrationen an die jeweilige Wasserzusammensetzung angepasst werden. Dies ist ein Vergleich der zum Zeitpunkt der Probenahmen abgespeicherten Spektren mit den Werten der anschließenden Laboranalysen für den jeweiligen Parameter. Die aus den gemessenen Spektren errechneten Parameter besitzen den Index „eq“ (= Äquivalent)

In Abbildung 66 ist ein Beispiel eines anfänglich noch nicht auf die tatsächlichen Wassermatrix kalibrierten Parameters DOC_{eq}_UV-VIS dargestellt. Dies ist erkennbar

durch ein stetiges Annähern der Kurve von DOCEq_{UV-VIS} an die Kurve von DOCEq (= Letztstand der lokalen Kalibration). Eine so genannte offline-Nachrechnung (= DOCEq) ist deshalb möglich, weil neben den eigentlichen Messwerten (= DOCEq_{UV-VIS}) auch die zugehörigen Absorptionsspektren in der Messnetzzentrale gespeichert werden.

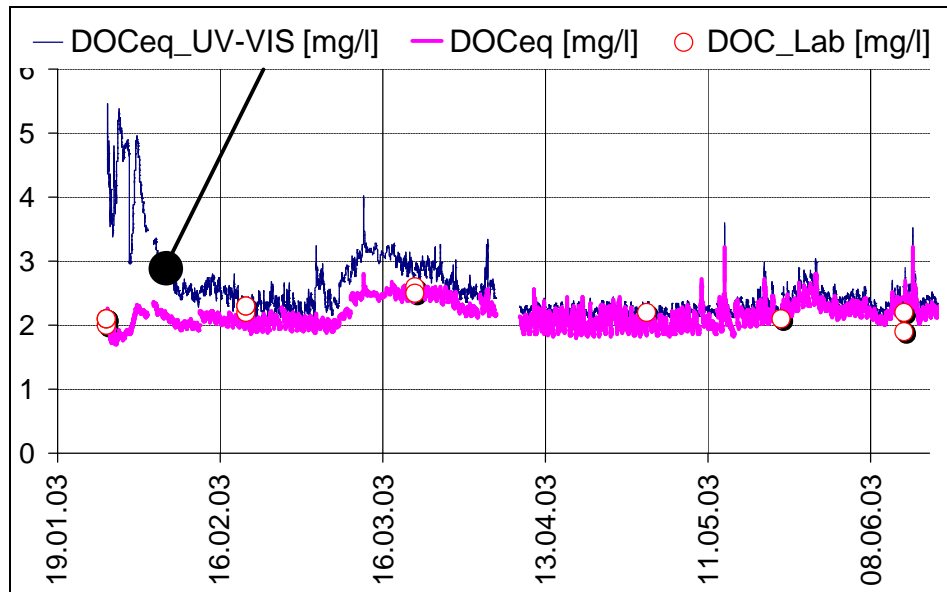


Abbildung 66: Rohmesswerte DOCEq_{UV-VIS} und offline nachgerechnete Messwerte DOCEq der Spektrometer-Sonde im Vergleich zu den Werten der Laboranalyse DOC_{Lab}

Prinzipiell ist die vorhandene Spülungseinrichtung (3 bar Kompressordruck) sehr wirkungsvoll, es wurden jedoch trotzdem Messprobleme festgestellt. Wie in Abbildung 67 beispielhaft dargestellt, zeigte sich eine erhebliche Drift der errechneten eq-Parameter durch Algenbewuchs im Messspalt der Spektrometer-Sonde. Es funktionierte zwar grundsätzlich die Reinigung der Messfenster mit Druckluft, der Lichtweg selbst (hier 35 mm) wurde jedoch nur durch die - für Algen anscheinend lebensfeindlichen - Lichtblitze des Messstrahles freigehalten. Während einer Messung könnten durch die Strömung feine Algenfäden in den Lichtstrahl gelangt sein, und so eine höhere Trübe indiziert haben. Dies wirkte sich auf die daraus errechneten eq-Parameter aus. Der Effekt war nach einer gründlichen manuellen Reinigung behoben.

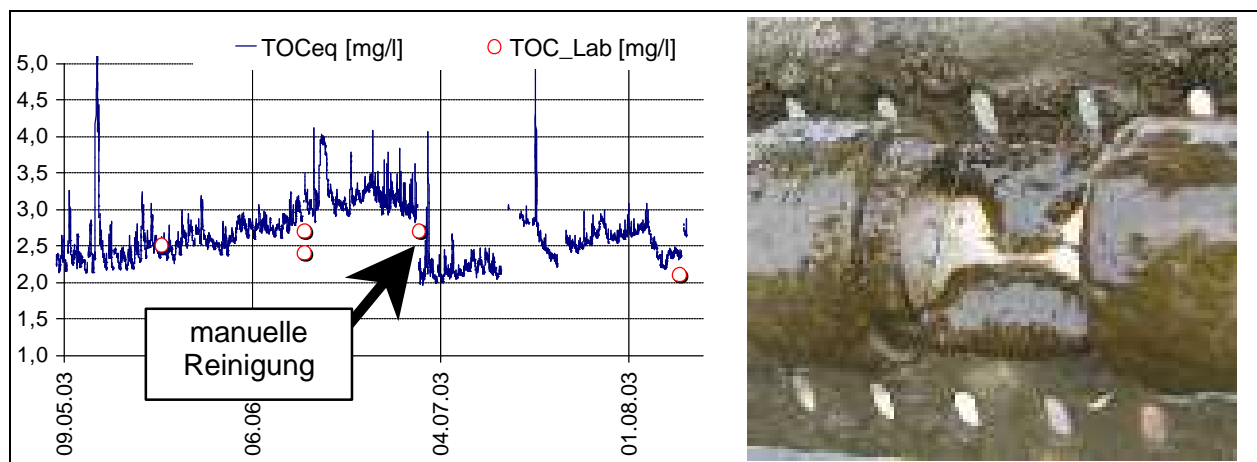


Abbildung 67: Drift eines errechneten eq-Parameters der Spektrometer-Sonde durch Algenbewuchs im Messspalt im Vergleich zu den Laboranalysen.

6.2.3.2 IONENSELEKTIVE MESSUNG VON AMMONIUM UND NITRAT

Da die Konzentrationsschwankungen von Nitrat und Ammonium in einem so großen Vorfluter wie die Donau nur in Extremsituationen stark ausgeprägt sind, wird zurzeit nur eine Zweipunkt-Kalibration durchgeführt. Die erste Kalibrationslösung entspricht der tatsächlichen Wassermatrix und die zweite Lösung wird mit Hilfe eines Standards aufgestockt. Da Idealerweise der gesamte abzudeckende Messbereich zwischen den beiden Kalibrationspunkten liegen sollte, ist nach Ermittlung eventueller Konzentrationsschwankungen im Messmedium derjenige Zeitpunkt für die Entnahme der ersten Kalibrationslösung (= tatsächliche Wassermatrix) auszuwählen, der der geringsten Konzentration entspricht. Durch die anschließende Aufstockung ist dann der gesamte Messbereich abgedeckt.

Durch die sehr niedrigen Ammoniumkonzentrationen von 0,25 mg/l bis 2 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ (siehe dazu auch Abbildung 106; theoretischer Einsatzbereich lt. Sondenhersteller ab ca. 0,02 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$) befand man sich im unteren Bereich der maximal möglichen Messspanne. Die Ungenauigkeiten bei diesen geringen Konzentrationen hätten durch die Aufnahme einer so genannten C-Kurve, mit anschließender Offset-Kalibration weitestgehend eliminiert werden können.

Die Kalibrationskurve von Nitrat kann über den gesamten Messbereich als linear angenommen werden (theoretischer Einsatzbereich lt. Sondenhersteller ab ca. 0,09 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$). Hier reicht, bei der Aufgabe einer genauen Messung im unteren Konzentrationsbereich, die Aufnahme einer Zweipunkt-Kalibrationskurve mit anschließendem Offset-Abgleich.

Als Referenzmethode vor Ort kann sinnvollerweise nur ein feldtaugliches Laborphotometer eingesetzt werden, da softwaremäßig nur eine begrenzte Zeitspanne für die Kalibration zur Verfügung steht. Für die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ wird ein Photometer verwendet, bei dem die Konzentrationsabweichungen der Ergebnisse vor Ort zum Laborwert nur maximal 4% bzw. 2% betragen.

Bei einer automatischen Reinigung mit Druckluft ist hinsichtlich der Lebensdauer der eingesetzten Membranen zu beachten, dass wegen der zusätzlichen abrasiven Wirkung in schnell fließenden Gewässern (ca. 1,0 m/s an der Donau bei einem Überstau von 1,0 m über den Sonden in Messposition) entweder die Membranen dementsprechend ausgebildet sein müssen, oder es ist der Spüldruck (hier 1,5 bar Kompressordruck), das Spülintervall bzw. die Spüldauer diesem Umstand anzupassen. Für den Einsatz in der Donau entwickelte der ISE-Sondenhersteller härtere (= widerstandsfähigere) Membranen.

Abbildung 68 zeigt einen Drift infolge von zunehmender Verschmutzung der Membranoberfläche durch massives Biomassewachstum in der Donau infolge steigender Wassertemperaturen im Frühling. Diese Drift kann jedoch auch durch die Wassermatrix selbst herrühren. Abhilfe schafft nur eine mechanische Reinigung mit einem weichen Schwamm und einer anschließenden Offset-Kalibration, bzw. ein Tausch der Membran.

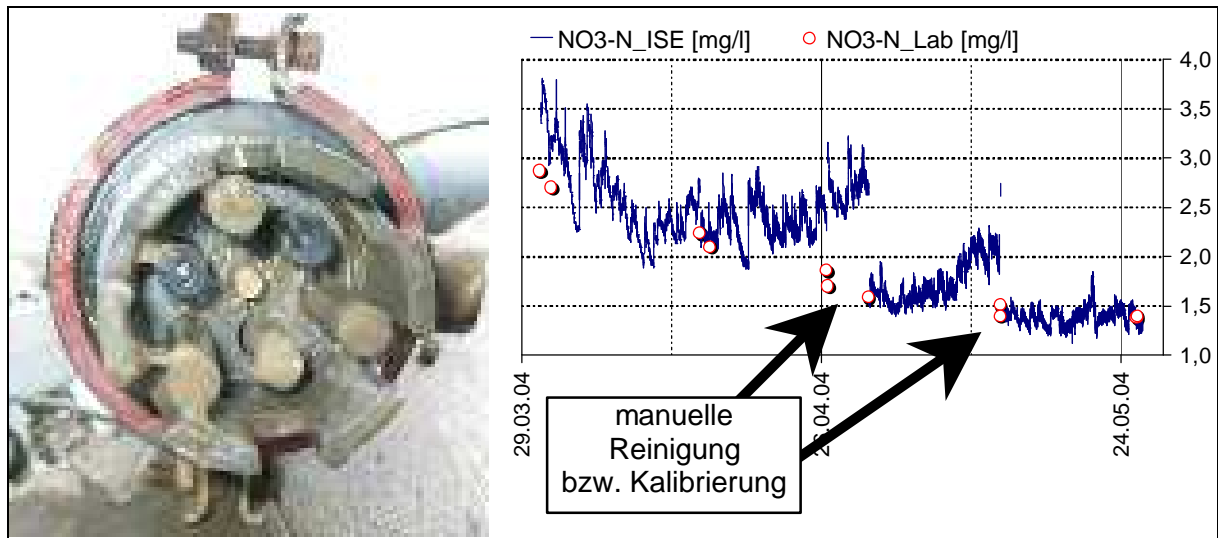


Abbildung 68: Drift durch Algenbewuchs bzw. Sekrete von Kleinkrebsen an der Membranoberfläche der ISE-Elektroden.

6.2.3.3 SAUERSTOFFSENSOR

Das Messsignal des eingesetzten Sauerstoffsensors (elektrochemisches Messprinzip) war zu Beginn der Messungen sehr stabil. Im Laufe der Zeit jedoch traten immer öfter Probleme mit dieser Art der Sauerstoffmessung während der Kalibrierung und dem anschließenden Einsatz auf. Anfang Jänner 2004 versagte der Sensor komplett, und wurde auch nicht mehr ersetzt.

Es ist auch der einzige Sensor, der nicht in Messposition kalibriert werden kann. Die Kalibration muss an der Luft geschehen, was den Einsatz zusätzlich erschwerte. Der einzige Vorteil während des Jahres 2003 war, dass der Pegel an der Donau überdurchschnittlich niedrig war, und so der Sensor oft zugänglich war. Es wurde ebenfalls eine automatische Spülung mit Druckluft installiert, die sehr gut funktionierte.



Abbildung 69: Detailansicht der Sauerstoffelektrode mit dem Druckluft-Spülungsrohr (links)

6.2.3.4 LEITFÄHIGKEITSENSOR

Der Sensor musste zu Beginn der Messungen wegen eines Produktionsfehlers an die Herstellerfirma zurückgeschickt werden, was zu einem erheblichen Datenverlust führte.

Nachdem jedoch der Sensor kalibriert wurde, war er praktisch wartungsfrei und lieferte ausfallfreie Messreihen. Es wurde aufgrund des einfachen Messprinzips und der Ausgestaltung der Messelektroden selbst, keine automatische Reinigung installiert. Die Reinigung des Sensors beschränkte sich auf ein manuelles Entfernen des Algenbewuchses während der Wartung anderer Sonden.

6.2.4 BETRIEBSSTÖRUNGEN

6.2.4.1 TROCKENFALLEN DER MESSSONDEN

Das größte Problem bezüglich einer sehr geringen Wasserführung war bei dieser Art der Sondenbefestigung die fixe Lage in der Messposition. Diese fixe Lage erlaubte nur ein geringes nachjustieren in der Höhe der installierten Messsonden bezogen auf den Wasserspiegel in der Donau. Als Ergebnis des außergewöhnlich trockenen Jahres 2003 waren die Sensoren sehr oft an der Luft und konnten daher keine Messungen im Wasser durchführen. Im Winter jedoch bestand weiters die Gefahr des Einfrierens der in den Sonden verwendeten wässrigen Elektrolytlösungen. Es benötigte je nach Sondentyp einige Zeit, bis diese nach dem Eintauchen in das Donauwasser durch einen steigendem Pegel wieder messbereit waren.

Als Konsequenz aus diesen Problemen wurde der gesamte Sondenkorb am 26.09.2003 um 15 cm tiefer gesetzt.



Abbildung 70: Sensoren hängen durch einen zu geringen Wasserspiegel der Donau in der Luft. Dies wurde besonders oft im trockenen Jahr 2003 beobachtet.

6.2.4.2 GESCHIEBEZUGABE UND SCHIFFSVERKEHR

Durch menschliche Eingriffe beeinflusste Fließgewässer weisen meist gravierende Beeinträchtigungen des Feststoffhaushaltes auf, der sowohl das Geschiebe als auch den Feinstofftransport umfasst. In größeren Stauhaltungen wird Feststoff in Bereichen zurückgehalten, in denen sonst Gleichgewicht von Erosion und Anlandung herrscht, wodurch flussab ein Defizit entsteht.

Dies wird durch regelmäßige Geschiebezugaben unterhalb des Kraftwerkes Freudenau verhindert. Dazu pendelt ein Verband von einem Schleppschiff mit einem Ladeschiff permanent zwischen der Stauhaltung Freudenau und dem Bereich flussabwärts. Wenn diese Zugaben rechtsufrig oberhalb der Messstation stattfinden beeinflusst die sich dadurch entwickelnde Feinstoffwolke in der Donau erheblich die Trübe des Wassers.

Das Problem ist jedoch nicht nur durch die Feinstoffwolke selbst, sondern auch die Ablagerungen an der Ufersicherung, die durch den Wellenschlag nachfolgender Schiffe wieder aufgewirbelt und weitertransportiert werden. Die Problematik mit dem Wellenschlag vorbeifahrender Schiffe war besonders dann ein Problem, wenn (i) der Wasserspiegel in der Höhe der Messsonden lag und (ii) die Organismendichte an der Ufersicherung sehr hoch war.

6.2.4.3 HOCHWASSER

Die schweren Hochwässer im August 2002 machten deutlich, dass man sich mit der Messstation an der Donau an einem sehr schwierigen Standort befindet (siehe dazu Abbildung 71).

Nachdem die Konstruktion das damalige Hochwasser ohne nennenswerten Schaden überstanden hatte, begannen die Aufräumarbeiten. Die schwierigste Aufgabe bestand jedoch im Freispülen der verlegten Rohre für die Kabel, welche total aufsedimentiert waren. Als Konsequenz aus dem Hochwasser wurden bei der anschließenden Montage vor Ort alle stromführenden Teile und Geräte über die August-Hochwassermarken geführt.

Während der gesamten Messperiode seit Jänner 2003 kam es zu keinem nennenswerten Hochwasserereignis.



Abbildung 71: Folgen des Hochwassers vom August 2002 für die Messstation.

6.2.4.4 VERKLAUSUNG

Obwohl die Verklausungsgefahr durch die fixe Höhenlage und das ca. 3,5 km flussaufwärts gelegene Kraftwerk Freudenua sehr gering ist, musste doch mehrmals bei geringerem Wasserstand Treibholz aber auch Plastikplanen vom Sondenkorb entfernt werden (Abbildung 72).

Bevor die Messsonden am Sondenkorb montiert wurden, sprang Ende Oktober 2002 durch eine Verklausung der Schlitten aus den Schienen, da diese anfangs keine Querverstrebungen besaßen. Dieser Mangel wurde daraufhin im November 2002 behoben. Mit einem erhöhten Aufkommen an Treibholz ist prinzipiell nur im Hochwasserfall zu rechnen. Dabei erfolgt jedoch eine Überspülung des Sondenkorbes um mehrere Meter und die Verklausungsgefahr sinkt.



Abbildung 72: Verklausungen am Sondenkorb durch Treibholz und Müll.

Um die Gefahr einer Verklausung der getauchten Sonden jedoch noch weiter einzudämmen, wurde Anfang Februar 2003 zusätzlich ein schräges Abweiserblech vor die Messsonden montiert. Durch diesen Schritt konnten erhebliche Verbesserungen bezüglich der Anfälligkeit gegenüber Verklausungen durch Gestrüpp und Treibholz erreicht werden.

6.2.4.5 EISTRIB

Eine nicht zu vernachlässigende Tatsache an einem fließenden Gewässer sind treibende Eisschollen. Diese waren im Winter 2002/03 bei einer Beobachtung am 20.02.2003 bis zu 2 m² groß und rund 10 cm dick. Die Eisschollen touchierten das Abweiserblech, ohne jedoch Schaden anzurichten. Diese dürften aus dem Hafenbecken des Alberner Hafens in die Donau getrieben sein. Durch die Gefahr der scharfen Kanten ist eine ausreichende Sicherheit der direkt im Messmedium installierten Messsonden unbedingt erforderlich.

6.2.4.6 VERSCHMUTZUNGEN DURCH KANALENTLASTUNGEN

Seit Beginn der Arbeiten an der Messstelle sind drei Mal (Herbst 2002, April 2003, Mai 2003) erhebliche Mengen an Fett vermischt mit Küchenabfällen und Toiletteartikel an

das rechte Donauufer gespült worden. Diese Tatsache war nicht nur fatal für die empfindlichen Messmembranen mancher Sonden, sondern auch wegen der damit verbundenen Rutschgefahr sehr gefährlich bzw. auch Ekel erregend stinkend.

Aus Gesprächen mit Behördenvertretern war dies auf Regenereignisse zurückzuführen, die die Entlastungsbauwerke im Wiener Kanalnetz anspringen ließen.

6.2.4.7 ALGEN UND KLEINTIERE

Vor allem in den späten Frühlingswochen, wenn die Wassertemperatur zu steigen beginnt, ist mit einem sehr raschen Ansteigen der biologischen Aktivität zu rechnen. Die Biomasse in der Donau vermehrt sich dann explosionsartig und besiedelt jede feste Oberfläche im Wasser bzw. nutzt jede Möglichkeit sich zu verankern und Unterschlupf vor der Strömung zu finden.

Das Ergebnis ist v.a. in Verbindung mit einem niedrigen Wasserspiegel (d.h. viel Licht in der Höhe der Sonden) ein teilweise bis zu cm-dicker Algenbewuchs auf den untergetauchten Sonden. Der Algenaufwuchs ist durch die eingesetzten Spülvorrichtungen (mit Druckluft) bei denjenigen Teilen, die der eigentlichen Messung dienen, relativ leicht in den Griff zu bekommen. Allenfalls hilft während dieser Zeit eine Reduzierung des Intervalls zwischen den Spülungen und eine verlängerte Spüldauer.

Ein größeres Problem stellen die Fliegenlarven und Kleinkrebse dar, die sich mit Hilfe von klebrigen Sekreten auf den Oberflächen gegen den Abtrieb sichern. Dort wo die Luftspülung nicht den vollen Effekt hatte, waren diese Absonderungen nur noch mechanisch zu entfernen. Besondere Vorsicht war bei den ionenselektiven Membranen geboten, die prinzipiell nicht mit einem sehr hohen Spüldruck gereinigt werden dürfen. Hier half nur ein weicher Schwamm zum abwischen der Absonderungen.

6.3 STATION KLÄRANLAGE

6.3.1 PARAMETERUMFANG

Die kontinuierliche Messung der wesentlichen Belastungsparameter einer Kläranlage (CSB und NH₄-N) liefert wertvolle Erkenntnisse über die Größenordnung der Belastungsschwankungen, ihres zeitlichen Verlaufes und Häufigkeit. Mithilfe der dynamischen Information kann die tatsächliche Schwankungsbreite der Belastung und der Auswirkung dieser Schwankungen auf die Anlagenleistung analysiert werden. Zusätzlich werden Informationen gewonnen, welcher Stellbereich für die Hauptaggregate der Prozesssteuerung benötigt wird (z.B. Gebläse). Schließlich gewinnt man Erkenntnisse, die zu einer Optimierung der eingesetzten Prozessregelstrategien verwendet werden können.

Die Überwachung der Belastung einer Kläranlage ist in Österreich eine Anforderung an die Eigenüberwachung und eine wesentliche Grundlage zur Festlegung der Betriebseinstellungen und zur Beurteilung der Leistung einer Kläranlage.

Zur Prozessüberwachung wurde eine Messstation installiert, die zwei wesentlichen Aufgabenstellungen diene:

- Kontinuierliches Monitoring der Anlagenbelastung
- Monitoring des biologischen Prozesses

Da nur in-situ Sonden zur Anwendung kamen, war die Installation vergleichsweise einfach; die Sonden wurden in offenen Kanälen oder im Belebungsbecken als Eintauch- oder Tauchsonden installiert. Da das Kläranlagengelände gesichert ist waren keine Maßnahmen zum Schutz der Messstation vor unbefugtem Zutritt oder Vandalismus notwendig.

In Tabelle 6 sind die auf der Kläranlage eingesetzten Sonden angeführt und werden in den folgenden Kapiteln näher beschrieben.

Tabelle 6: Beschreibung der Sonden der Station Kläranlage

Sondentyp	Parameter	Bemerkung
ionenselektive Sonde (ISE-Sonde)	NH ₄ -N pH-Wert Temperatur	Die pH-Messung dient auch zur automatischen Korrektur des gemessenen NH ₄ -N-Wertes, sollte durch hohe pH-Werte (> pH 8) eine Verschiebung in Richtung Ammoniak auftreten. <i>Einsatz: Zulauf, Belebungsbecken</i>
Konduktiv	Leitfähigkeit	Die Leitfähigkeitsmessung wird auch dazu genutzt um die Dynamik der Salzbelastung der Kläranlage zu beobachten, um insbesondere Auswirkungen dieser dynamischen Schwankungen auf die Stabilität der ionensensitiven Messung untersuchen zu können. <i>Einsatz: Zulauf</i>
UV-VIS-Spektrometer	CSB _{eq} gesamt CSB _{eq} gelöst TSS _{eq} NO ₃ -N _{eq}	Die UV-VIS-Absorptionsmessung stellt eine Indirektmethode dar um verschiedene Parameter ohne kontinuierlichen Reagenzienverbrauch direkt im Medium zu messen. Es ist jedoch zu bedenken, dass die eigentliche Messgröße (Absorption) nur geringen Informationsgehalt liefert, sieht man von Techniken ab, die auf einer Auswertung der Veränderungen des Absorptionsmusters aufbauen. Die im Regelfall interessierende Information wird erst durch Korrelation der Absorptionsmessung mit Referenzmessungen im Labor zugänglich. Aus der Literatur ist bekannt, dass diese Korrelation nicht global besteht sondern für jeden Messort und jede Anlage spezifisch erarbeitet werden muss. <i>Einsatz: Zulauf, Belebungsbecken</i>

6.3.2 MONITORING DER ANLAGENBELASTUNG – MESSSTELLE ZULAUF SANDFANG

Für die kontinuierliche Messung der Anlagenbelastung wurden nach dem Rechen im Zulaufkanal zum Sandfang eine ionensensitive Sonde zur Ammoniummessung, ein Spektrometer zur Messung organischer Summenparameter und der Trockensubstanzkonzentration und eine Leitfähigkeitssonde installiert.

6.3.2.1 AMMONIUMMESSUNG MITTELS EINER IONENSENSITIVEN (ISE)-SONDE

Es wurde eine Zweikanal-ISE-Sonde eingesetzt, die während dem Grossteil der Messperiode mit einer ionensensitiven NH₄⁺-Elektrode und einer pH-Elektrode bestückt war. Am Ende der Messkampagne wurde die pH-Elektrode durch eine ionensensitive K⁺-Elektrode ersetzt. Die Sonde ist mit Reinigungsdüsen für Druckluft bestückt. Das Reinigungsintervall wurde am Stationsrechner konfiguriert, der ein Magnetventil ansteuerte. Als Druckluftversorgung konnte das Druckluftnetz der Anlage genutzt werden, es war jedoch der Einbau eines Druckreglers in der Zuleitung zur Sonde erforderlich, um den maximalen Spüldruck zu begrenzen (max. 2 bar). Als Spüldauer wurde 5 Sekunden gewählt, um die mechanische Belastung der Messmembran zu begrenzen.

Bei Bestückung der Sonde mit NH₄⁺- und pH - Elektroden, wird automatisch eine pH-Kompensation durchgeführt. Diese kann erforderlich sein, falls im Zulauf hohe pH-Werte (pH > 7,5) auftreten und damit aufgrund des Ammonium-Ammoniak-

Gleichgewichts ein abnehmender Anteil als Ammonium vorliegt. Da mit der ionensensitiven NH_4^+ -Elektrode nur das freie Ammonium erfasst wird, würde das Fehlen dieser Kompensation zu Minderbefunden führen.

Mittels der Kaliumelektrode kann das Hauptstörion der ISE-Ammoniummessung simultan mitgemessen werden. Damit kann der Einfluss des Störions quantifiziert werden und auch eine automatische Kompensation dieses Störeinflusses durchgeführt werden.

Für die Belastung der Anlage ist letztlich die Gesamtstickstoffkonzentration entscheidend, da diese Größe für die Beurteilung der Stickstoffentfernung der Anlage und auch für den Energieverbrauch der Anlage (Belüftungsenergie für die Nitrifikation) maßgeblich ist. Mit der ISE-Sonde wird nur der als Ammonium vorliegende Teil erfasst; die Gesamtstickstoffkonzentration kann durch begleitende Labormessungen des $\text{NH}_4\text{-N:Nges-Verhältnisses}$ bestimmt werden.

Der Betrieb der ISE-Sonde war unter Einhaltung eines etwa zweiwöchigen Wartungsintervalls weitgehend problemfrei. Die Funktion der automatischen pH-Kompensation wurde mittels Labortests überprüft und die korrekte Funktion bestätigt. Beim Vergleich mit den Labor-Referenzwerten wurden tendenziell Minderbefunde festgestellt. Es wird angenommen, dass diese durch Beläge auf der Messmembran bedingt waren, die sich trotz der periodischen automatischen Reinigung bilden konnten (Abbildung 73, rechts unten).



Abbildung 73: Verschmutzung der ISE-Sonde im praktischen Betrieb (Messstelle Zulauf Sandfang) durch Fett und Styroporpartikeln. *Links oben*: Außenansicht des Sondenkopfs mit Elektrodenschutz. *Rechts oben und links unten*: Detailansichten des Messkopfs ohne Elektrodenschutz. *Rechts unten*: Detailansicht der ISE-Elektrode

An der untersuchten Anlage konnte fallweise ein erhöhter Fettanteil im Rohabwasser auftreten. Weiters sammelten sich im Verlauf des Einsatzes der Sonde Styroporpartikel zwischen den Messelektroden an. Diese Ablagerungen hatten jedoch keinen negativen Einfluss auf die Messeigenschaften der ISE-Sonde.

Jeder Reinigungsvorgang stellt auch eine gewisse mechanische Belastung für die Messmembranen der ionensensitiven Sonde dar. Im Sinne einer Maximierung der Lebensdauer der Membran ist daher ein zu häufiges Reinigen nicht zielführend. Im Belebungsbecken war ein halbstündiges Reinigungsintervall vollkommen ausreichend. Für die Zulaufmessstelle wäre aufgrund der besonderen Randbedingungen ein Reinigungsintervall zwischen 5 und 10 Minuten erforderlich gewesen. Am Stationsrechner war es nicht möglich für verschiedene Messstellen unterschiedliche Reinigungsintervalle einzustellen, daher wurde ein Intervall gewählt, das einen Kompromiss zwischen den Erfordernissen der einzelnen Messstellen darstellte (typisch 15 Minuten).

Für die Lebensdauer der Messmembran kann bei einer Verwendung der Sonde im Rohabwasser eine Periode von 2 - 4 Monaten angenommen werden, wobei die untere Grenze für stark fetthaltiges Abwasser gilt, die ein sehr kurzes Reinigungsintervall (5 Minuten) erfordert.

Die Sonde wurde in etwa 2-wöchigen Intervallen kalibriert. Dabei wurde ein Einpunktkalibrierungsverfahren verwendet, bei dem die werksseitige Kalibrierkurve an den Referenzwert (Labormessung - Küvettentest) angepasst wird. Aufgrund der relativ hohen Ammoniumkonzentrationen an der Messstelle (typisch $20 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$) war dieses einfache Kalibrierungsverfahren ausreichend.

Wird eine neue Messmembran eingebaut, so empfiehlt sich eine Zweipunktkalibrierung mit Standardlösungen. Das verwendete Konzentrationsverhältnis sollte etwa 1:10 betragen, die absoluten Konzentrationen der Kalibrierlösungen sollten etwa 20 % und 80 % der an der Messstelle erwartenden Maximalkonzentration ausmachen. Auf eine ausreichende Ionenstärke der Kalibrierlösungen ist zu achten, gegebenenfalls kann diese mittels TISAB-Lösungen (Total Ionic Strength Adjustment Buffer) eingestellt werden.

Die Zweipunktkalibrierung kann am Installationsort (aufwendig, siehe Abbildung 74) oder im Labor durchgeführt werden. Es empfiehlt sich daher alle Anschlüsse der Sonde als Steckverbindungen auszuführen um einen einfachen Aus- und Einbau der Sonde an der Messstelle zu ermöglichen. Vor jeder Kalibrierung ist eine ausreichende Adaptierung der Messmembranen an das Medium unbedingt zu beachten. Nach dem Einsetzen einer neuen Membran sollte die Elektrode einige Stunden in der Kalibrierlösung gelagert werden. Nach erfolgreicher Zweipunktkalibrierung der neuen Membran wird die Elektrode in den Sensor eingebaut und sollte danach etwa eine Stunde an das Messmedium adaptiert werden, bevor mittels einer Einpunktkalibrierung die Anpassung an die Medieneigenschaften an der Messstelle erfolgt.



Abbildung 74: Zweipunktkalibrierung einer ISE-Sonde mit Standardlösungen

6.3.2.2 LEITFÄHIGKEITSMESSUNG

Parallel zur ISE-Sonde wurde eine Leitfähigkeitsmesssonde installiert, um die Dynamik an der Messstelle kontinuierlich zu erfassen. Damit sollte festgestellt werden, ob Schwankungen der Leitfähigkeit Änderungen der Störionenkonzentration anzeigen und damit die Leitfähigkeitsmessung als Indikator für die Stabilität der ISE-Messung dienen kann.

Es kam zwar eine Sonde ohne automatische Reinigung zum Einsatz; dennoch konnten keine negativen Einflüsse auf die Messung aufgrund der Sondenschmutzung (Belagsbildung) festgestellt werden. Es wird angenommen, dass die sich bildenden Beläge ähnliche Leitfähigkeitseigenschaften wie das umgebende Medium aufweisen. Zu wesentlichen Verzopfungen der Sonde kam es im Beobachtungszeitraum nicht.

Die Sonde funktionierte anfänglich problemlos und zeigte auch eine gute Übereinstimmung bei Kontrollmessungen mit einer Handsonde und den Messwerten einer Betriebssonde, die parallel zur Messstelle installiert war. Nach einem Betriebszeitraum von etwa einem Jahr kam es jedoch zu einem Totalausfall. Die Elektroden lösten sich aus den Halterungen (Abbildung 75) wodurch Wasser in die Sonde eindrang und die Elektronikeinheit zerstörte. Die Sonde wurde beim Lieferanten klar für die Anwendung im Rohabwasser spezifiziert und bestellt; nach Auskunft des Herstellers nach dem Schadensfall lag jedoch eine „Unverträglichkeit mit dem Messmedium“ vor.

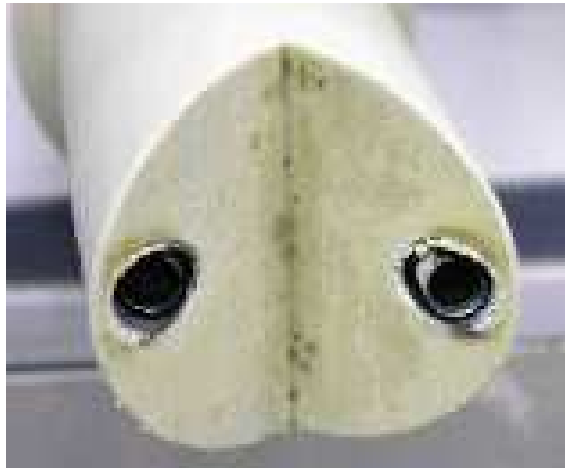


Abbildung 75: Defekte Leitfähigkeitssonde (Verlust der Elektroden)

6.3.2.3 MESSUNG VON ORGANISCHEN SUMMENPARAMETERN UND DER TS-KONZENTRATION MITTELS UV-VIS-SPEKTROMETRIE

Zur Messung der Dynamik der organischen Schmutzfrachtbelastung der Anlage wurde ein UV-VIS-Spektrometer eingesetzt. Das tauchfähige Spektrometer wurde im Zulaufkanal zum Sandfang horizontal mittels Gewindestangen installiert. Dabei wurde das freie Ende (ohne Anschlusskabel) gegen die Strömungsrichtung gerichtet und die Gewindestangenhalterungen nach den Messfenstern montiert. Dadurch wurden Verzopfungen, die sich auf den Halterungsstangen bildeten, vom optischen Pfad ferngehalten (Abbildung 76).



Abbildung 76: Verzopfungen auf den Halterungsstangen des Spektrometers in Fließrichtung nach dem optischen Pfad

Auch diese Sonde war mit einer Druckluftreinigung ausgerüstet, die wiederum vom Druckluftnetz der Anlage gespeist wurde. Die Reinigung funktionierte weitgehend zufriedenstellend und konnte im Normalfall den Messpfad frei von Grobstoffen halten bzw. eine augenfällige Belagsbildung an den Messfenstern verhindern. Detailuntersuchungen zeigten jedoch, dass es zu einer Bildung eines mit freiem Auge kaum sichtbaren Belags an den Messfenstern kommen kann, der zu einer Drift der Nulllinie des Spektrometers führt. Diese Beläge waren auch zusätzliche mechanische Reinigung nur schwer entfernbar sondern nur durch den Einsatz von Chemikalien (0,1N

HCl, Ethanol). Insgesamt empfiehlt sich daher ein periodischer (etwa alle 3-4 Monate) Ausbau der Sonde verbunden mit einer Nullreferenzmessung (mit destilliertem Wasser nach gründlicher mechanischer Reinigung der Sonde).

Das Spektrometer funktionierte weitgehend problemfrei, einmalig kam es zu einem Korrosionsschaden (Abbildung 77), der den Austausch wesentlicher Komponenten der Sonde erforderte. Nach Auskunft eines Mitarbeiters des Sondenherstellers wurde bei der Reparatur die sondeninterne Erdung geändert. Die Sonde wurde an der gleichen Messstelle und mit völlig identer Installation, wie vor dem Schadensfall, noch etwa 11 Monate betrieben. In dieser Periode trat kein weiterer Korrosionsschaden auf.



Abbildung 77: Korrosionsschaden am Spektrometer

6.3.3 MONITORING DES BIOLOGISCHEN PROZESSES – MESSSTELLE BELEBUNGSBECKEN

Zum Monitoring des biologischen Prozesses wurde eine Messstelle im Belebungsbecken einer kommunalen Kläranlage eingerichtet. Bei dieser Messstelle kam ein Atmungsmessgerät, eine LDO-Sauerstoffsonde, zwei verschiedene Typen von ISE-Sonden für die Ammoniummessung und zwei verschiedene Sonden zur kontinuierlichen Messung des Schlammvolumens zum Einsatz.

6.3.3.1 KONTINUIERLICHE ATMUNGSMESSUNG

Die Atmungsmessung wird bisher vorwiegend als Kontrollmessung im Labor eingesetzt, um die Aktivität und Abbaukapazität des Belebtschlammes zu ermitteln. In Sonderfällen (Industrieanwendungen) werden vereinzelt Atmungsmessgeräte zur Detektierung toxischer Abwässer und damit verbunden zur Steuerung von Auffang- und Speicherbecken eingesetzt.

Bei dem im Projekt verwendeten Atmungsgerät handelte es sich um ein in-situ Gerät (Abbildung 78), das durch zusätzliche Einbauten und Zusatzausrüstung für die Ziele des Projekts adaptiert wurde. Es sollte die Nitrifikationsatmung und damit die Nitrifikationskapazität der Anlage langfristig beobachtet werden und daraus die Wirkung äußerer Einflüsse wie Temperatur und Belastungsschwankungen von betrieblichen Maßnahmen beurteilt werden.

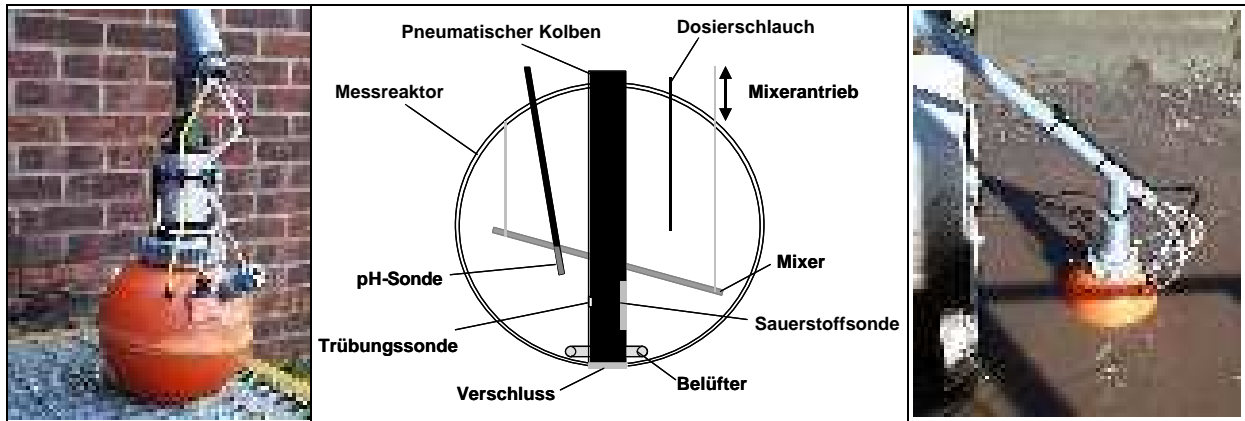


Abbildung 78: In-situ Atmungsmessgerät. *Links*: Außenansicht, *Mitte*: Schnittbild, *Rechts*: Messgerät im Belebungsbecken installiert

Der Messreaktor ist als Kugel mit einer unteren Öffnung ausgebildet (Abbildung 78, Mitte), die durch einen zentralen pneumatisch betätigten Kolben verschlossen wird. Der zentrale Kolben dient auch als Halterung für eine Sauerstoff-, eine Leitfähigkeits- und eine Trübungssonde. Am Boden des Messreaktors ist ein ringförmiger Schlauchbelüfter zur Belüftung montiert. Ein hufeisenförmiger Mixer, der ein Absetzen des Belebtschlammes im Messreaktor verhindert, ist an der offenen Seite des Gehäuses abgehängt, am geschlossenen Ende ist er mit einem Mixerantrieb verbunden, der für eine kontinuierliche Auf- und Abwärtsbewegung sorgt. Über einen Dosierschlauch können die benötigten Substrate, Nähr- und Hemmstoffe direkt in den Messreaktor dosiert werden. Schließlich ist eine pH-Sonde montiert, die aus dem Messreaktor entnommen werden kann.

Das Atmungsmessgerät arbeitet im Batchbetrieb, d.h. der Messreaktor wird mit Belebtschlamm befüllt und danach werden mehrere Messzyklen (Belüften/Veratmen), allenfalls unter Zugabe von Substrat oder Nährstoffen, durchschritten bis der gesamte Versuch abgeschlossen ist. Danach wird der Messreaktor entleert und anschließend mit einer neuen Probe befüllt.

Um spezielle Untersuchungen automatisiert durchführen zu können, war die Installation einer softwaregesteuerten Pumpstation erforderlich, die in Abhängigkeit des Versuchsablaufs definierte Mengen von Hilfssubstanzen in den Messreaktor dosiert.

Prinzipiell wurde folgender Messablauf konzipiert:

Zunächst wird der Messreaktor befüllt und belüftet bis sich die Kohlenstoffgrundatmung OVC_g eingestellt hat. Danach wird eine Ammoniumlösung ($10 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$) zudosiert – damit ist sichergestellt, dass die Nitrosomonas sicher nicht ammoniumlimitiert sind. Die gemessene Atmung OV_1 entspricht der Stickstoffmaximalatmung plus der Kohlenstoffgrundatmung ($OV_1 = OVN_{max} + OVC_g$).

Nach einer wählbaren Periode – nach der noch immer Ammoniumüberschuss herrschen muss – wird die zweite Nitrifikationsstufe – also die Oxidation von Nitrit zu Nitrat – durch Zugabe von Natriumchlorat (NaClO_3 , Konzentration im Messreaktor ca. $835 \text{ mg}_{\text{ClO}_3/\text{l}}$) gehemmt. Die gemessene Atmung OV_2 entspricht der Ammoniummaximalatmung plus der Kohlenstoffgrundatmung ($OV_2 = OV\text{-NH}_4\text{max} + OVC_g$).

Nach einer weiteren wählbaren Periode wird auch die erste Nitrifikationsstufe durch Zugabe von Allylthioharnstoff (ATH, Konzentration im Messreaktor ca. $20 \text{ mg}_{\text{ATH}/\text{l}}$)

gehemmt. Die gemessene Atmung OV_3 entspricht der Kohlenstoffgrundatmung ($OV_3 = OVCg$).

Schließlich wird nach einer weiteren wählbaren Periode Substrat zugegeben, sodass Kohlenstoff im Überschuss vorliegt. Die gemessene Atmung OV_4 entspricht der Kohlenstoffmaximalatmung plus der Kohlenstoffgrundatmung ($OV_4 = OVCmax + OVCg$).

Aus den vier gemessenen Atmungswerten OV_1 bis OV_4 können die prozessspezifischen Atmungen berechnet werden. Zur Verkürzung des Versuches können einzelne Dosierabschnitte auch weggelassen werden; in diesem Fall können dann aber auch nicht alle der oben beschriebenen Atmungen bestimmt werden.

Der Schlamm wird im Messreaktor intermittierend belüftet, wobei die Sauerstoffkonzentration zu Beginn jeder Messung deutlich über $2 \text{ mg}_{O_2}/\text{l}$ liegen soll, damit eine Sauerstofflimitierung der Abbauprozesse ausgeschlossen werden kann. Aus dem gleichen Grund sollte die Sauerstoffkonzentration am Ende jedes Atmungszyklus nicht unter $2 \text{ mg}_{O_2}/\text{l}$ liegen. Die Start- und Endkonzentration für die intermittierende Belüftung wird vom Benutzer vorgegeben.

6.3.3.2 SAUERSTOFFMESSUNG NACH DEM LDO-PRINZIP

Das LDO-Messverfahren (Luminiscence Dissolved Oxygen) wird erst seit kurzem für die Messung der Sauerstoffkonzentration in Wasser und Abwasser verwendet. Die Sonde ist als Eintauchsonde ausgeführt und bereits werksseitig kalibriert. Daher kann sie ohne besondere Vorbereitungen (z.B. Polarisationszeit bei amperometrischen Sonden) eingesetzt werden und muss auch nicht kalibriert werden. Im praktischen Betrieb empfiehlt sich dennoch eine periodische optische Kontrolle der Sonde auf Verschmutzungen und bei Einsatz in Kläranlagen eine laufende Beobachtung der benötigten Belüftungsenergie.

Die verwendete Sonde wurde im Belebungsbecken parallel zu einer Betriebssonde (Clark Cell-Typ) in einem kontinuierlich belüfteten Feld installiert. Durch die ständige Belüftung waren sehr gute Randbedingungen für die Messung gegeben, da damit eine gewisse stetige Reinigung der Sonde gegeben war. Dennoch kam es zeitweise zur Bildung eines biologischen Belags auf der Sensorkappe, der manuell entfernt werden musste. Der biologische Belag (Abbildung 79) verursachte einen Sauerstoffverbrauch und folglich einen Messfehler von etwa $0,2 \text{ mg}_{O_2}/\text{l}$. Die verwendete Sonde hatte keine automatische Reinigungseinrichtung.



Abbildung 79: Biologischer Belag auf einer LDO-Sauerstoffsonde

Insgesamt betrachtet funktionierte die LDO-Sonde sehr zufriedenstellend und bedurfte annähernd keiner Wartung. Nach Auskunft des Herstellers sollte die Sensorkappe jährlich gewechselt werden, ein automatisches Reinigungssystem mit Druckluft ist als Zubehör erhältlich.

6.3.3.3 AMMONIUMMESSUNG MITTELS IONENSENSITIVEN (ISE) – SONDEN

Im Belebungsbecken wurde sowohl eine Einkanal- als auch eine Zweikanal-ISE-Sonde eingesetzt. Beide Sonden waren mit einer automatischen Reinigung mit Druckluft ausgerüstet, die sehr gut funktionierte. Im Gegensatz zur Messstelle im Zulauf war hier ein Reinigungsintervall von einer halben Stunde ausreichend. Die Lebensdauer der Membranen betrug etwa 6 Monate, die Referenzelektrode hatte eine Standzeit von etwa einem Jahr.

Aufgrund der niederen Ammoniumkonzentrationen im zweiten Belebungsbecken (meist $< 0.1 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$) wurde der Messort in das erste Belebungsbecken verlegt, das großteils anoxisch betrieben wurde. An dieser Stelle lagen die beobachteten Ammoniumkonzentrationen im Bereich von etwa $2\text{-}7 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$ mit typischen Konzentrationen um $3 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$. Daher war an dieser Messstelle der Einfluss des Störions Kalium nicht vernachlässigbar, typische Konzentrationen lagen im Bereich von $20\text{--}50 \text{ mg}_\text{K/l}$. Vor allem durch Mischwasserereignisse kam es zu einem starken Absinken der Kaliumkonzentration im Belebungsbecken von bis zu $20 \text{ mg}_\text{K/l}$. Bei anschließendem Trockenwetter stieg die Kaliumkonzentration wieder auf etwa $50 \text{ mg}_\text{K/l}$. Dieser Schwankungsbereich der Kaliumkonzentration von etwa $30 \text{ mg}_\text{K/l}$ zwischen Trocken- und Regenwetter entsprach daher, unter Berücksichtigung einer Querempfindlichkeit von $\text{NH}_4\text{-N}:\text{K} \sim 1:20$, einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Äquivalentkonzentration von $30/20 = 1,5 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$. Die Schwankungen der Störionenkonzentration konnten somit ein Störsignal verursachen, das etwa halb so groß war wie das typische Ammoniummesssignal an dieser Messstelle. Mittels einer automatischen Kaliumkompensation kann der Einfluss des Störions auf die Ammoniummessung reduziert werden.

6.3.3.4 KONTINUIERLICHE MESSUNG DER SCHLAMMEIGENSCHAFTEN

Sonden zur kontinuierlichen Messung des Schlammvolumens stellen eine Neuerung auf dem Gebiet der Messtechnik für die Abwasserreinigung dar. Im Projekt wurden zwei verschiedene Sondentypen eingesetzt, wobei eine nach dem Durchlicht- und die andere nach dem Streulichtprinzip arbeitet.

➤ UV-VIS-Messboje

Eine der eingesetzten Sonden war eine Multiparametermessboje, die neben Schlammvolumen, Trockensubstanz und daraus abgeleitet den Schlammindex auch im Überstand des abgesetzten Schlammes ein UV-VIS-Spektrum vermisst und die daraus ableitbaren Parameter zur Verfügung stellt. Diese Sonde arbeitet nach dem Durchlichtprinzip, die Schlammprobe wird in eine Messküvette mittels eines Stempels hochgezogen. Die Halterung für die Messboje wird am Beckenrand montiert, die Position der Messboje im Belebungsbecken ist damit fixiert. (Abbildung 80)

Die Sonde funktionierte über einen Beobachtungszeitraum von etwa 10 Wochen problemlos und bedurfte in dieser Periode auch keiner Wartung. Die Messküvette wird bei jedem Befüll-/Entleervorgang mittels O-Ringen, die am zentralen Stempel angebracht sind, gereinigt. Diese mechanische Reinigung zeigte an der untersuchten Messstelle (Belebungsbecken) eine gute Wirkung; es war keine Drift des Messsignals

aufgrund einer Belagsbildung in der Messküvette feststellbar. Verbesserungswürdig erschienen die Verwaltung der Messdaten im Gerät und das Bereitstellen der Messwerte in einem Standardformat. Manche Messwerte (z.B. die Absetzzeit in der Messküvette) standen nur in graphischer Form zur Verfügung.



Abbildung 80: Einbau einer UV-VIS-Messboje im Belebungsbecken

Für die Kalibrierung der Sonde waren Ein- und Zweipunktkalibrierverfahren verfügbar. Diese Kalibrierverfahren sind als vereinfachte Verfahren anzusehen. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass in modernen Kläranlagen aufgrund der großen Beckenvolumen und des hohen Schlammalters im Belebungsbecken das Abwasser/Schlammgemisch eine relativ konstante Zusammensetzung aufweist. Dieser Umstand kommt dem Messprinzip entgegen, da sich Schwankungen der Zulaufqualität und daraus möglicherweise resultierende Störungen der Messung nur sehr gedämpft auswirken. Im Beobachtungszeitraum wurden Vergleichsmessungen im Labor für die Parameter Schlammvolumen, TS-Konzentration und $\text{NO}_3\text{-N}$ durchgeführt. Für alle drei Parameter wurden Abweichungen zwischen den Labor- und Messgerätewerten im Bereich kleiner 15 % ermittelt.

➤ **Streulichtsonde**

Die zweite Messsonde für das Schlammvolumen arbeitete nach dem Streulichtprinzip. Sie ist mit einem speziellen (birnenförmigen) Absetzbehälter ausgerüstet, der getaucht im Belebungsbecken montiert wird. Das Entleeren und Befüllen des Messbehälters erfolgt mittels Druckluft. Die Sonde wurde durch eine Halterung auf einer Belebungsbeckenbrücke montiert, wodurch das Messgefäß in einer konstanten Lage im Belebungsbecken fixiert war. Bei der Montage ist darauf zu achten, dass der Messreaktor vibrationsfrei im Becken positioniert wird. Schwingungen, die sich durch die Wasserbewegung auf eine zu flexible Halterung übertragen können, würden dazu führen, dass der Absetzvorgang im Messreaktor gestört und folglich die Messung

verfälscht wird. Weiters sollte an der Messstelle eine gute Durchmischung herrschen, damit eine repräsentative Schlammprobe angesaugt wird.

Zum Entleeren wird Druckluft in den Absetzbehälter eingeblasen. Dadurch wird gleichzeitig eine Reinigung der Zeilenkamera erreicht, die mittig im Messgefäß angebracht ist.

Die Sonde war seit Anfang April 2004 im Einsatz. Im Beobachtungszeitraum von etwa 10 Wochen funktionierte sie ohne Probleme, es war keine Signaldrift aufgrund einer unzureichenden Reinigung beobachtbar.

In anderen Anwendungsfällen (z.B. in einer Industriekläranlage) wurde jedoch eine Belagsbildung auf der Zeilenkamera beobachtet, die zu einer Drift des Messsignals führte und eine periodische manuelle Reinigung des Messreaktors und der Zeilenkamera erforderte (Wandl, 2003).

Die Kalibrierung der Schlammvolumensonde erfolgt mittels einer Einpunktkalibrierung durch Anpassung eines Korrekturfaktors. Soll auch der Schlammindex simultan bestimmt werden, so ist die Installation einer Trübungssonde unmittelbar neben der Schlammvolumensonde erforderlich. Diese kann am gleichen Bedienterminal wie für die Schlammvolumensonde angeschlossen werden. Die Messsignale der beiden Sonden werden dann automatisch verknüpft und der Schlammindex berechnet, wobei für die Berechnung die im Becken gemessene TS-Konzentration zum Zeitpunkt des Befüllens der Schlammvolumensonde herangezogen wird.

erforderlicher Standard angesehen werden, wobei sich Druckluftsysteme in der Praxis am besten bewährt haben. Die Kalibrierverfahren sind zum Teil einfach, was Vorteile in der Handhabung und Abstriche in der erreichbaren Genauigkeit zur Folge hat. Höherwertige Kalibrierverfahren verbessern die Messgenauigkeit, erfordern jedoch einen nicht unbeträchtlichen Aufwand für ihre Durchführung.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die neuen Sensortechnologien einen wertvollen Schritt in Richtung zuverlässiger, wartungsarmer und benutzerfreundlicher Messsysteme darstellen. Dennoch ist gerade in Bezug auf die letztgenannten Aspekte weiterhin ein Optimierungspotential identifizierbar.

6.4 STATION KANAL WIEN

Die Kanal-Messstation Wien wurde auf Grund der Erfahrungen der Kanal-Messstation in Graz konzipiert und errichtet und befindet sich nun mehr seit Anfang November 2004 im Testbetrieb. Abbildung 81 zeigt für den $CSB_{eq, hom}$ und für die Leitfähigkeit die Tagesgänge der ersten Woche seit Inbetriebnahme. Durch den Abfall beider Kurven deutlich zu erkennen ist auch bereits das erste von der Messstation erfasste Mischwasserereignis am 09.11.2004.

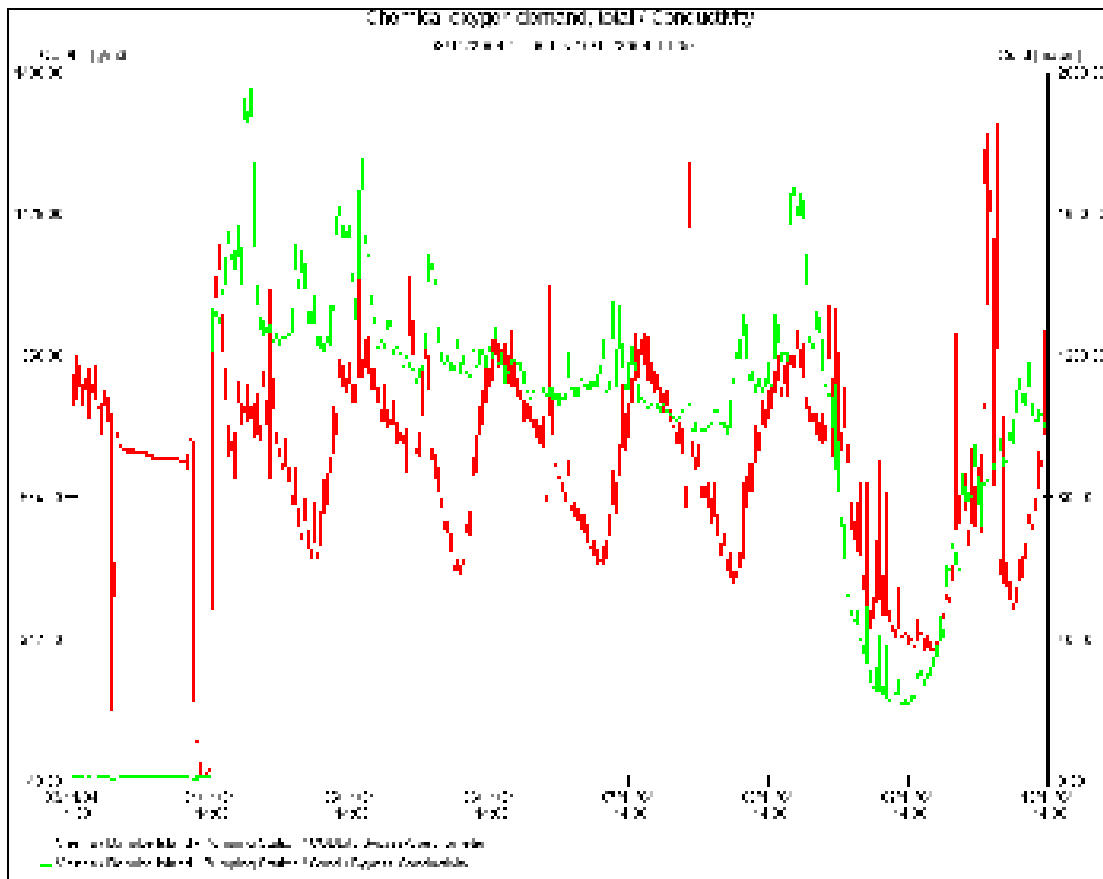


Abbildung 81: Die $CSB_{eq, hom}$ - und die Leitfähigkeitsganglinie der ersten Woche seit Inbetriebnahme

- **Folgende Ziele werden mit dem Betrieb dieser Messstation verfolgt**
- ☉ Hauptziel der Untersuchungen ist die kontinuierliche Erfassung von Abwasserkonzentrationen und Frachten. Dafür sollen on-line die Abwasserkonzentrationen CSB_{hom} , CSB_{memf} , AFS, NO_3-N , NH_4-N , K, pH, die Temperatur und die Leitfähigkeit im Bypass aus dem Zulauf zu den Trockenwetter-Pumpen des Pumpwerkes auf der Donauinsel gemessen, gespeichert und im Internet visualisiert werden.
- ☉ Die Messstation soll ab Inbetriebnahme für ein Jahr von Seiten der TU Graz (Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau) betrieben und betreut werden. Die TU Graz wird dabei vom Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz der BOKU unterstützt werden.

- Die Messstation „MS-Donauinsel“ wird dafür in das vorhandene Messnetz des IMW-Projektes (www.imw.ac.at) eingebunden werden.
- Je nach Möglichkeit sollte während dieser Zeit auch versucht werden, die Messwerte der vorhandenen Durchflussmengen- und Niederschlagsmesssysteme des Einzugsgebietes mitzuerfassen, um damit auch Frachtermittlungen durchführen zu können.
- Zur Kalibrierung und Validierung der on-line Messungen sollte während dieses Zeitraumes zumindest eine 24h-Messkampagne mit stündlichen Laborvergleichsanalysen durchgeführt werden.
- Bei Vorhandensein eines zweiten Spektrolyser-Messsystems sollte während Entlastungsereignissen die Annahme der Vergleichbarkeit der Wasserqualitäten in den Trockenwetter-Zuleitungen und in den Mischwasser-Zuleitungen überprüft werden.

7 AUSWERTUNG UND ERGEBNISSE DER GEWONNENEN DATEN

7.1 STATION KANAL GRAZ

Während des zweijährigen Betriebes der Messstation wurde von der operativen Seite her das Hauptaugenmerk auf eine Optimierung und Reduktion des Wartungsaufwandes gelegt. Dieser konnte durch die in Kapitel 4.1 beschriebenen Maßnahmen auf ein 1 – 2 wöchiges Wartungsintervall Vorort reduziert werden.

Eines der Hauptziele der Kanal-Monitoring-Messstation Graz lag in der möglichst vollständigen Erfassung der in den Vorfluter abgeschlagenen Schmutzfrachten während der Entlastungsereignisse. Da eine Validierung bzw. Kalibrierung der verwendeten Durchflussmengenmesssysteme insbesondere bei großen Abflüssen schwierig bis unmöglich war, musste sich die Validierung der Messergebnisse auf die Konzentrationsmessungen des Spektrometers beschränken, da auf Grund der in Kapitel 4.1 beschriebenen Probleme, kein kontinuierlicher Betrieb des Bypasses möglich war.

7.1.1 VALIDIERUNG DER SPEKTROMETERWERTE

7.1.1.1 ERSTE MESSKAMPAGNEN

Der zum Einsatz gekommene tauchfähige Multi-Spektrometer bedient sich zur Messung der damit erfassbaren Summenparameter sogenannter „globaler“ Kalibrationen. Diese globalen Kalibrationen stellen die Werkseinstellung des Herstellers für eine durchschnittliche kommunale Abwassermatrix dar und definieren den funktionellen Zusammenhang zwischen den gemessenen UV-VIS-Absorptionen (Wellenlängenbereich von 200 bis 750 nm) und der gesuchten Konzentration des Inhaltsstoffes oder der Stoffgruppe. Diese globalen Kalibrationen können mit „lokalen“ Kalibrationen (Referenzmessungen) an die jeweils vorherrschende Abwassermatrix angepasst bzw. verbessert werden.

Zur Validierung und Anpassung an die vorherrschende Abwassermatrix der Messstation wurden während der Projektdauer insgesamt drei 24h-Trockenwetter-Messkampagnen durchgeführt. Im Rahmen dieser Messkampagnen wurden 24 Stunden lang jeweils zur vollen Stunde mit dem Spektrometer UV-VIS-Absorptionsspektren aufgenommen und parallel dazu mit dem automatischen Probenahmegerät im Container Referenzproben gezogen und anschließend so schnell wie möglich im Labor analysiert.

Abbildung 82 zeigt exemplarisch für den CSB_{ges} die auf die Laborwerte bezogenen relativen und absoluten Abweichungen der zweiten 24h-Trockenwetter-Messkampagne vom 03.09. – 04.09.2003. Deutlich erkennbar ist dabei der Vorzeichenwechsel der beobachteten Residuen während der Zeit des Nachtminimums in den frühen Morgenstunden. Während dieser Stunden waren die Spektrometerwerte deutlich höher als die Laborwerte, wohingegen sie während der restlichen Zeit stets geringer waren als die Laborwerte.

Diese Matrixabhängigkeit während der Trockenwetterbedingungen eines Tages konnte während aller 24h-Messkampagnen festgestellt werden.

Auf Basis der Ergebnisse der ersten beiden Messkampagnen wurde aus den Datensätzen der 49 zur Verfügung stehenden Referenzuntersuchungen eine neue, an die vorherrschende Abwassermatrix angepasste lokale Kalibration erstellt.

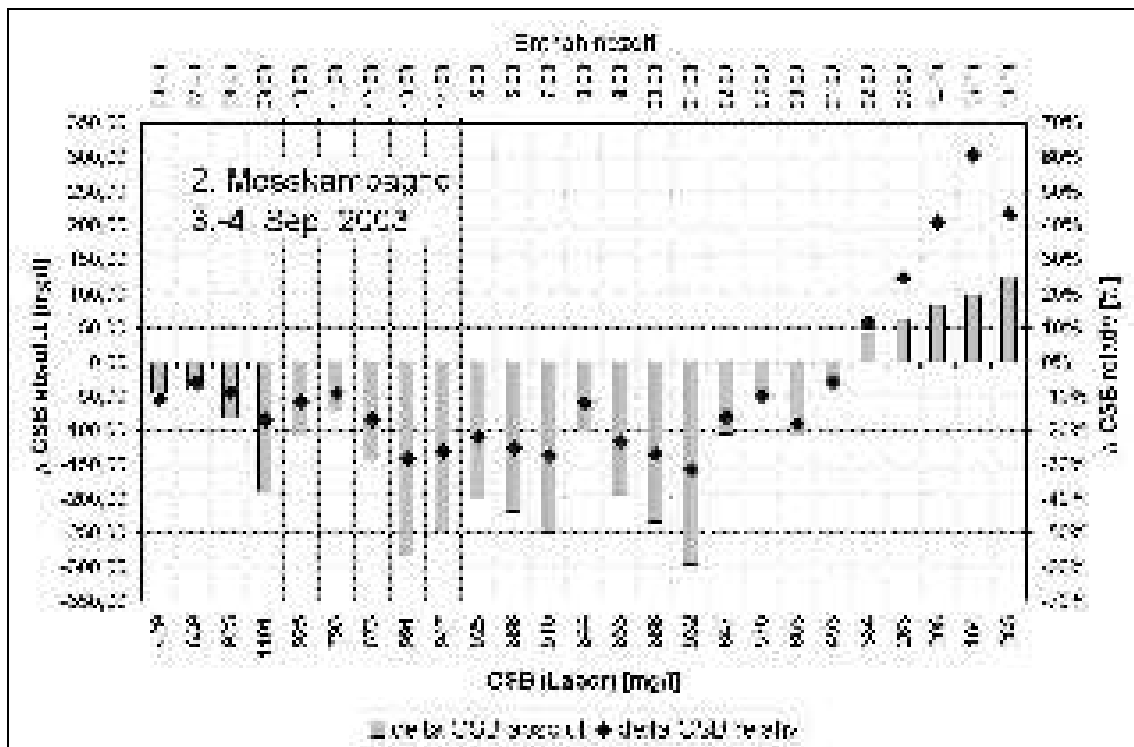


Abbildung 82: Absolute und relative Abweichungen der Spektrometerwerte von parallel untersuchten Laborwerten (Gruber et al., 2004a)

Da bei allen Spektrometermessungen auch die vollständigen Spektren mitgespeichert werden, ist es möglich, die Konzentrationen aus den Spektren mit verbesserten lokalen bzw. neuen globalen Kalibration „offline“ neu zu berechnen und damit nachträglich zu korrigieren bzw. zu verbessern.

Eine dermaßen durchgeführte Verbesserung ist in Abbildung 83 dargestellt. Das Diagramm zeigt den Verlauf des Parameters $CSB_{ges,eq}$ im Zeitraum vom 02.02. bis zum 06.02.2004 einmal auf Basis der globalen und einmal auf Basis der lokalen Kalibration. Deutlich erkennbar ist dabei, dass sich in diesem Zeitraum mit der globalen Kalibration, also der Werkseinstellung, zumeist geringere Konzentrationen ergeben haben als mit der auf den 49 Trockenwetter-IDs der ersten und zweiten Messkampagne beruhenden lokalen Kalibration.

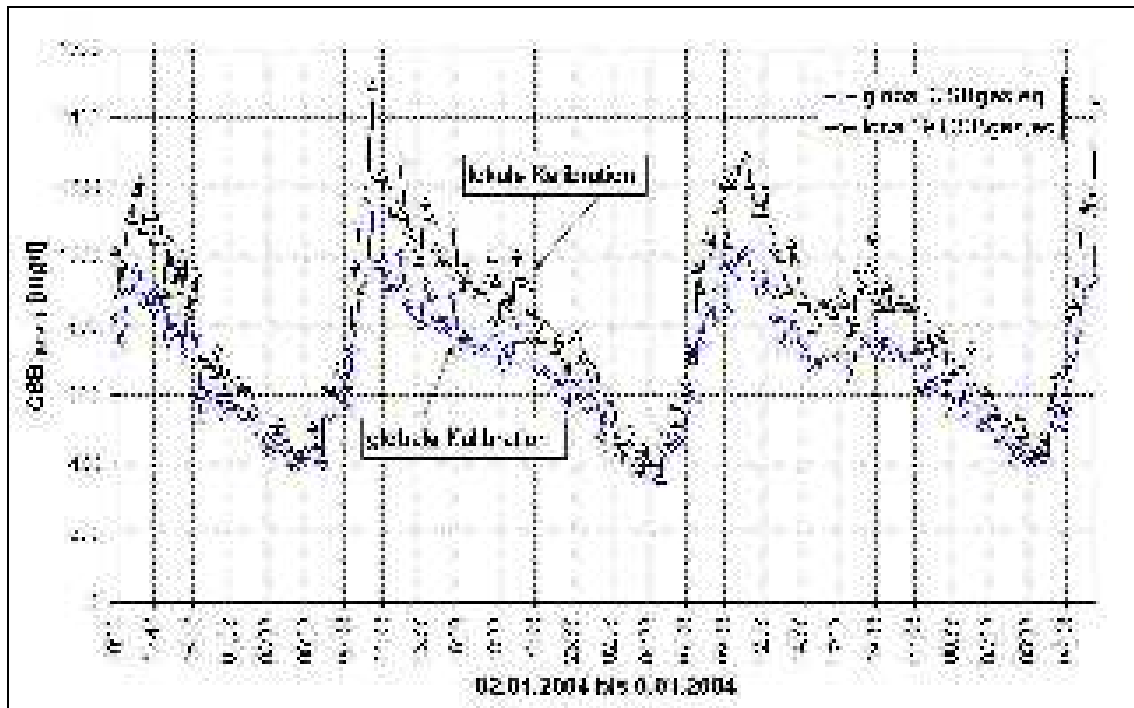


Abbildung 83: Auswirkungen der lokalen Kalibration am Beispiel des $CSB_{ges,eq}$ für den Zeitraum vom 02.01. bis 06.01.2004 (nach Wedenig, 2004)

Daraus muss geschlossen werden, dass in Graz die globale Werkseinstellung für den $CSB_{ges,eq}$ zu geringe Trockenwetterkonzentrationen liefert und dadurch auch die damit ermittelten Trockenwetterfrachten zu gering sind.

Für den homogenisierten CSB und die abfiltrierbaren Stoffe lieferten die lokalen Kalibrationen gute Verbesserungen und plausible Werte.

Sehr große Unterschiede zwischen den Laborwerten und den Äquivalenzparametern des UV-VIS Spektrometers ergaben sich beim Parameter Nitrat-Stickstoff NO_3-N . Die damit durchgeführten lokalen Kalibrationen lieferten für diesen Parameter keine zufrieden stellenden Ergebnisse. Aus diesem Grund wurde in weiterer Folge auch auf eine genauere Auswertung dieses Parameters verzichtet. Eine Erklärung für diese schlechte Übereinstimmung liegt wohl in den sehr geringen auftretenden Konzentrationen für Nitrat im Kanal begründet, welche mit der verwendeten UV-VIS Sonde mit einer Pfadlänge von 5 mm nur unzureichend erfasst werden können.

7.1.1.2 3. MESSKAMPAGNE

Auf Basis der Erkenntnisse der beiden ersten Messkampagnen erschien es sinnvoll, die Spektrometerwerte nicht nur lokal zu verbessern, sondern überhaupt eine neue, die Abwassermatrix besser erfassende globale Kalibration zu entwickeln. Zu diesem Zwecke wurde am 31.03.2004 eine dritte 24h-Messkampagne durchgeführt. Diese unterschied von den beiden anderen dadurch, dass zusätzlich zur Probennahme mit dem Probenehmer auch noch Parallelproben durch direktes Schöpfen aus dem Kanal gewonnen wurden. Weiters kam bei dieser 3. Messkampagne neben der im Ponton eingebauten Sonde auch noch eine zweite Spektrometersonde für parallele Referenzmessungen zum Einsatz.

Ziel dieser dritten Messkampagne war es, nach Möglichkeit alle vorhandenen Fehlereinflüsse wie

- ➔ Probennahme
- ➔ Probentransport
- ➔ Probenbehandlung
- ➔ Probenkonservierung

möglichst genau zu erfassen.

Um den Einfluss und die Auswirkungen der Probennahme zu quantifizieren, wurden zwei unterschiedliche Arten der Probennahme miteinander verglichen. Zum einen wurden die Labor-Referenzproben durch Ansaugung über einen an der Rückseite des Pontons befestigten Probenahmeschlauch und zum anderen durch direktes Schöpfen aus dem Kanal im Bereich des Pontons gewonnen. Abbildung 84 zeigt den Ort der beiden unterschiedlichen Probenentnahmen.

Um die Vergleichbarkeit der beiden UV-VIS-Sonden sicherzustellen wurden in einem ersten Schritt die beiden Sonden einer Nullreferenzierung mit destilliertem Wasser unterzogen. Zu diesem Zweck musste die eine Sonde aus dem Ponton ausgebaut werden.

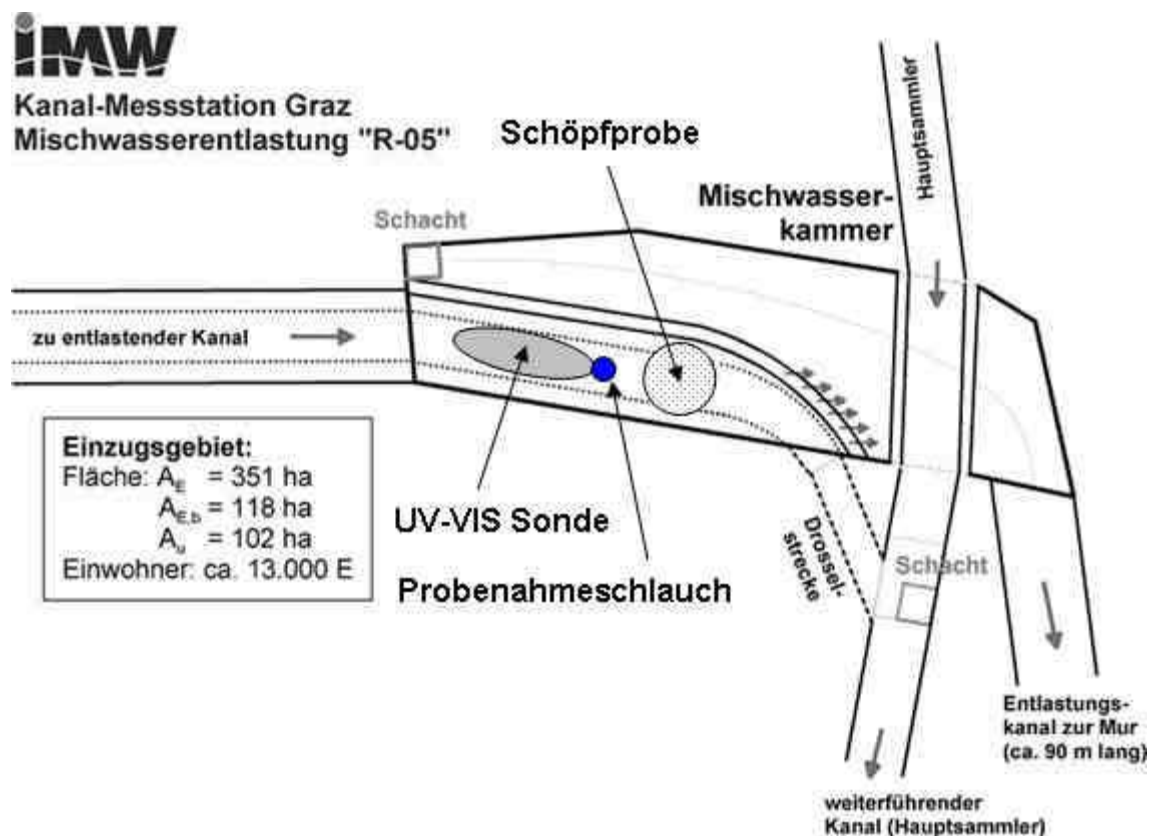


Abbildung 84: Verschiedene Probenentnahmen in der Mischwasserkammer während der 3. Messkampagne

Da in destilliertem Wasser keine Absorptionen (siehe Abbildung 85) gemessen werden sollten, wurden die gemessenen Absorptionen nach einer gründlichen Reinigung der beiden Messfenster auf Null gesetzt. Die Überprüfung der Übereinstimmung erfolgte im

Anschluss daran mit kommunalem Abwasser. Nachdem beide Sonden vergleichbare Absorptionsspektren zeigten, konnte die eine Sonde wieder in den Ponton eingebaut werden.

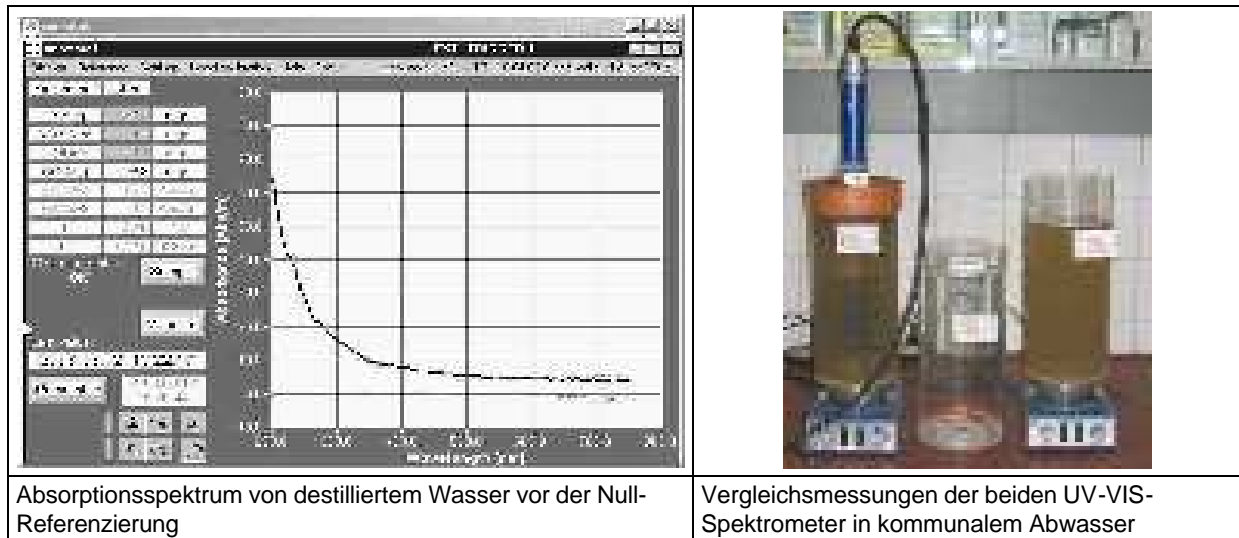


Abbildung 85: Referenzierungsmessungen der UV-VIS Spektrometer

Danach wurden über 24 Stunden hinweg stündlich Proben auf die beschriebenen beiden Arten gezogen. Dabei wurden während der Ansaugzeit der im Probenahmegerät eingebauten Peristaltikpumpe zeitgleich und kontinuierlich in der Mischkammer Schöpfproben in ein 50 l Gefäß geschöpft. Nach dem Schöpfvorgang wurden unter ständigem Rühren aus dem 50 l Gefäß Teilproben entnommen und in ein dafür vorgesehenes Transportgefäß gefüllt. Der Ansaugvorgang des Probenahmegerätes dauerte in der Regel ca. 180 Sekunden, variierte jedoch in Abhängigkeit von der aktuellen Abwasserqualität im Kanal.

Von der UV-VIS Sonde im Ponton wurden während des Ansaugvorganges Spektren (IDs) aufgezeichnet. Die gesamten aufgezeichneten Spektren des Ponton-Spektrometers während der 24h-Messkampagne sind in Abbildung 86 dargestellt und zeigen typische Verläufe für kommunales Abwasser. Auffallend sind die beiden „Ausreißer“, die beide auf eine beeinträchtigte Absorptionmessung hinweisen. Diese können z.B. durch ein Papier im Bereich des Messfensters während den Messungen hervorgerufen worden sein. Beide Ausreißer wurden für die anschließenden Auswertungen nicht berücksichtigt.

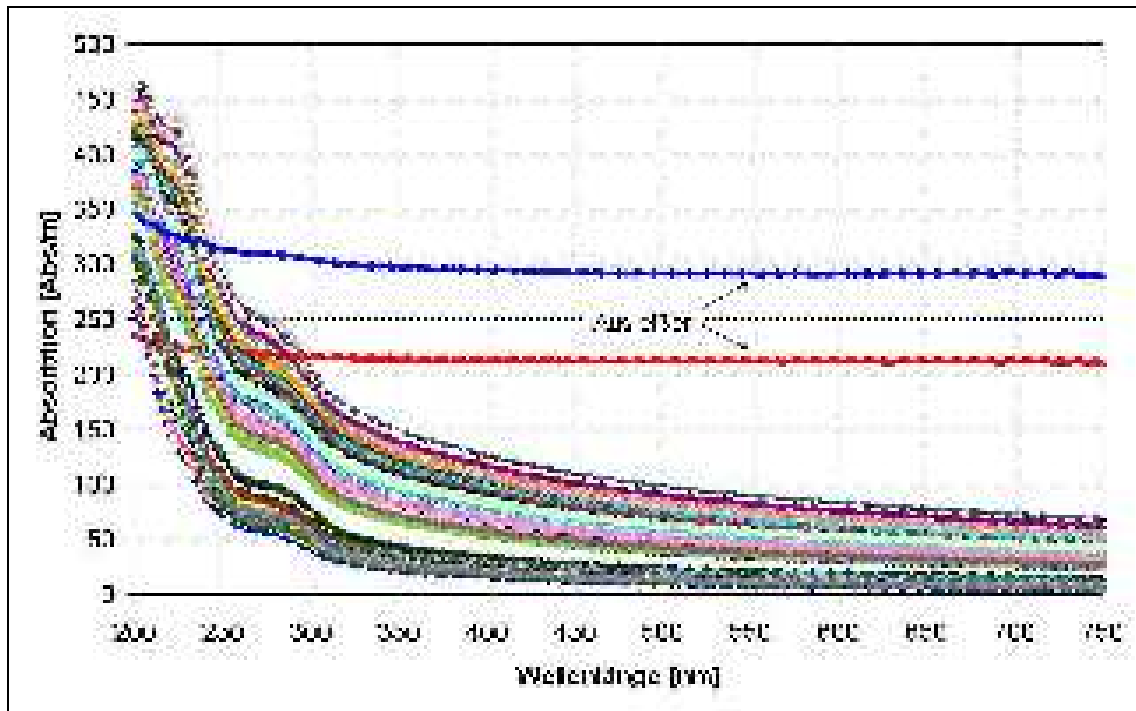


Abbildung 86: Alle aufgenommenen Spektren (IDs) der UV-VIS Sonde im Ponton während der 3. Messkampagne – typische Absorptionsspektren für Abwasser

Unmittelbar nach den Probenahmen der beiden Parallelproben wurden von beiden Proben mit dem 2. Spektrometer in identischen Probenahmegefäßen unter gleichmäßigem Rühren Absorptionsspektren aufgezeichnet. Danach wurden sie so rasch wie möglich zur chemischen Analyse in das Labor des Institutes gefahren, was ca. 10 Minuten dauerte.

Um etwaige Veränderungen durch den Transport ins Labor feststellen zu können, wurden im Labor zunächst beide Proben ein zweites Mal mit dem 2. Spektrometer vermessen. Danach wurden beide Proben mit dem Ultra-Turrax homogenisiert und im Anschluss daran chemisch analysiert. Unmittelbare Absorptionsmessung nach dem Homogenisiervorgang zeigten sehr stark veränderte Spektren und wurden daher in weiterer Folge nicht mehr aufgenommen.

Im Labor wurden alle gemessenen Parameter doppelt bestimmt. Aufgrund der beschränkten Kapazität im Labor war es jedoch leider nicht möglich, alle Stundenproben sofort zu analysieren. So konnte z.B. der CSB nur alle 3 Stunden sofort analysiert werden. Die restlichen Proben wurden bei -20°C eingefroren und ca. eine Woche später analysiert.

7.1.1.3 ERGEBNISSE DER 3. MESSKAMPAGNE

Nachdem beide UV-VIS-Sonden vergleichbare Absorptionsspektren lieferten, sind auch die damit errechneten Äquivalenzparameter direkt miteinander vergleichbar.

Tabelle 7 zeigt eine Gegenüberstellung der beiden unterschiedlich gezogenen Parallelproben auf Basis der Labor- und der Äquivalenzparameter für den CSB. Dabei konnten zwischen den Werten des Probennehmers und der Schöpfprobe keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden. Dasselbe Ergebnis war auch für die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) feststellbar, woraus der Schluss gezogen werden kann, dass das verwendete Probenahmegerät repräsentative Mischproben zieht, welche für Validierungs- und Kalibrierungszwecke verwendet werden können. Zusätzlich konnte damit auch nachgewiesen werden, dass die Werte der UV-VIS Sonde im Ponton mit den beiden anderen Proben (Schöpfprobe, Probenahmegerät) vergleichbar sind.

Tabelle 7: Ergebnisse und Vergleich der CSB-Werte der 3. Messkampagne

	CSB _{UV-VIS} -Probe	CSB _{UV-VIS} -Probe (Schöpf)	CSB _{UV-VIS} -Probe (Labor)	CSB _{UV-VIS} -Probe (Schöpf)	CSB _{UV-VIS} -Probe (Labor)	CSB _{UV-VIS} -Probe (Schöpf)	CSB _{UV-VIS} -Probe (Labor)
	1. UV-VIS-Sonde	2. UV-VIS-Sonde	2. UV-VIS-Sonde	Schöpfprobe	Labor	Labor	Labor
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
03.07	274	267	267	276	272	-	-
07.07	402	400	400	409	-	400	400
08.07	757	771	767	-	-	775	767
09.07	710	720	720	700	700	-	-
10.07	68	707	703	-	-	717	707
11.07	68	672	670	670	-	67	674
20.07	625	703	703	696	697	-	-
21.07	652	671	671	660	-	66	667
27.07	577	572	577	-	-	584	571
29.07	63	649	640	63	630	-	-
30.07	65	655	641	-	-	63	637
31.07	610	621	620	-	-	62	620
01.08	487	507	497	488	497	-	-
03.08	477	484	479	-	-	484	479
07.08	771	777	767	-	-	767	767
21.08	67	671	670	677	670	-	-
22.08	476	572	463	-	-	463	467
23.08	408	424	410	-	-	408	409
01.09	476	467	463	463	463	-	-
01.09	410	419	410	-	-	410	407
02.09	756	763	767	-	-	746	745
03.09	63	67	674	63	67	-	-
04.09	77	165	167	-	-	7	67
05.09	23	19	19	-	-	21	17
05.09	737	777	765	738	753	-	-

Die auch während der 3. Messkampagne in Abhängigkeit von der Tageszeit wieder feststellbaren mehr oder weniger großen Differenzen zwischen den CSB-Werten des Labors und denen des Spektrometers (Abbildung 87) sind auf die verwendete globale Kalibrierungseinstellung des Spektrometers, welche die vorhandene Abwassermatrix der Messstation Graz nur unzureichend abbildet, zurückzuführen.

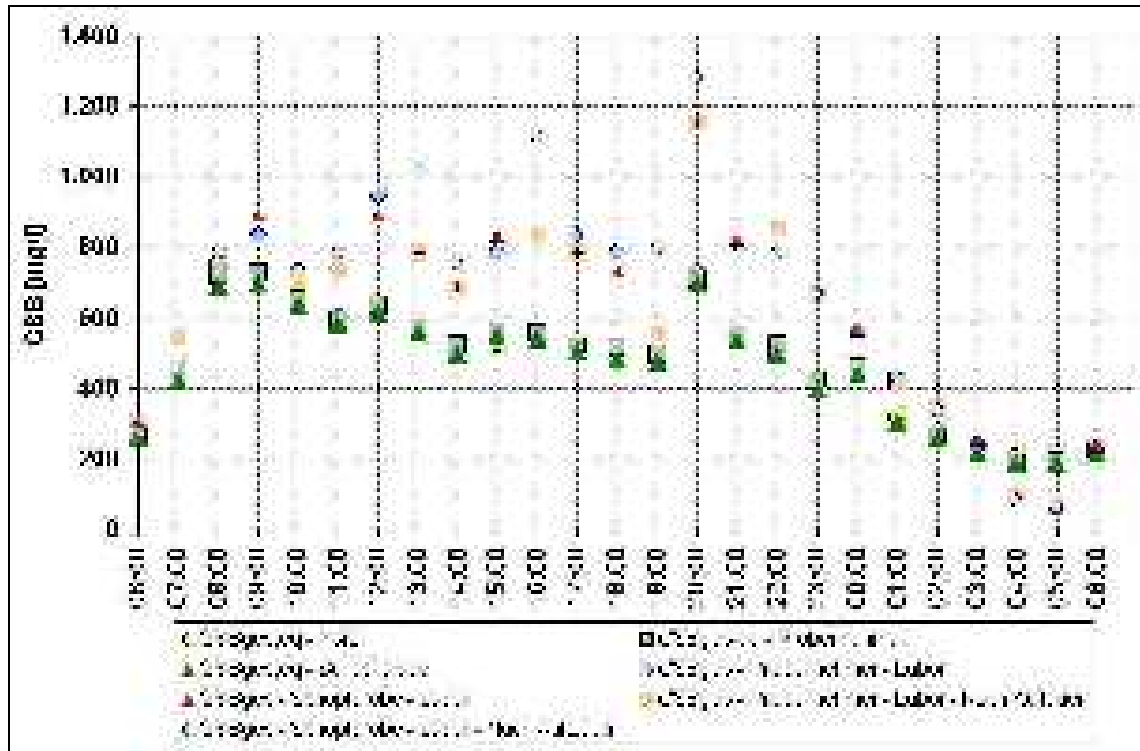


Abbildung 87: Grafische Gegenüberstellung der Messergebnisse der 3. Messkampagne für den Parameter CSB

Bei den abfiltrierbaren Stoffen AFS (Abbildung 88) waren diese Unterschiede bedeutend geringer, was auf eine besser angepasste globale Kalibrationseinstellung des Spektrometers bei diesem Parameter hinweist. Dies kommt auch in der in Abbildung 89 dargestellten sehr guten Korrelation zwischen den Spektrometerwerten und den Laborwerten der 3h-Werte zum Ausdruck.

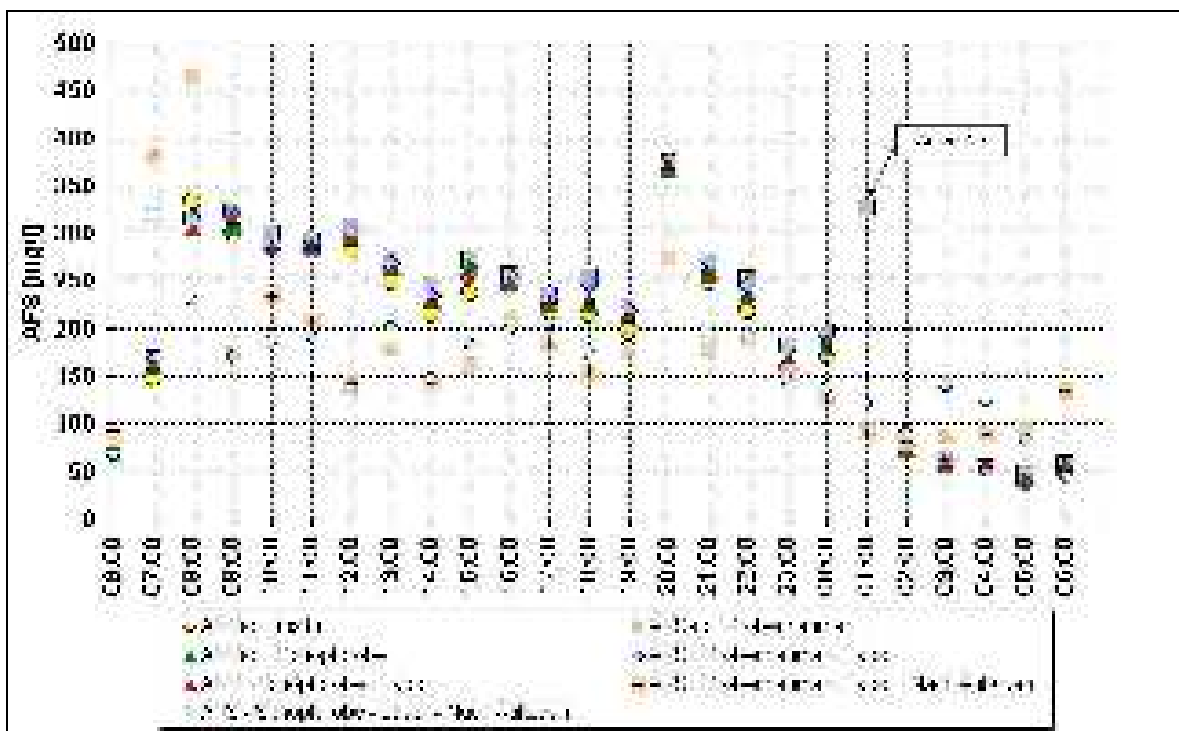


Abbildung 88: Grafische Gegenüberstellung der Messergebnisse der 3. Messkampagne für den Parameter abfiltrierbare Stoffe (AFS)

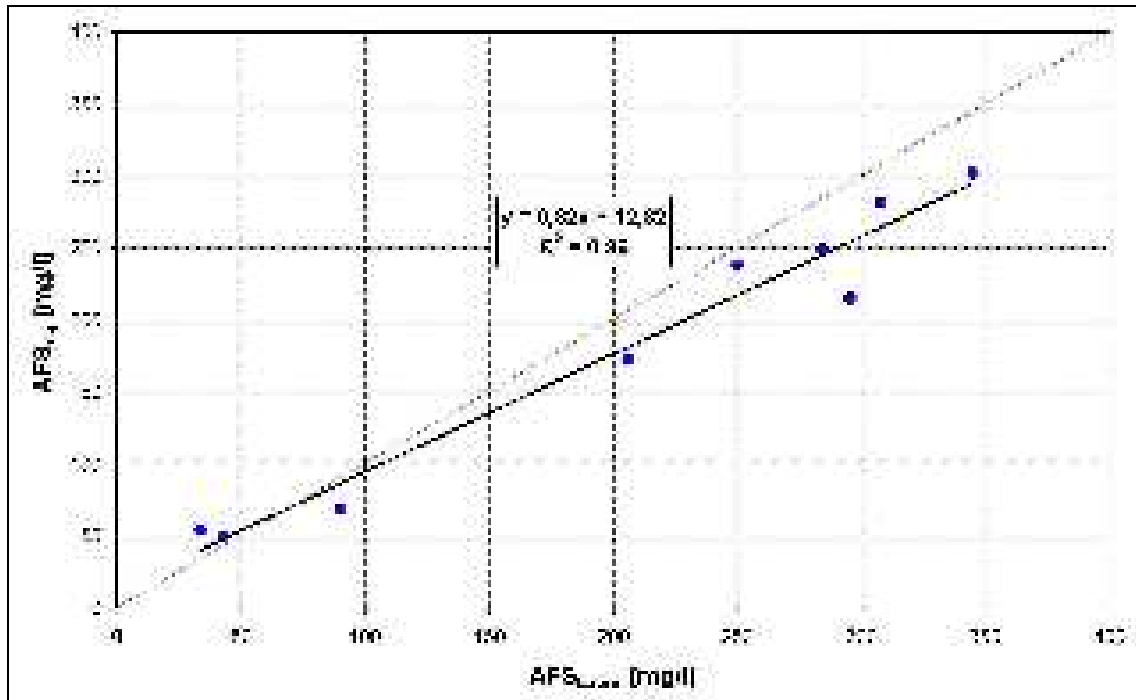


Abbildung 89: Gegenüberstellung der Spektrometerwerte und der Laborwerte für die AFS während der 3. Messkampagne (3h-Werte)

➤ Zusammenfassende Erkenntnisse aus der 3. Messkampagne

Die zum Einsatz gekommene automatische Probenahme über einen am Ponton befestigten Ansaugschlauch liefert repräsentative Referenzproben für die Validierung und Kalibrierung des Spektrometers. Dies ist insofern von Bedeutung, da diese Art der Probenahme im Falle von Mischwasserabfluss im Kanal die einzig mögliche ist.

Ein die Abwasserproben verändernder Einfluss durch den Transport der Proben konnte nicht festgestellt werden, was jedoch sicherlich auch auf die relativ niedrigen Temperaturen (5° C – 15° C) während der Messkampagne und den sehr kurzen Transportzeiten von maximal 20 min ins Labor zurückzuführen war. Während dieser Zeit fanden keine merkbaren Abbauvorgänge in den Proben statt.

Das standardmäßige Homogenisieren der Abwasserproben hatte auf die chemisch-analytischen Laborwerte kaum einen Einfluss, was durch Analysen vor und nach dem Homogenisiervorgang überprüft wurde. Die aufgenommenen Spektren vor und danach zeigten allerdings sehr große Unterschiede, was sicherlich auf den sehr hohen Energieeintrag durch den Ultra-Turrax zurückzuführen ist, welcher die Proben offensichtlich spektrometrisch stark verändert. Erst nach einer gewissen Wartezeit nach dem Homogenisieren näherten sich die Spektrenverläufe wieder den Verläufen vor dem Homogenisieren.

Auf Grund der beschränkten Laborkapazität war es leider nicht möglich, alle Proben sofort zu analysieren, weshalb ein Teil der Proben eingefroren werden musste. Nur alle 3 Stunden konnten die Proben sofort analysiert werden. Nach ca. einer Woche wurden die eingefrorenen Proben aufgetaut und sowohl chemisch, als auch spektrometrisch analysiert. Da auch von den sofort analysierten 3h-Proben ein Teil eingefroren wurde, konnte auch der Einfluss des Einfrierens und Wiederauftauens der Proben überprüft werden. Dabei zeigten sich bei den CSB- und AFS-Werten zum Teil erhebliche Unterschiede (siehe Abbildung 87 und Abbildung 88), wobei die CSB-Werte nach dem Auftauen zumeist höher, die AFS-Werte zumeist tiefer waren.

7.1.2 SCHMUTZFRACHTBERECHNUNGEN

7.1.2.1 GRUNDLAGEN DER SCHMUTZFRACHTBERECHNUNG

Um den gebietsspezifischen Trockenwetteranteil (Schulz, 1995) in der Mischwasserfracht zu berücksichtigen, werden in der Regel für den Trockenwetter- und den Regenwetterabfluss verschiedene Konzentrationsansätze verwendet. Die Mischwasserfracht ergibt sich dabei aus der rechnerischen Überlagerung der beiden Komponenten Trockenwetter- und Regenwetterfracht. Für dieses Verfahren wurde der Begriff Zwei-Komponenten-Methode (Macke et al., 2002) geprägt:

$$\text{Mischwasserfracht} = \text{Trockenwetterfracht} + \text{Regenwetterfracht}$$

Zum Vergleich unterschiedlicher Verschmutzungsgrade werden im Allgemeinen mittlere Schmutzkonzentrationen herangezogen, welche in diesem Projekt jedoch direkt aus den on-line Messdaten gewonnen werden konnten. Dabei können die in Tabelle 8 von Schulz (1995) angegebenen Berechnungsverfahren verwendet werden.

Tabelle 8: Berechnungsverfahren zur Beschreibung mittlerer Konzentrationen (Schulz, 1995)

Bezeichnung	Berechnungsverfahren	Funktion	Bemerkungen
Probenmittel	arithmetischer Mittelwert der Einzelproben	$c = \frac{1}{n} \sum_i^n c_i$	Vergleichbarkeit nur bei konst. Zeitintervallen zwischen den Probennahmen gewährleistet
zeitliches Mittel	Mittelwert über eine Zeitspanne Δt	$c = \frac{1}{\Delta t} \int c(t) dt$	Häufig verwendet zur Angabe einer über 24 Std. gemessenen mittleren Trockenwetterkonzentration
abfluss- bzw. frachtgewichtetes Mittel	Mittelwert aus dem Quotienten Frachtsumme zu Abflusssumme	$c = \frac{\int (c(t) \cdot Q(t)) dt}{\int Q(t) dt}$	Gute Eignung zum Vergleich unterschiedlicher Gebiete, da z.B. bei bekannten Niederschlagsvolumen einfach korrekte Frachtsummen berechnet werden können

Zur Ermittlung eines Schmutzfrachtpotenzials eignen sich sogenannte abfluss- bzw. frachtgewichtete Mittelwerte, die sich aus dem Quotienten von Frachtsumme zu Abflusssumme ergeben, besonders gut. In der Literatur sind auch Konzentrationswerte angegeben, die als arithmetisches Mittel (Probenmittel) oder als Mittelwerte über Zeiträume (zeitliches Mittel) berechnet wurden. Im Vergleich zu dem zeitlichen Mittel können aus dem gleichen Datenkollektiv berechnete abflussgewichtete Konzentrationswerte höhere Werte annehmen. Dies ist auf zeitgleiche Überlagerungen von Abfluss- und Konzentrationsmaxima sowie –minima zurückzuführen. Aus der zeitgleichen Überlagerung von Abfluss- und Konzentrationsganglinien und eines angenommenen linearen Konzentrationsverlaufes zwischen jeweils zwei Abwasserproben wird so die Schmutzfracht für die jeweils analysierten Parameter berechenbar. Mit dieser Vorgehensweise kann der zeitliche Frachtverlauf an der Messstelle sowohl bei Trockenwetter- als auch bei Mischwasserabfluss ermittelt werden.

Um den Trockenwetteranteil an dem Mischwasserabfluss und der Mischwasserfracht zu eliminieren, erfolgt die Auswertung beprobter Mischwasserereignisse in der Regel auf der Basis der Zwei-Komponenten-Methode (Macke et al., 2002):

$$c_{RW} = \frac{c_{MW} \cdot VQ_{MW} - c_{TW} \cdot VQ_{TW}}{VQ_{MW} - VQ_{TW}} \quad [\text{mg/l}]$$

- c_{RW} mittlere Konzentration des Regenwetteranteils
 c_{MW} mittlere Mischwasserkonzentration
 c_{TW} mittlere Konzentration des Trockenwetterabflusses
 VQ_{MW} Mischwasser-Abflussvolumen
 VQ_{TW} Trockenwetter-Abflussvolumen

Da der Trockenwetteranteil im Mischwasserabfluss implizit enthalten und darum für sich allein nicht messbar ist, muss für diese Bilanzierung auf repräsentative Daten aus niederschlagsfreien Zeiten zurückgegriffen werden.

Abbildung 90 zeigt beispielhaft für das Kanalnetz in Braunschweig und für den Parameter CSB die einzelnen Mischwasserfrachtanteile auf der Basis von 77 ausgewerteten Mischwasserereignissen.

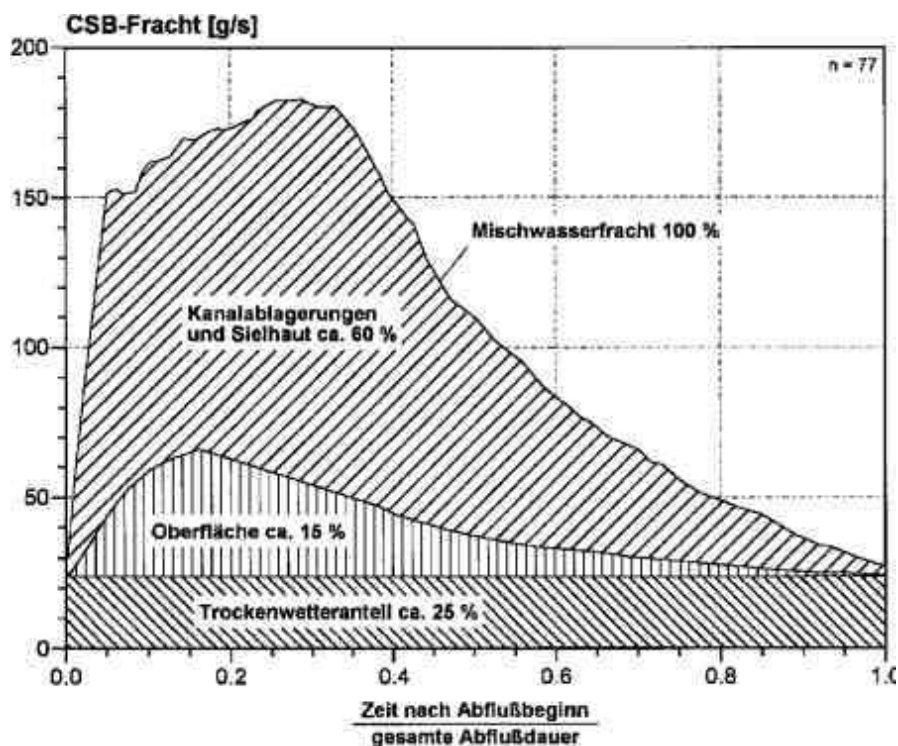


Abbildung 90: Aufteilung der mittleren Mischwasserfrachtganglinie (CSB) nach Herkunft der Einzelkomponenten über eine auf die gesamte Abflussdauer normierte Zeitachse (Vries, 1993)

Aus der Abbildung wird deutlich, dass das durch Ablagerungen bedingte Kanalschmutzfrachtpotenzial in Braunschweig ein Vielfaches des Oberflächenpotenziales darstellt.

Die so berechneten Regenwetterfrachten stellen jedoch nicht die theoretische Verschmutzung des Regenwetteranteils im Mischwasser dar. Vielmehr werden mit der

Regenwetterfracht die Schmutzstoffe summarisch gekennzeichnet, die infolge abfließenden Regenwassers von den normalen Trockenwetterverhältnissen abweichend im Mischwasserkanal transportiert werden (z.B. remobilisierte Ablagerungen und Sielhaut).

7.1.2.2 ERGEBNISSE DER FRACHT- UND KONZENTRATIONSBERECHNUNGEN FÜR GRAZ

In den folgenden Tabellen sind für den Zeitraum Oktober 2002 bis Mai 2004 die Ergebnisse der hydraulischen und stofflichen Frachten und der verschiedenen Konzentrationsberechnungen dargestellt.

In diesem Zeitraum konnten insgesamt 39 Überlaufereignisse erfasst werden. Auf Grund eines technischen Defektes des Industrie-PCs konnten leider die Entlastungsereignisse zwischen dem 21. August 2003 und dem 01. September 2003 nicht aufgezeichnet werden. Das ist insofern bedauerlich, da es in diesem Zeitraum zu einigen außerordentlich großen Entlastungsereignissen kam. Die einzige Information über diesen Zeitraum resultiert von der Durchflussmengenmessung Q_3 , da der Messwertumformer dieses Messgerätes die abgeschlagene hydraulische Fracht auch mittels eines Summenzählers miterfasste. Damit konnte nachträglich festgestellt werden, dass innerhalb dieser beiden Wochen ca. ein Viertel der bis zu diesem Zeitpunkt entlasteten hydraulischen Frachten (ca. 11.000 m³) unbeobachtet in die Mur abgeschlagen wurden. Da diesem Zeitraum eine Trockenperiode von ca. 2 – 3 Wochen vorangegangen war, wird angenommen, dass sich die dabei abgeschlagenen Stofffrachten in einer ähnlichen Größenordnung wie in den Monaten Juni und Juli 2003 bewegt haben.

In Tabelle 9 sind alle im betrachteten Zeitraum erfassten Entlastungsereignisse hinsichtlich der hydraulischen Frachten und der Dauer der Entlastungsereignisse monatsweise dargestellt. Enthalten ist in der Tabelle 9 auch der durchschnittliche tägliche Trockenwetterzufluss Q_{t24} zur Messstation. Auf Grund des defekten Höhenstandsmessers des Flowdars fehlt dieser Wert im Jänner 2003.

Im vorigen Kapitel wurde bereits gezeigt, dass die globale Werkseinstellung des Spektrometers bei Trockenwetterbedingungen tendenziell während der Tagesstunden zu Unterbefunden und während der Nachtstunden zu Überbefunden führt. Auf Basis der Validierungsergebnisse der beiden ersten 24h-Messkampagnen wurde eine verbesserte lokale Kalibration erstellt, die diesen Matrixeffekt zum Teil kompensieren konnte. Allerdings konnte die Übertragbarkeit dieser verbesserten lokalen Kalibration auf die Mischwassermatrix bei Entlastungsvorgängen in Ermangelung von Mischwasser-IDs bislang noch nicht verifiziert werden. Zur Abschätzung der sich durch das Anwenden der lokalen Kalibration ergebenden Veränderungen auf die abgeschlagenen Frachten wurden in Tabelle 10 und Tabelle 11 alle entlasteten Frachten sowohl auf Basis der globalen als auch auf der lokalen Kalibration ermittelt und die Ergebnisse miteinander verglichen.

In Tabelle 12 sind zum Vergleich einmal die mit der globalen und einmal die mit der lokalen Kalibration ermittelten Stofffrachten während des gesamten Beobachtungszeitraumes gegenübergestellt. Die ausgewiesenen absoluten und relativen Differenzen beziehen sich dabei jeweils auf die globalen Entlastungsfrachten.

Tabelle 9: Übersicht über die entlasteten hydraulischen Frachten, die Entlastungsdauern und der durchschnittlichen Trockenwetterzulaufwassermengen während des Beobachtungszeitraumes

Jahr	Monat	Anzahl der Entlastungsereignisse	Summe	Summe	Summe	Q _{24h}
			Überlaufzeit	Zulauf: Q1	Entlastung: Q3	
			[min]	[l/s]	[l/s]	[l/s]
2002	Oktober	3	438	7.287	5.734	43,7
	November	1	11	30.732	1.538	43,7
	Dezember	3	58	17.135	61	43,0
	Januar	1		Ermittlungswerte - übersteuert		
	Februar	1	1	7.143	1	43,7
	März	1	1	31.382	1	43,7
	April	1	1	16.174	1	41,
2003	Mai		38	21.521	138	45,5
	Juni	3	511	116.300	15.521	53,0
	Juli	6	63	154.121	24.133	63,0
	August		38	21.111	138	61,
	September		34	178.105	1.038	62,5
	Oktober	3	338	73.111	11.331	73,5
	November	3	118	128.133	2.115	63,5
	Dezember	1	1	11.521	1	62,
	Januar	1	1	38.323	1	61,0
	Februar	1	1	71.013	1	61,7
	März		38	158.521	138	72,7
	2004	April		31	115.163	11
Mai		3	613	144.151	13.321	61,
2002		0	700	450.490	7.904	45,0
2003		24	1.070	1.004.110	56.050	57,4
2004	7	025	1.010.746	13.175	63,4	
Gesamt		19	1.395	1.070.952	79.107	60,1

Tabelle 10: Die entlasteten Stofffrachten während des Beobachtungszeitraumes auf Basis der globalen Kalibration (Werkseinstellung) des Spektrometers

Jahr	Monat	Anzahl der Entlastungsversuche	CSB →			Globale Kalibration			OFK					
			Zulufracht	Entlastungsfracht	W	Zulufracht	Entlastungsfracht	W	Zulufracht	Entlastungsfracht	W			
2002	Oktober	3	1572	1572	0	283	283	0	185	185	0	251	251	0
	November	2	2527	2527	0	283	283	0	283	283	0	302	302	0
	Dezember	3	1974	1974	0	283	283	0	283	283	0	165	165	0
2003	Januar	1	452	452	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	Februar	1	527	527	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	März	1	827	827	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	April	1	827	827	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	Mai	1	1727	1727	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	Juni	1	1427	1427	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	Juli	1	1427	1427	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	August	1	827	827	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	September	1	1727	1727	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	Oktober	3	1627	1627	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	November	3	1527	1527	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	Dezember	1	1627	1627	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
2004	Januar	1	1527	1527	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	Februar	1	1727	1727	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	März	1	1627	1627	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	April	1	1727	1727	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
	Mai	5	1627	1627	0	283	283	0	283	283	0	283	283	0
Gesamt	2002	6	21212	21212	0	195	195	0	275	275	0	112272	112272	0
	2003	24	121116	121116	0	283	283	0	283	283	0	391361	391361	0
	2004	6	625374	625374	0	283	283	0	283	283	0	315126	315126	0
Gesamt		36	2054074	2054074	0	283	283	0	283	283	0	1024359	1024359	0

Tabelle 11: Die entlasteten Stofffrachten während des Beobachtungszeitraumes auf Basis der lokalen Kalibration des Spektrometers

Jahr	Monat	Anzahl der Ladestunfts- einweisungen	CSF _{lok} (%)			Lokale Kalibration CSF _{lok}			AFS _{lok}				
			Zulauf	Abfluss	Umsatz	Zulauf	Abfluss	Umsatz	Zulauf	Abfluss	Umsatz		
EURO	Oktober	3	13.926	1.874	234	10.016	234	1.778	234	414	1.778	414	234
	November	2	10.128	234	234	7.278	234	234	234	234	234	234	234
	Dezember	3	14.534	1	24	8.234	24	1	24	234	234	234	234
EURO	Januar	1	5.522	1	224	5.522	224	1	224	5.522	1	224	5.522
	Februar	1	67.622	1	614	67.622	614	1	614	67.622	1	614	67.622
	März	1	101.622	1	624	101.622	624	1	624	101.622	1	624	101.622
	April	1	63.622	26	624	63.622	624	26	624	63.622	26	624	63.622
	Mai	1	117.622	1.622	624	117.622	624	1.622	624	117.622	1.622	624	117.622
	Juni	1	163.622	1.722	624	163.622	624	1.722	624	163.622	1.722	624	163.622
	Juli	3	67.216	23	624	67.216	624	23	624	67.216	23	624	67.216
	August	1	111.622	14	624	111.622	624	14	624	111.622	14	624	111.622
	September	1	165.622	1.722	624	165.622	624	1.722	624	165.622	1.722	624	165.622
	Oktober	3	167.622	1.622	624	167.622	624	1.622	624	167.622	1.622	624	167.622
	November	3	167.622	1.622	624	167.622	624	1.622	624	167.622	1.622	624	167.622
	Dezember	1	163.622	1	1074	163.622	1074	1	1074	163.622	1	1074	163.622
EURO	Januar	1	165.622	1	624	165.622	624	1	624	165.622	1	624	165.622
	Februar	1	165.622	1	624	165.622	624	1	624	165.622	1	624	165.622
	März	1	163.622	1.622	624	163.622	624	1.622	624	163.622	1.622	624	163.622
	April	1	167.622	1.622	624	167.622	624	1.622	624	167.622	1.622	624	167.622
	Mai	5	137.622	1.622	624	137.622	624	1.622	624	137.622	1.622	624	137.622
Gesamt	2002	0	2.016.228	2.207	020	2.016.228	020	2.207	020	2.016.228	2.207	020	2.016.228
	2003	24	1.411.005	17.503	029	1.411.005	029	17.503	029	1.411.005	17.503	029	1.411.005
	2004	7	740.128	2.000	020	740.128	020	2.000	020	740.128	2.000	020	740.128
	Gesamt	31	2.209.062	11.043	020	2.209.062	020	11.043	020	2.209.062	11.043	020	2.209.062

Tabelle 12: Vergleich der beiden Kalibrationen hinsichtlich der berechneten Stofffrachten

verwendete Kalibration		CSB _{ges} -Fracht	AFS-Fracht	CSB _{fil} -Fracht
		[kg]	[kg]	[kg]
globale		20.380	13.711	6.424
lokale		17.843	12.031	4.502
Differenz	absolut	-2.537	-1.680	-1.922
	relativ	-12,4 %	-12,3 %	-29,9 %

Dabei ergaben sich für alle 3 ausgewerteten Stofffrachten bei Verwendung der lokalen Kalibration geringere Stofffrachten wie bei der globalen, was auf Grund der einhergehenden Verdünnungsvorgänge des Abwassers bei Mischwasserabfluss und der beobachteten Überbefundneigung des Spektrometers bei geringen Konzentrationen auch zu vermuten war. Ein endgültiger Beweis dafür ist jedoch auf Grund der bis dato immer noch geringen Anzahl an Mischwasser-IDs noch ausständig.

7.2 STATION DONAU WIEN

Die Gewässermessstation Donau ging Ende Jänner 2003 in Betrieb. Sie liefert bis dato Messwerte in die Messnetzzentrale. Es zeigten sich im Dauerbetrieb während der folgenden Monate erwartungsgemäß etliche Schwierigkeiten, welche fast alle in den Griff zu bekommen waren.

7.2.1 BISHERIGES DATENVOLUMEN

Die Daten mancher Parameter waren zu Beginn durch teilweise noch nicht durchgeführte Kalibrierungen unplausibel. Ebenfalls sind durch defekte Messsonden, Softwareprobleme bzw. durch einen zu geringen Wasserstand der Donau v.a. im sehr trockenen Jahr 2003 Lücken in den kontinuierlichen Messreihen entstanden.

Wie in Tabelle 13 ersichtlich wurden von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 bis zu 72.000 Messzeilen (Werte im 10-Minuten Abstand) generiert. Die in dieser Zeitperiode theoretisch maximal möglichen Messzeilen (im 10-Minuten-Abstand) wären 90.000. Es gab in der ausgewerteten Messperiode von 20 Monaten hauptsächlich durch die teilweise niedrigen Wasserstände der Donau im Jahr 2003 einen Verlust von rund 20 %. Durch diese extremen Wasserstände waren die Messsonden oft an der Luft und produzierten daher keine plausible Messwerte.

Tabelle 13: Gesamtmesszeilen und Datenverluste der gemessenen Parameter gegenüber den theoretisch maximal möglichen Messzeilen von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004

	Erklärung	verwendete Abkürzung	Anzahl an vorh. Messzeilen (10-Minuten-Werte)	Datenverlust [%]	Datenverlust ¹⁾ [%]
	Wasserüberstand	H [m]	62171	30,8	10,8
	elektr. Leitfähigkeit	Cond [μ S/cm]	67300	25,1	5,1
	gelöster Sauerstoff	DO [mg/l]	31695	64,7	44,7
	Lufttemperatur	T_air [°C]	66290	26,3	6,3
ISE -Sonde	Ammonium-Stickstoff	NH4-N_ISE [mg/l]	40306	55,2	35,2
	Nitrat-Stickstoff	NO3-N_ISE [mg/l]	43599	51,5	21,5
	Wassertemperatur	T_water1 [°C]	53547	40,4	20,4
Standard- Sonde	pH-Wert	pH [-]	51765	42,4	22,4
	Redox-Potential	ORP [mV]	51780	42,4	22,4
	Wassertemperatur	T_water2 [°C]	51017	43,2	23,2
Spektrometer -Sonde	Abfiltrierbare Stoffe	TSSeq [mg/l]	72022	19,9	0 ²⁾
	Nitrat-Stickstoff	NO3-Neq [mg/l]	72020	19,9	0 ²⁾
	gesamt org. Kohlenst.	TOCeq [mg/l]	72022	19,9	0 ²⁾
	gelöst org. Kohlenst.	DOCeq [mg/l]	72022	19,9	0 ²⁾
	SAK254	SAC254 [Abs/m]	72013	19,9	0 ²⁾

1) Datenverlust ohne Berücksichtigung des Verluste durch die niedrigen Wasserstände im Jahr 2003.

2) Die Spektrometersonde lieferte immer dann Werte, wenn sie mit Wasser umspült wurde.

In den Verlusten in Tabelle 13 sind jedoch auch die Messdatenverluste durch Kalibrationsvorgänge enthalten, wobei diese kleiner als 1% waren. Die Datenverluste

steigerten sich bei einigen Parametern die von Sonden gemessen wurden, bei denen es Probleme mit dem Messprinzip bzw. der Anbindung an die Stationssoftware des Industrie-PC's gab, bis auf 35%. Der Parameter DO (gelöster Sauerstoff) wurde ab Jänner 2004 nicht mehr gemessen, da auch nach Erhöhung des Wartungsaufwands eine ausreichende Stabilität der Messungen nicht erzielt werden konnte. Der Parameter H (Wasserhöhe über den Sonden) war erst ab Anfang April 2003 im Einsatz. Die höheren Datenverluste der Parameter der ISE-Sonde und der Standard-Sonde sind durch Anbindungsprobleme an den Industrie-PC vor Ort zu erklären. Die niedrigsten Datenverluste in der ausgewerteten Messperiode von 20 Monaten verzeichneten die Parameter der Spektrometersonde, da diese fast ausschließlich durch den Wasserstand beeinflusst war.

7.2.2 GRAFISCHE DARSTELLUNG DER EINZELPARAMETER

Die folgenden Diagramme sollen als Überblick dienen, und zeigen die wichtigsten inline gemessenen Parameter (ausgenommen: Lufttemperatur) der Donau in der Abwasserfahne der HKA-Wien am rechten Ufer bei Strom-km 1917,70. Die zugehörigen im Labor gemessenen Daten sind als Kreise visualisiert (z.B. TSS_Lab). Man kann daher nicht ohne weiters annehmen, dass die hier dargestellten Ergebnisse die Donauwasserqualität über ihre gesamte Breite repräsentieren.

➤ **Problematik der Frachtabschätzung**

Fließgewässer wie die Donau bei Wien können nicht ohne weiteres als homogen über die Breite angesehen werden (Einleitung HKA Wien Simmering, Donaukanal, Stauhaltung/Turbinenfeld, neue Donau). Im Falle einer konventionellen Probenahme (z.B. zur Frachtermittlung) bedeutet das, dass keine Stelle repräsentativ für den gesamten Querschnitt ist und daher mehrere Proben über den Querschnitt zu nehmen wären.

Obwohl solche differenzierten Informationen für einzelne Fragestellungen durchaus wünschenswert wären, werden sie in der Realität aufgrund des vielfach höheren Aufwandes nicht erhoben. Während des gegenständlichen Projekts war es leider ebenfalls nicht möglich diesen Fragestellungen nachzugehen.

➤ **Diskussion der Einzelparameter**

Abbildung 91 zeigt die Leitfähigkeitswerte innerhalb der Messperiode von 20 Monaten. Es ist ein deutlicher Jahresgang feststellbar, wobei die höheren Werte im Winterhalbjahr wahrscheinlich auf den Einsatz von Auftausalz im Strassenverkehr zurückzuführen sind. Weiters zeigt sich eine erwartete gute Übereinstimmung mit den Laborwerten, da es für diesen Parameter am Markt vielfach erprobte Messarten gibt.

Wie in Abbildung 92 ersichtlich ist, war die Sonde wegen Kalibrierproblemen und dem permanenten Trockenfallen der Sonde im Jahr 2003 nur bis ca. Jänner im Einsatz. Die bis dahin aufgenommenen Werte incl. den Laborwerten zeigen jedoch trotzdem einen schönen Jahresgang des gelösten Sauerstoffs mit einem Anstieg im Winterhalbjahr, was auf eine verminderte biologische Aktivität der Organismen im Donauwasser schließen lässt.

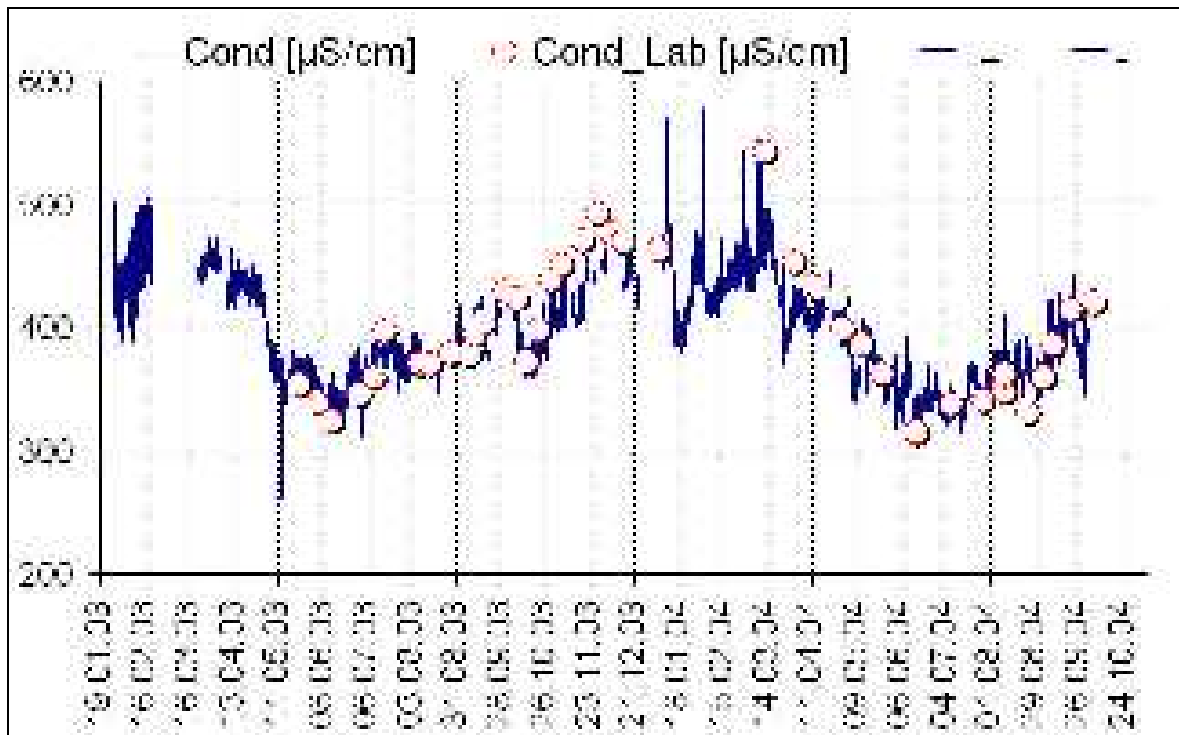


Abbildung 91: Darstellung der Leitfähigkeitswerte über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

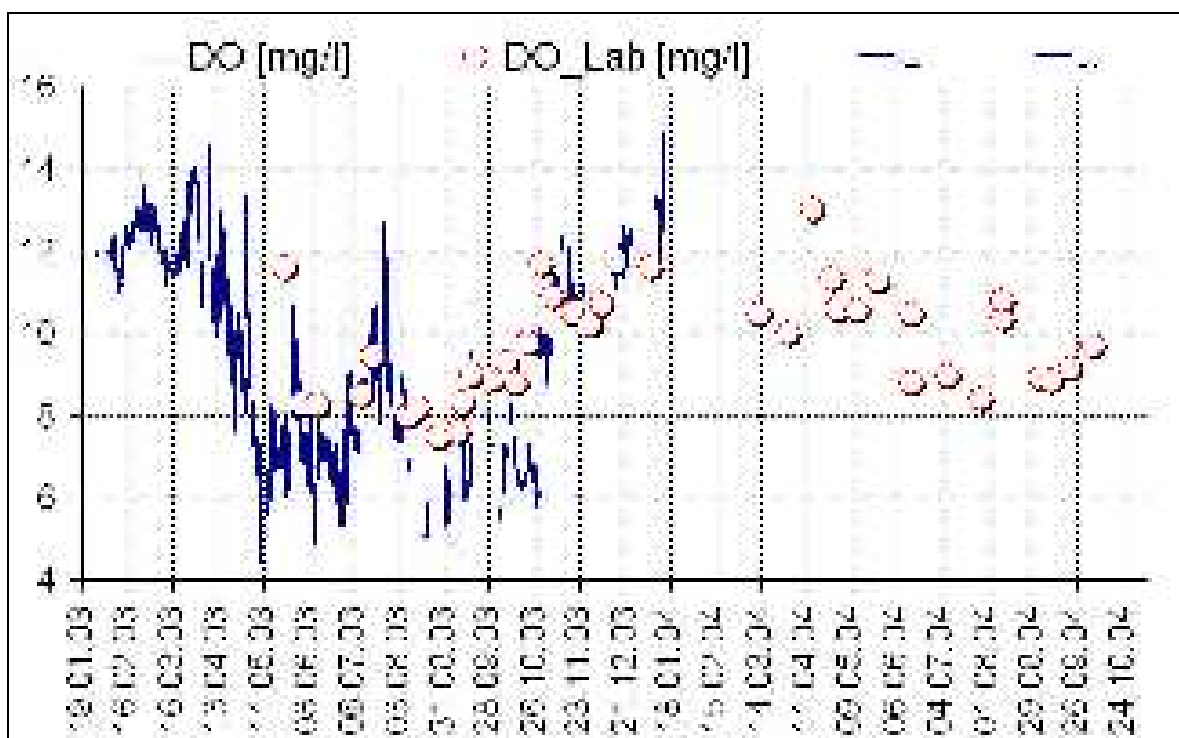


Abbildung 92: Darstellung der Ganglinie des gelösten Sauerstoffs über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

Die in Abbildung 93 und Abbildung 94 dargestellten Ammonium- und Nitratwerte der ISE-Sonde zeigen zu Beginn der Messungen unplausible Werte. Dies ist auf die anfänglichen Anbindungs-schwierigkeiten zurückzuführen, die jedoch durch etliche Modifikationen weitgehend in den Griff zu bekommen waren. Seit Anfang 2004 liefern beide eingesetzte Messelektroden sehr plausible Messwerte.

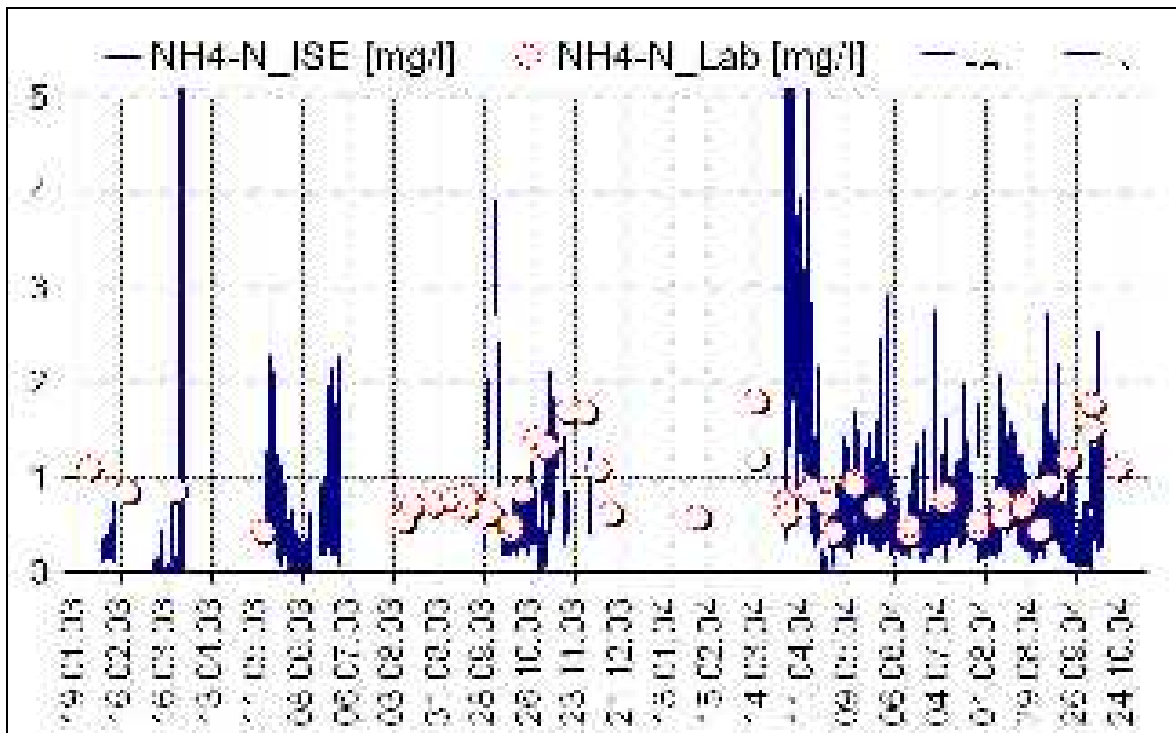


Abbildung 93: Darstellung der Ammoniumwerte der ISE-Sonde über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

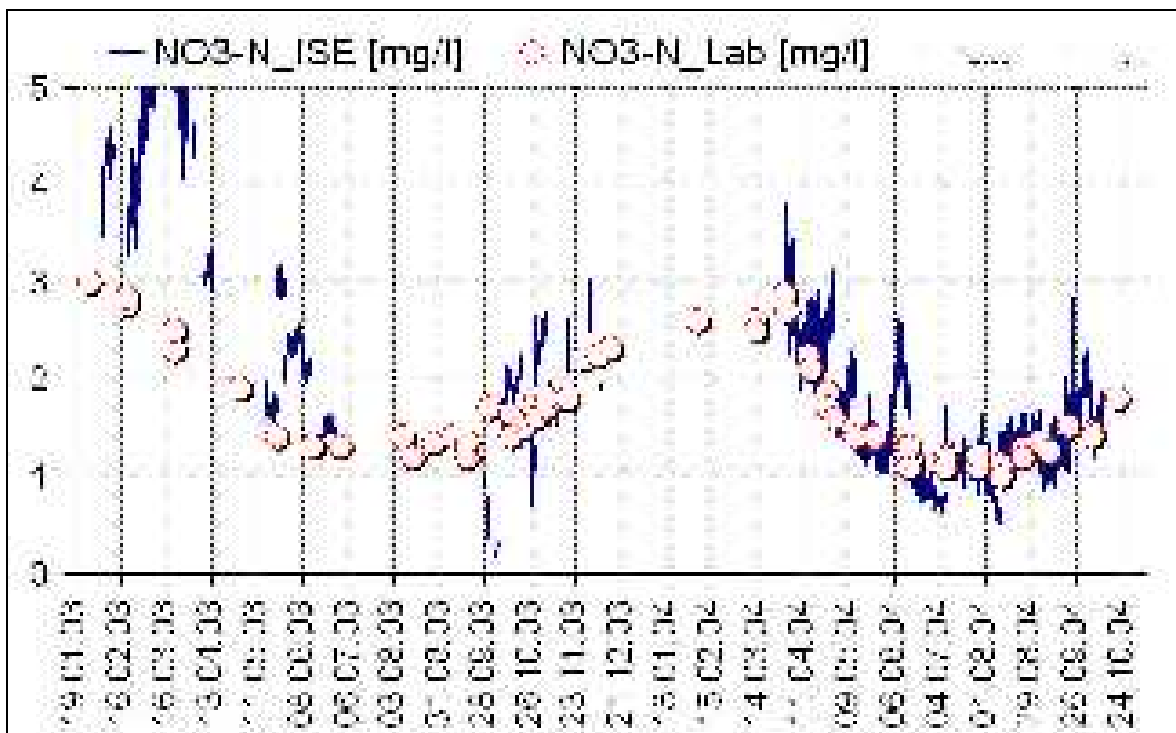


Abbildung 94: Darstellung der Nitratwerte der ISE-Sonde über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

Abbildung 95 zeigt die Veränderung der Wassertemperatur der Donau über das Jahr. In der folgenden Abbildung 96 ist der relativ stabile pH-Wert dargestellt, der sich (hier nicht im Detail erkennbar) nur durch besondere „Ereignisse“ veränderte. Die Übereinstimmung mit den Laborwerten war trotz geringer Wartungsintensität und einfacher in-situ-Kalibrierung (durch Offsetangleich) sehr gut.

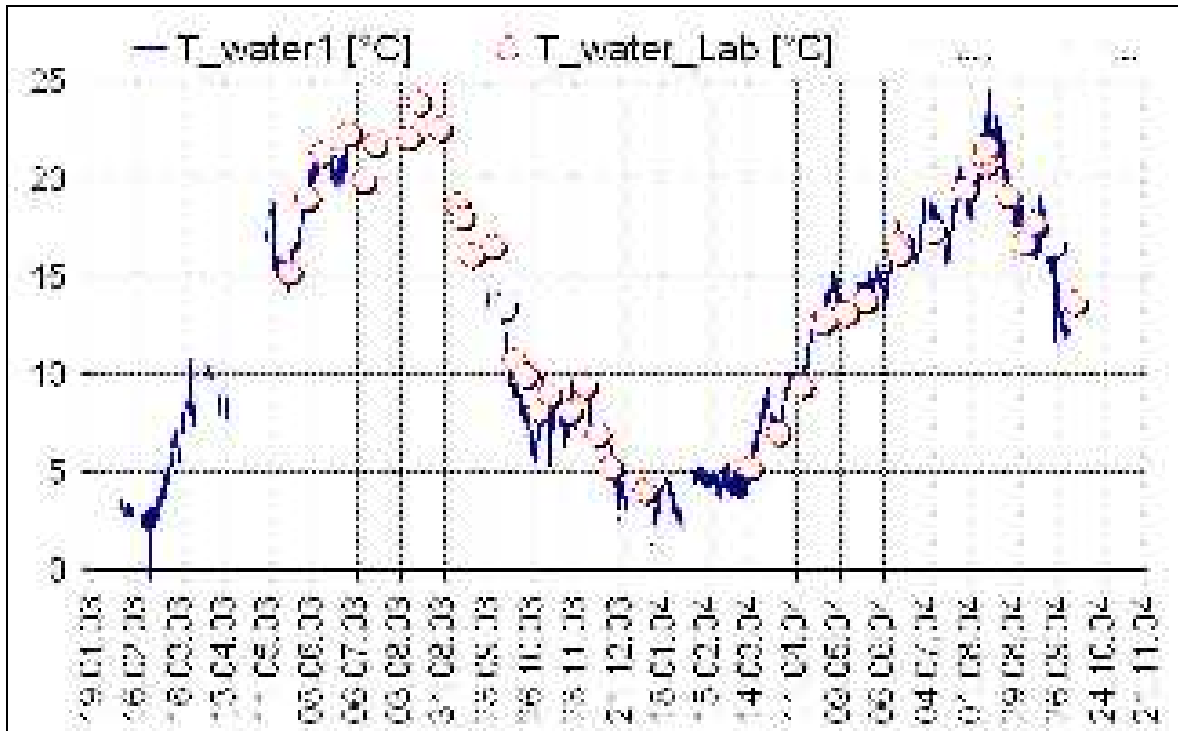


Abbildung 95: Darstellung der Wassertemperatur der ISE-Sonde über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

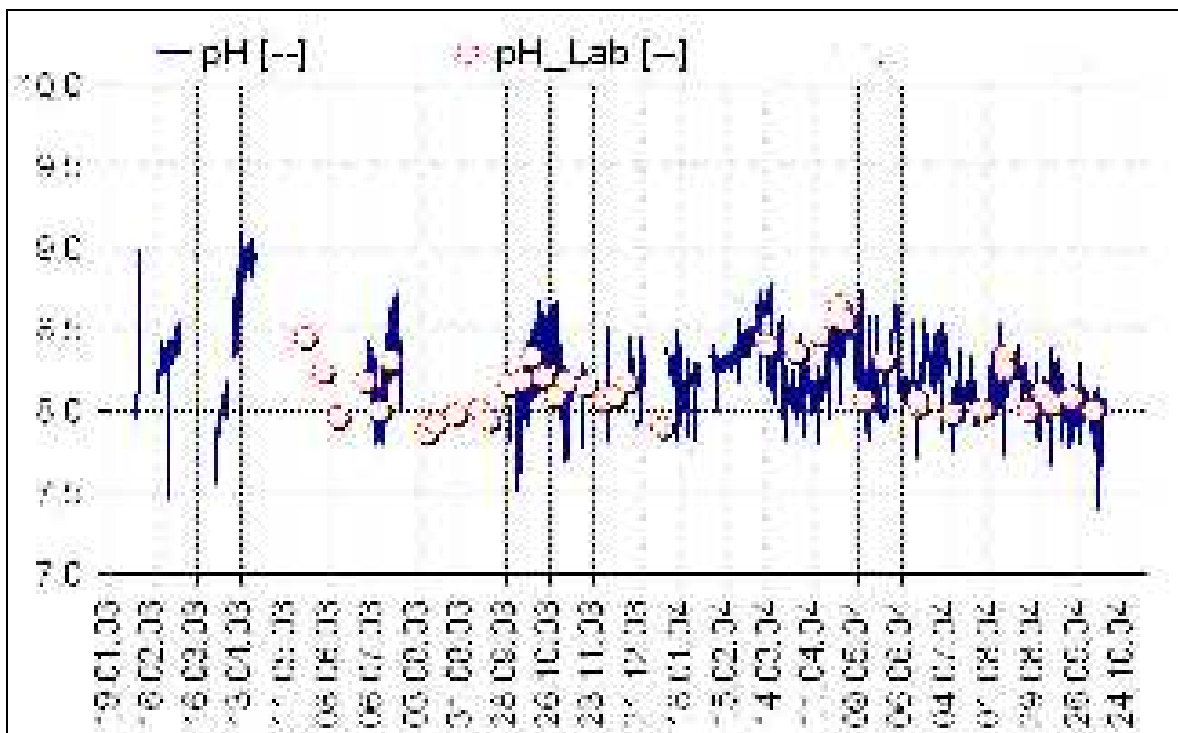


Abbildung 96: Darstellung der Ganglinie des pH-Wertes über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

Man erkennt durch die Aufzeichnung des Wasserspiegels über den Sonden in Abbildung 97 die teilweise doch erheblich lang andauernden Perioden, in denen die Sonden ab August 2003 in der Luft hingen. Erst die einsetzende Schneeschmelze ließ den Wasserspiegel der Donau wieder steigen. Die Ganglinie der Lufttemperatur vor Ort in Abbildung 98 soll nur als Ergänzung dienen.

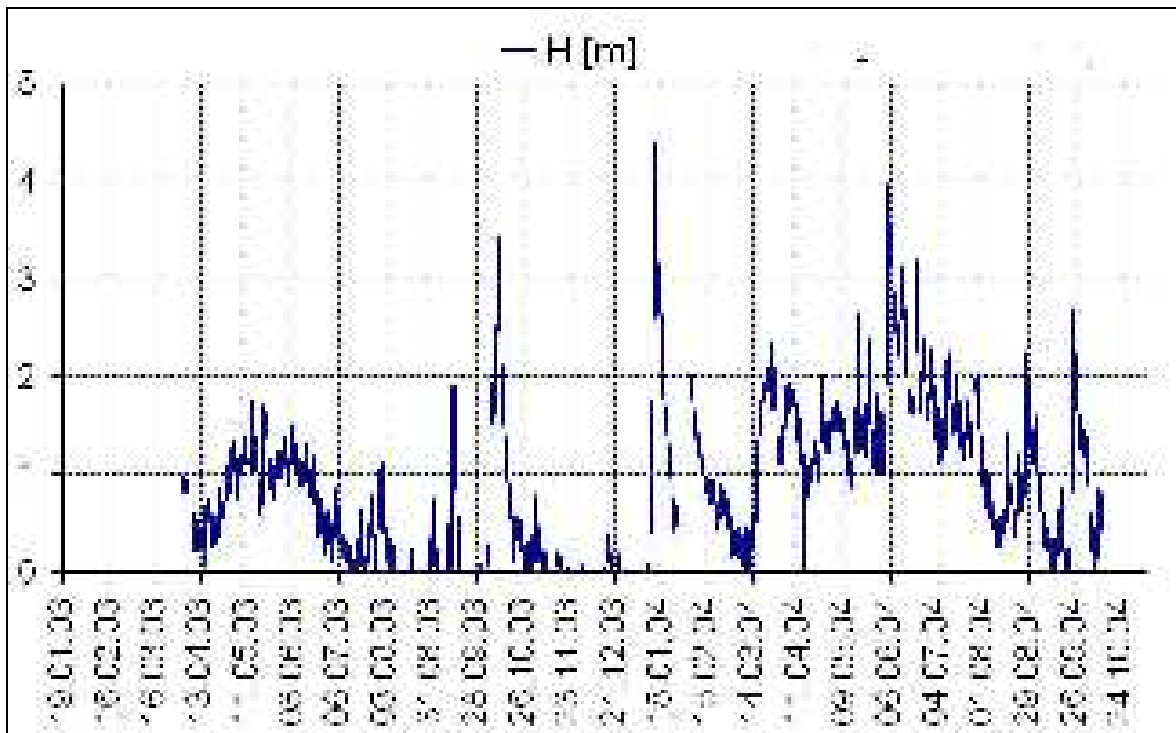


Abbildung 97: Darstellung der Ganglinie Wasserspiegels über den Sonden über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004

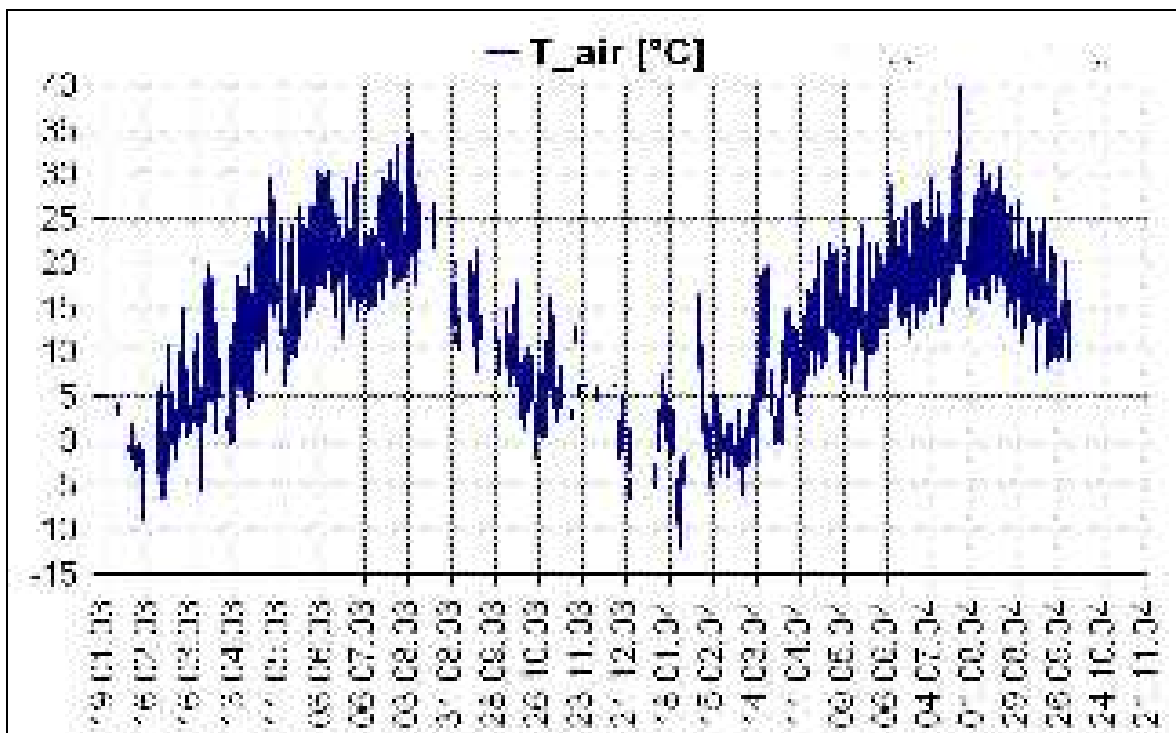


Abbildung 98: Darstellung der Lufttemperaturwerte über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

Die aus den Spektren des UV-VIS-Spektrometers errechneten eq-Parameter (eq = „äquivalent“) sind in den folgenden Diagrammen dargestellt.

In Abbildung 99 ist die Ganglinie der gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen dargestellt. Die Werte stimmen relativ gut mit den Laborwerten überein. Ebenso sind über den Messzeitraum von 20 Monaten etliche Ereignisse beobachtet worden, die sich sehr gut in den on-line gemessenen Daten widerspiegeln.

In Abbildung 100 erkennt man eine Jahresschwankung von Nitrat-Stickstoff zwischen 1,0 und 3,0 mg/l, wobei im Sommer die niedrigsten Konzentrationen gemessen werden. Die Laborwerte passen mit den on-line Daten sehr gut überein.

Die TSS-Konzentration in Abbildung 101 unterliegt keiner so deutlichen Jahresschwankung mit einer Basiskonzentration um die 10 mg/l. Die teilweise doch sehr rasanten Anstiege in den Konzentrationen rühren von Regenereignissen her, manchmal auch mit deutlichen Anzeichen einer Regenentlastung ungereinigten Abwassers in die Donau.

Es gibt zusätzlich noch viele kleinere Sprünge, welche nur bei 1-2 Messungen (maximale Dauer der erhöhten Konzentrationen daher maximal 15 bis 25 Minuten) auftreten. Diese könnten durch Schwebstofffahren eines Geschiebezugabefrachtschiffes kommen, welches unterhalb des Kraftwerkes Freudenua intervallweise Geschiebe in die Donau dotiert. Eine andere Erklärung ist die aufwirbelnde Wirkung des Wellenschlags vorbeifahrender Schiffe an abgelagerten Sedimente auf der Ufersicherung (Blockwurf).

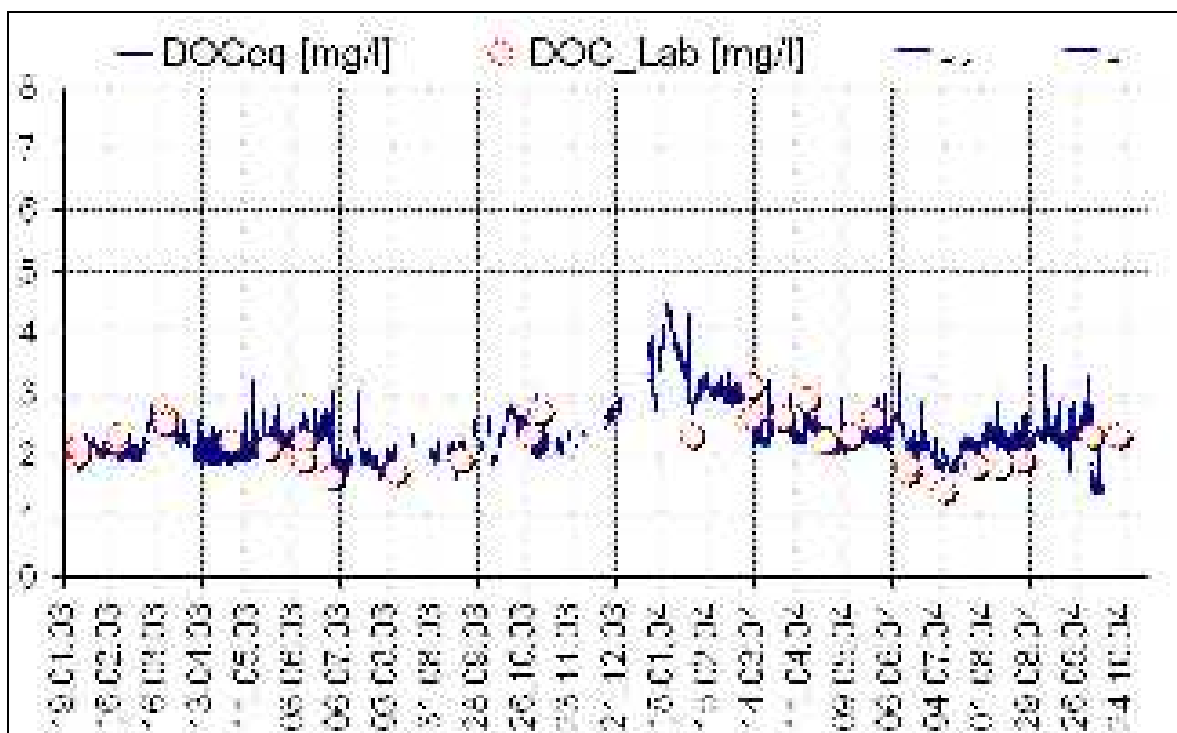


Abbildung 99: Darstellung der Ganglinie des gelösten organischen Kohlenstoffs des UV-VIS-Spektrometers über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

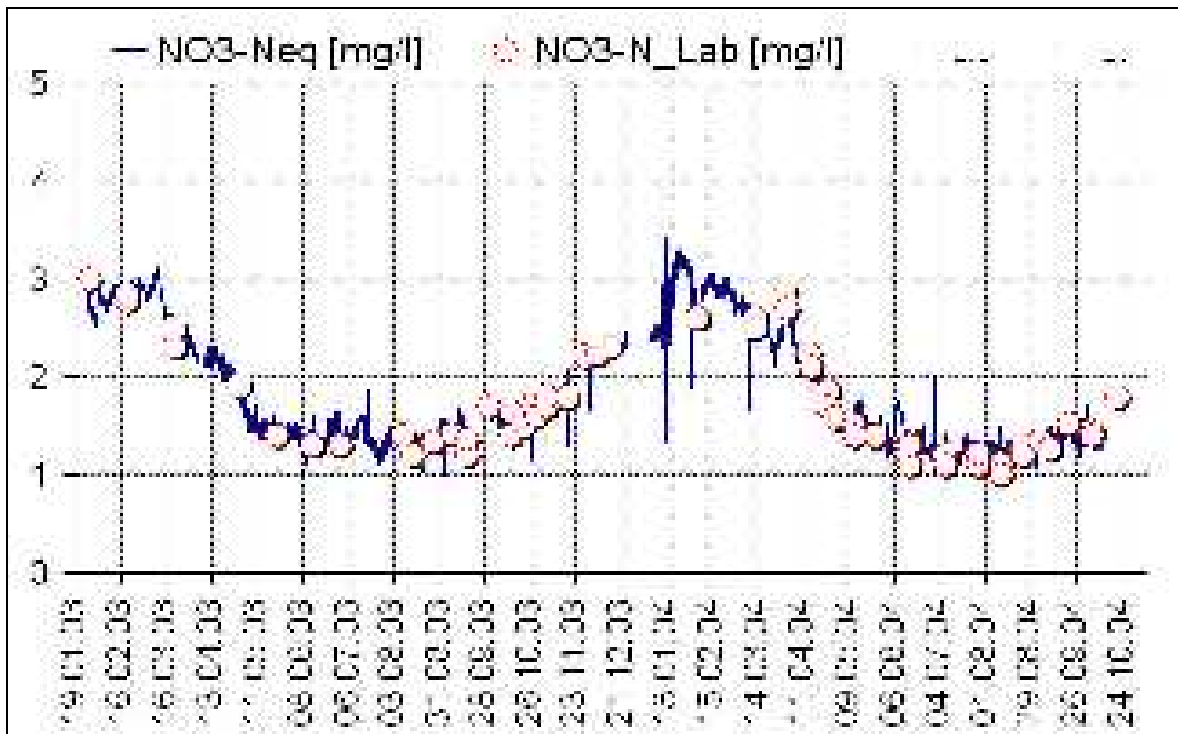


Abbildung 100: Darstellung der Nitratwerte des UV-VIS-Spektrometers über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

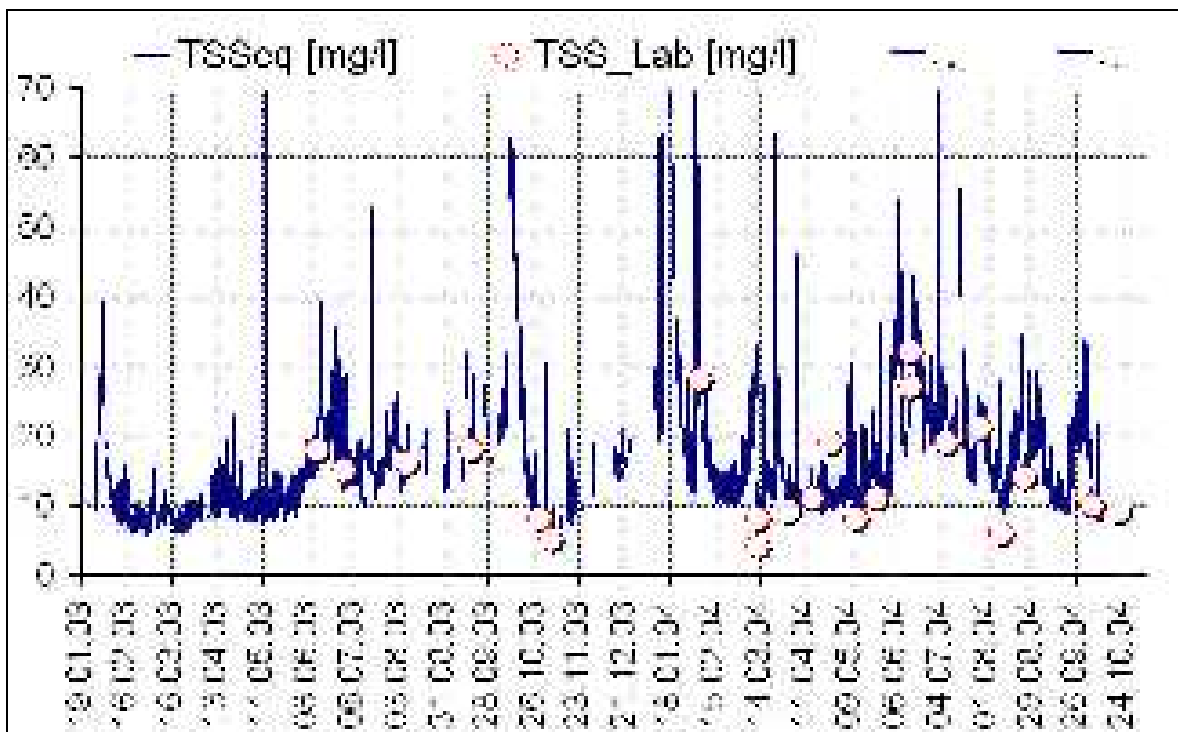


Abbildung 101: Darstellung der Ganglinie der abfiltrierbaren Stoffe (TSS) des UV-VIS-Spektrometers über den Messzeitraum von Ende Jänner 2003 bis Ende September 2004 (on-line Messwerte vs. Vergleichsmessungen)

7.2.3 ERKENNEN VON PERIODEN, TRENDS UND EINZELEREIGNISSE

Die Aufgabe besteht nun darin, die in den vorliegenden Daten implizit enthaltene Information zu extrahieren und zu bewerten.

Wie in den Diagrammen in Kapitel 7.2.2 erkennbar, bleibt immer eine Unsicherheit ob Daten echte Ausreißer sind und daher zu Recht aus der Betrachtung ausgeschlossen werden, oder ob es sich um zwar seltene aber dennoch richtige Werte handelt. Ausreißer werden auf die unterschiedlichsten Arten definiert, z.B. als Daten die nicht in die generelle Charakteristik des Datensatzes passen. Es hängt im Wesentlichen von den Kriterien ab, mit denen man die Beurteilung durchführt, ob ein Wert als Ausreißer oder Extremwert ausgeschlossen oder miteinbezogen wird.

In Abbildung 102 ist als Beispiel ein Bereich von Mitte Jänner bis Mitte Februar 2004 genauer dargestellt. Abgesehen von zwei eindeutigen Veränderungen am 14.01.2004 und 04.02.2004, wobei beim ersten sogar der Messbereich des eingesetzten Sensors überschritten wurde, sind auch noch zwei kürzere Ereignisse zu sehen (elliptische Markierungen in Abbildung 102). Das erste dauerte vom 11.01.2004 23:30 bis 12.01.2004 06:30 – also rund 7 Stunden, und das zweite vom 02.02.2004 20:30 bis 03.02.2004 01:40 Uhr – also rund 5 Stunden.

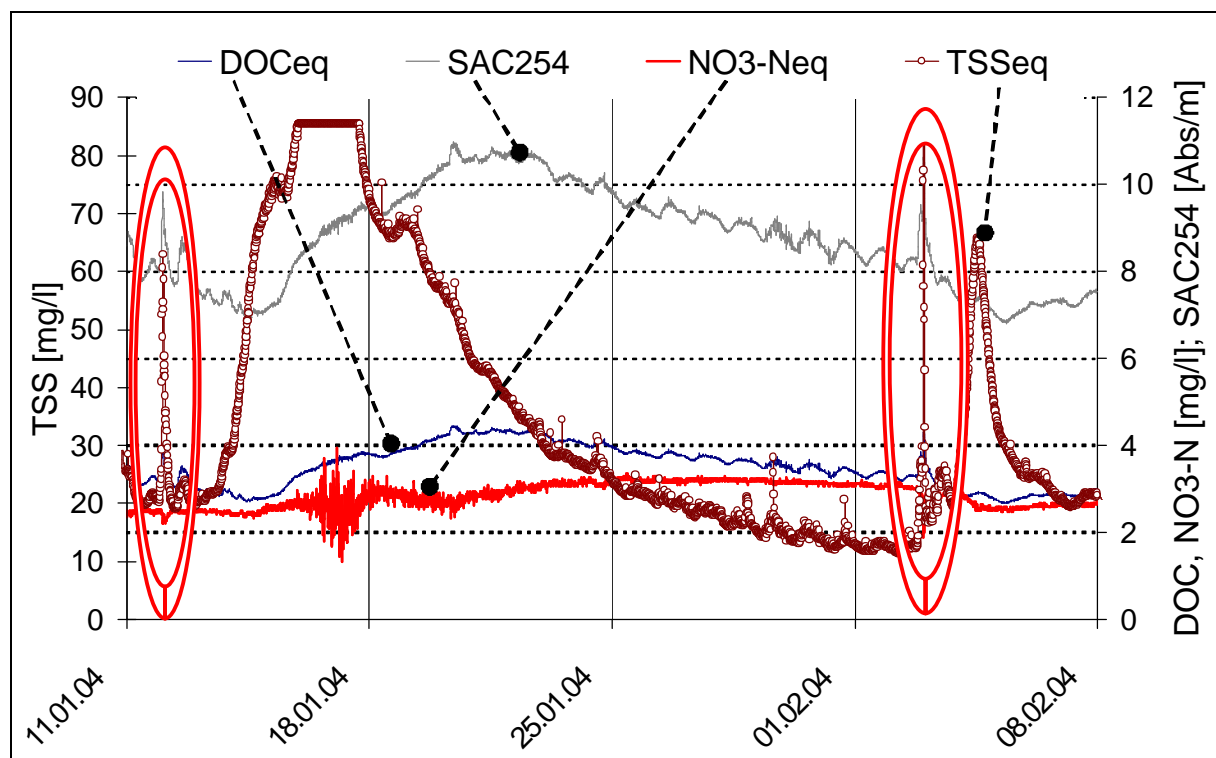


Abbildung 102: Beispiel eines Bereiches vom 11.01.04 bis 08.02.04 in dem verschiedene Entlastungsereignisse in die Donau stattgefunden haben

Wenn man davon ausgeht, dass die eindeutigen Veränderungen durch einen (massiven) Niederschlag verursacht wurden, sollten die zuvor beobachteten kurzen sprunghaften Anstiege durch Regenentlastungen im Wiener Kanalnetz erklärbar sein.

In Abbildung 103 ist ein kurzes Ereignis am 05.04.2004 in einer zeitlich höheren

Auflösung dargestellt. Dieses Ereignis begann um 13:20 Uhr und endete nach 2,5 Stunden ca. um 15:50 Uhr. Auch andere Parameter als die in Abbildung 102 dargestellten Parameter, wie z.B. die elektrische Leitfähigkeit, das Redox-Potential, Ammonium-Stickstoff etc. zeigen eine deutliche Veränderung während dieser Zeit. Grundsätzlich kann gesagt werden, dass jeder gemessene Parameter während eines ungewöhnlichen Ereignisses, Werte außerhalb der normalen Schwankungsbreite liefert.

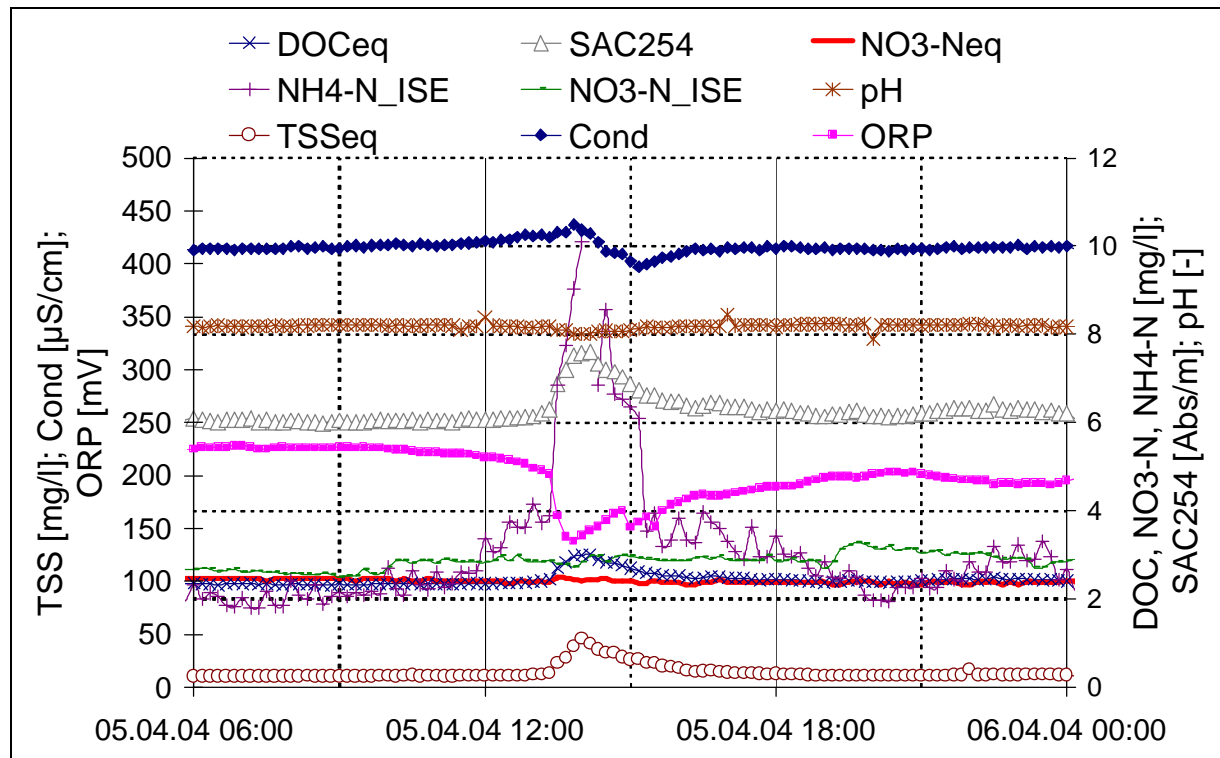


Abbildung 103: Detailansicht verschiedener Parameter während eines kurzen Ereignisses am 05.04.2004. Dauer ca. 2,5 Stunden (Wasserstand über den Sonden 1,8 m).

Die Veränderungen des Zustandes eines Parameters während mancher so genannten Ereignisse dauern teilweise nur wenige Stunden – zu gering, als bei einer off-line Analyse im z.B. Wochenschritt detektiert werden zu können. Man sollte eine rasche Veränderung eines Parameters jedoch nicht einzeln betrachten, da diese sowohl durch einen Drift bzw. Sprung herrühren als auch durch einen Defekt erklärbar sein kann. Erst in Kombination mit anderen Parametern ist ein Ereignis eindeutig als solches zu erkennen.

In Abbildung 104 sind als ein Beispiel Messdaten der ISE-Sonde (NO3-N_ISE, NH4-N_ISE), der Spektrometer-Sonde (NO3-Neq) und die zugehörigen Laboranalysedaten (NH4-N_Lab und NO3-N_Lab) über einen Zeitraum von 7 Wochen dargestellt.

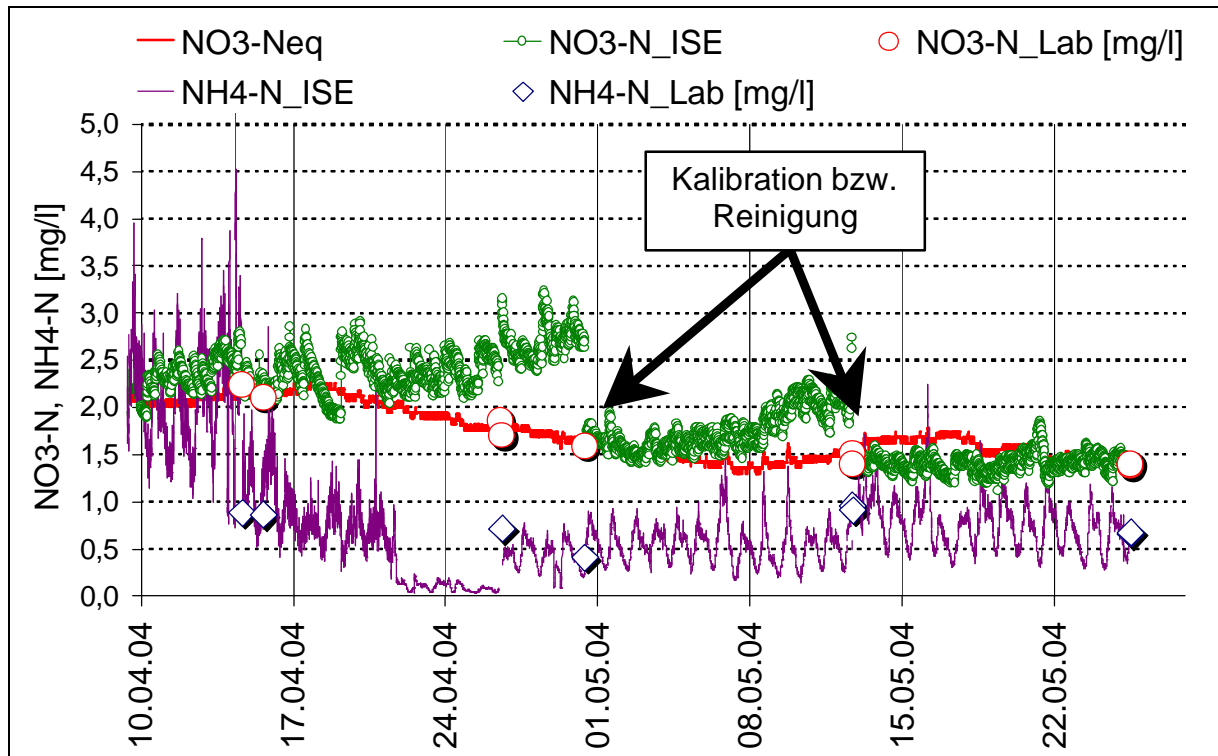


Abbildung 104: Messwerte von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ der ISE-Sonde im Vergleich mit Messwerten der Spektrometer-Sonde und Laboranalysen über einen Zeitraum von 7 Wochen.

Man erkennt die typischen Tagesgänge von Nitrat und Ammonium wobei die letzteren sehr deutlich ausgeprägt sind und über den Tag um bis zu 100% schwanken können. Besonders beim Parameter Ammonium beginnt der tägliche Anstieg um ca. 10:00 Uhr in der Früh und erreicht um ca. 17:00 Uhr seinen Höhepunkt. Weiters sind die mit der UV-VIS-Sonde und der ISE-Sonde gemessenen Nitrat-Werte dargestellt. Zu diesem Zeitpunkt kam es zu Drifts bei der ionenselektiven Nitrat-Messung, welche nur durch eine Reinigung bzw. Kalibration unterbrochen wurden.

Die in Abbildung 104 deutlich erkennbaren Tagesgänge der Ammoniumkonzentrationen entstehen durch die Einleitung des (derzeit noch teilweise) gereinigten Abwassers der HKA-Wien in den Donaukanal und damit schließlich in die Donau.

7.2.4 EINFLUSS VON MESSINTERVALL UND MESSZEITPUNKT AUF DIE MESSWERTE

Den Einfluss von unterschiedlichen Probenahmezeitpunkten ist in Abbildung 105 und Abbildung 106 dargestellt, wobei dieses Problem auch bei den anderen, hier nicht dargestellten, Parametern zu beobachten ist.

Der in Abbildung 105 dargestellte Parameter elektrische Leitfähigkeit (Cond) soll als Beispiel dienen, inwieweit ein fixes Netz von Probenahmezeitpunkten (Messzeitnetze) Einfluss auf die Bewertung eines Parameters nimmt. Obwohl die statistischen Parameter in Tabelle 14 mit Ausnahme der Maximal-Werte keinen signifikanten Unterschied zeigen, ist im oben dargestellten Diagramm die Grenze der Aussagekraft bei der Wahl verschiedener Messzeitnetze erkennbar.

Es wurden bei keinem hier gewählten zeitlichen Raster (fiktive Probenahme jeden Montag bzw. Donnerstag jeweils um 00:00 Uhr) die Leitfähigkeits-Messspitzen vom Jänner bis März 2004 miterfasst.

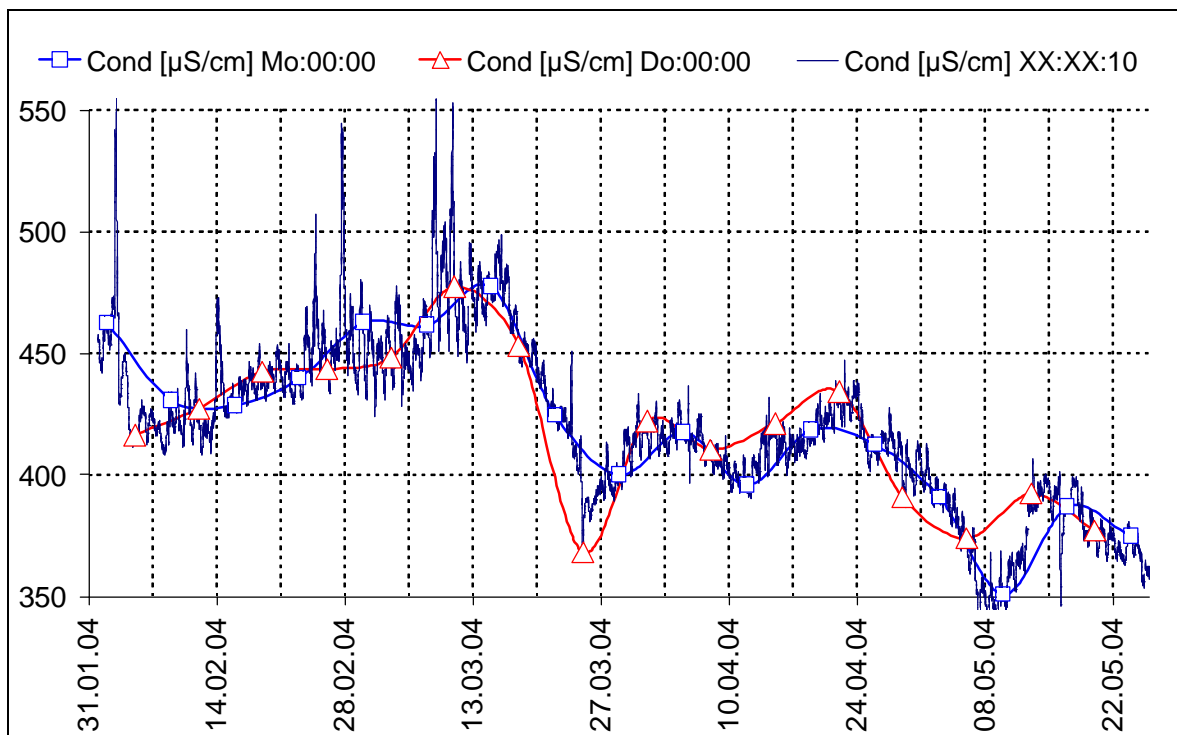


Abbildung 105: Messwertbetrachtung Leitfähigkeit: Annahme einer wöchentlichen Beprobung über vier Monate jeweils am Montag bzw. Donnerstag. Die durchgehende Linie entspricht dem 10-Minuten Standardintervall.

Die Messwerte jeden Rasters ergeben für sich betrachtet ein plausibles Aussehen; es werden jedoch mehrtägige Ereignisse die kürzer als eine Woche sind, bei Betrachtung nur eines Messzeitnetzes nicht erkannt.

Tabelle 14: Statistische Maßzahlen des Parameters Leitfähigkeit im Messzeitnetz Mo bzw. Do jeweils um 00:00 Uhr im Vergleich zu den Messwerten beim Standardmessintervall von 10 Minuten (on-line).

Probenahme	Montag 00:00	Donnerstag 00:00	10-Minuten-Werte
Anzahl der Messwerte	17	16	16.464
Mittelwert	420 $\mu\text{S/cm}$	419 $\mu\text{S/cm}$	420 $\mu\text{S/cm}$
Median	419 $\mu\text{S/cm}$	422 $\mu\text{S/cm}$	418 $\mu\text{S/cm}$
Maximum	477 $\mu\text{S/cm}$	477 $\mu\text{S/cm}$	578 $\mu\text{S/cm}$
Minimum	351 $\mu\text{S/cm}$	368 $\mu\text{S/cm}$	339 $\mu\text{S/cm}$

Einen besonderen Einfluss des Probenahmezeitpunktes sieht man in Abbildung 106. Hier wurde der Parameter Ammonium als Synonym für einen sich über den Tag stark verändernden Parameter herangezogen. Gut erkennbar sind die Unterschiede bei der Annahme einer fiktiven Probenahme im Messzeitnetz „jeden Tag um 06:00 bzw. 18:00 Uhr“.

Wenn man täglich die Messwerte für Ammonium nur um 06:00 in der Früh betrachtet, kommt man in einen Interpretationsbereich, welcher nicht alle Schwankungen miterfasst. Das gleiche gilt für eine Messwertbetrachtung um 18:00 Uhr. Es werden bei beiden Methoden zwar manche Messwertspitzen detektiert, doch sowohl beim Raster „täglich 06:00“ als auch beim Raster „täglich 18:00“ nur zweimal, obwohl die 10-Minuten Messwerte einen täglichen Anstieg verzeichnen.

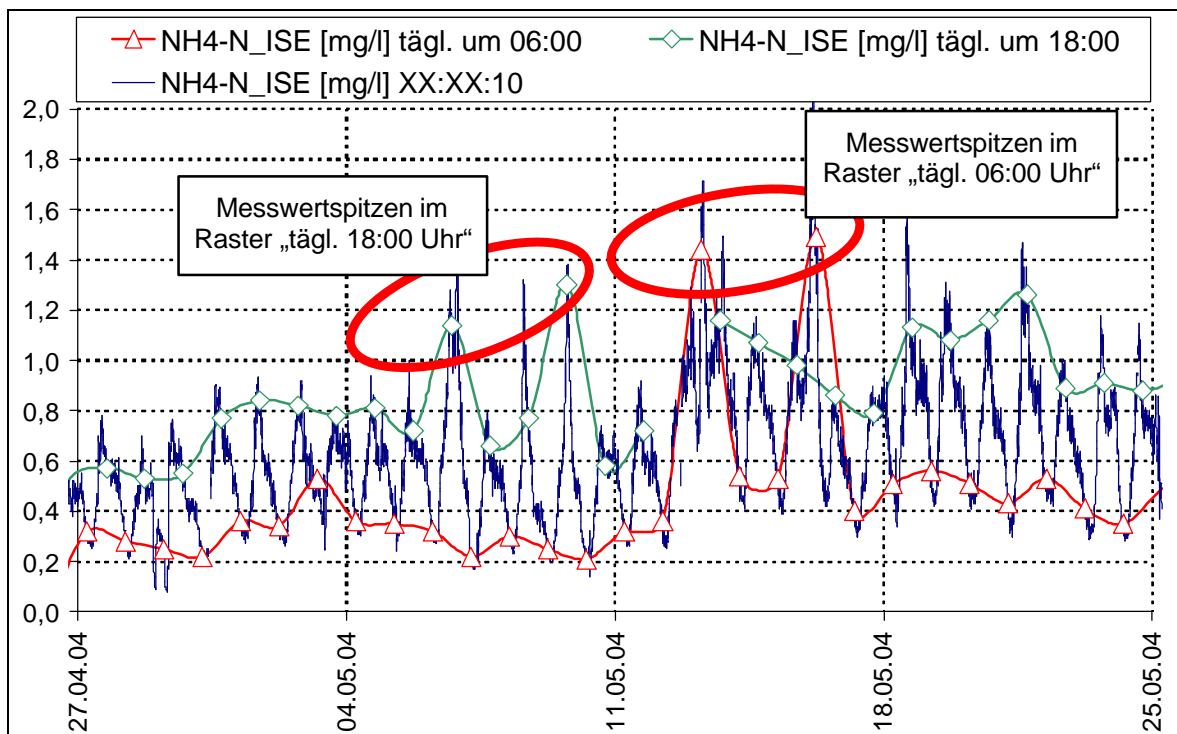


Abbildung 106: Messwertbetrachtung Ammonium: Annahme einer täglichen Beprobung über vier Wochen jeweils um 06:00 bzw. 18:00 Uhr. Die durchgehende Linie entspricht dem 10-Minuten Standardintervall.

Tabelle 15 zeigt die Unterschiede bei den Messwerten von Ammonium und Nitrat der ISE-Sonde nach einer statistischen Auswertung bei einer fiktiven täglichen Probenahme um 06:00 bzw. 18:00 Uhr im Vergleich zu den Messwerten welche beim 10-Minuten Standardintervall aufgezeichnet wurden.

Tabelle 15: Statistische Maßzahlen der Parameter NH₄-N_ISE und NO₃-N_ISE im täglichen Raster von 00:00 bzw. 18:00 Uhr im Vergleich zu den Messwerten beim Standardintervall von 10 Minuten (on-line).

Probenahme	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ -N
	tägl. um 06:00 Uhr		tägl. um 18:00 Uhr		10-Minuten-Werte	
Anzahl der Messwerte	55	55	56	56	7979	7989
Mittelwert	0,89 mg/l	2,05 mg/l	1,42 mg/l	2,04 mg/l	1,11 mg/l	2,10 mg/l
Median	0,53 mg/l	2,10 mg/l	1,00 mg/l	2,16 mg/l	0,73 mg/l	2,17 mg/l
Maximum	3,09 mg/l	3,54 mg/l	5,12 mg/l	3,32 mg/l	10,10 mg/l	3,80 mg/l
Minimum	0,04 mg/l	1,23 mg/l	0,09 mg/l	1,19 mg/l	0,03 mg/l	1,12 mg/l

Bei Betrachtung des Medianwertes erkennt man bei Ammonium deutlich den Unterschied zwischen den beiden gewählten Rastern. Es kommt dabei zu einem rund 30%igen Fehler sowohl beim Raster „täglich 06:00“ als auch beim Raster „täglich 18:00“ im Vergleich zum standardmäßigen 10-Minuten-Raster.

Der Parameter Nitrat unterliegt einer nicht so deutlich täglichen Schwankung. Dies zeigt sich auch bei den statistischen Maßzahlen in Tabelle 15.

7.2.5 VERGLEICH DER IN-LINE MESSDATEN DER IMW-MESSSTATION MIT ANDEREN QUELLEN VON GÜTEDATEN AN DER DONAU

Die IMW-Gewässermessstation liegt beim Strom-km 1917,70. In Abbildung 107 sind die Ammonium-Konzentrationen von Anfang 1996 bis Ende 2003 bei drei Messstellen des Wassergütemessnetzes des Bundes dargestellt. Die Station Mannswörth wird erst seit Beginn 2003 beprobt.

Es handelt sich hierbei um die Messstellen Nußdorf (Strom-km 1934,7) oberhalb von Wien, sowie Mannswörth (Strom-km 1916,3) und Wildungsmauer (Strom-km 1895,0) unterhalb von Wien. Die Beprobungshäufigkeit beträgt 12 Mal im Jahr im Abstand von ca. einem Monat.

Datenquelle: Erhebung der Wassergüte in Österreich gemäß Hydrographiegesetz i.d.F. des BGBl. Nr. 252/90; WWK/BMLFUW, Ämter der Landesregierungen; Datenbereitstellung durch Umweltbundesamt GmbH

Aus rechtlichen Gründen wurde leider nicht der genaue Ort bzw. die Art der Probenahme bekannt gegeben. Von besonderem Interesse wären der (i) Abstand vom Ufer, (ii) die Entnahmetiefe, (iii) das linke oder das rechte Ufer, (iv) vorhandener Niederschlag usw.

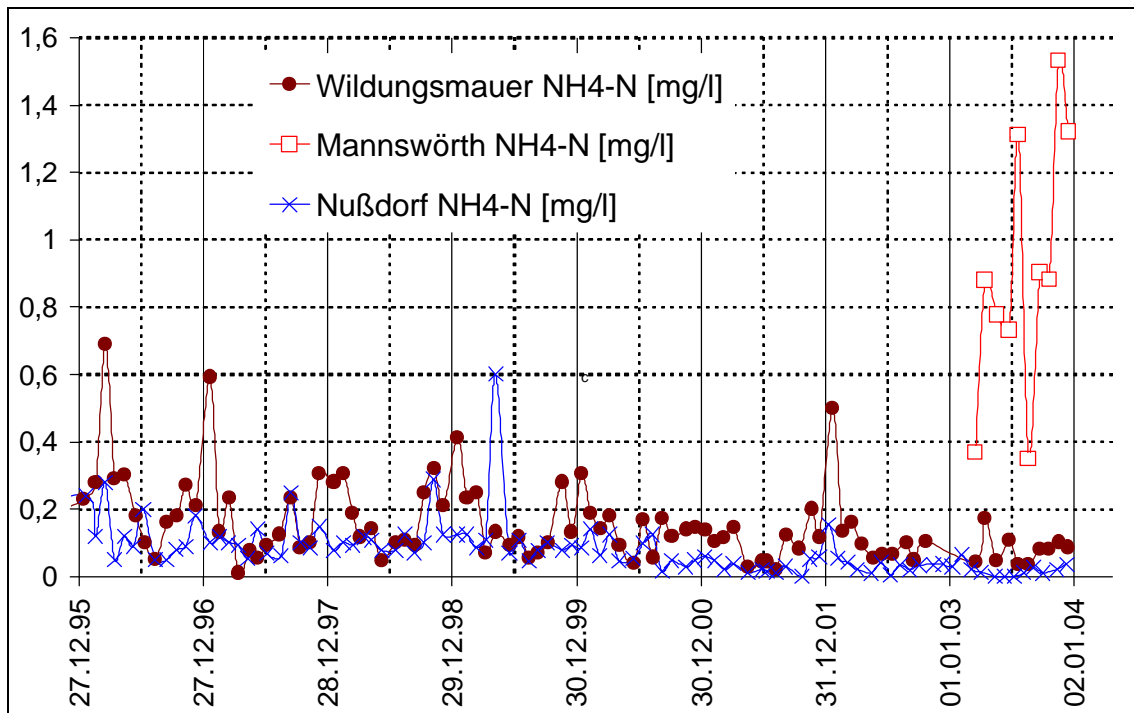


Abbildung 107: Beispiel der Ammoniumkonzentrationen drei verschiedener Messstellen an der Donau. Siehe Abbildung 138 für die Lage der WGEV-Standorte. (Datenquelle: Erhebung der Wassergüte in Österreich gemäß Hydrographiegesetz i.d.F. des BGBl. Nr. 252/90; WWK/BMLFUW, Ämter der Landesregierungen; Datenbereitstellung durch Umweltbundesamt GmbH)

Abbildung 107 zeigt Ammoniumkonzentrationen verschiedener Messstellen in der Donau. Die Station Nußdorf oberhalb von Wien weist im langjährigen Trend eine fallende Tendenz mit Konzentrationen $< 0,1$ mg/l auf. Man erkennt weiters die teilweise erhöhten Werte der Station Wildungsmauer ca. 23 km unterhalb von Wien mit Spitzenwerten bis zu 0,6 mg/l. Die Station Mannswörth wurde erst seit Beginn des Jahres 2004 in das Messprogramm des Bundes aufgenommen und zeigt sehr abweichende Ergebnisse zu den vorher genannten Messstationen.

Wie in Abbildung 108 dargestellt, spiegelt die Station Mannswörth bei km 1916,3 mit ihren Messwerten von 0,4 bis 1,6 mg/l die aktuelle Situation bei der IMW-Donau-Messstelle bei km 1917,70 wieder.

Es ist wegen der beschränkten Datenmenge nur eine vage Aussage über die Repräsentativität der vorhandenen Daten über das Donau-Längsprofil im Raum Wien möglich. Ebenso ist ein Donau-Querprofil der Ammoniumkonzentrationen an den gezeigten Messstellen nicht möglich. Tatsache ist, dass knapp unterhalb von Wien die Ammonium-Konzentrationen deutlich erhöht sind.

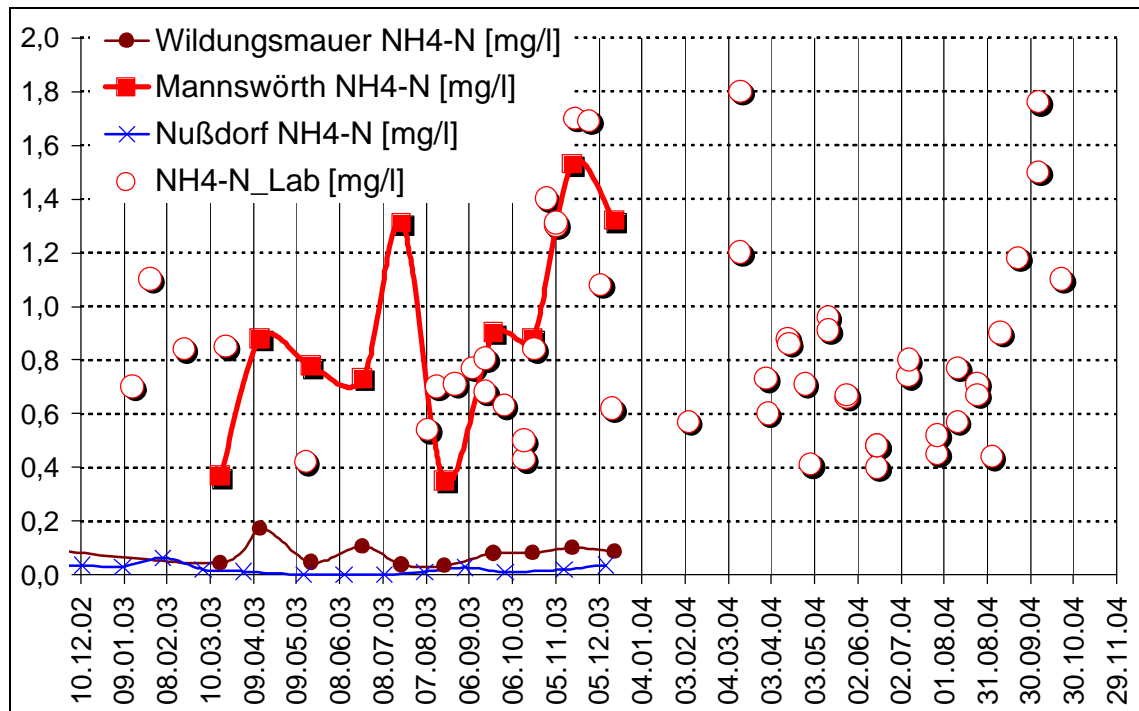


Abbildung 108: Beispiel der Ammoniumkonzentrationen drei verschiedener Messstellen an der Donau im Kontext zu den Referenz-Ammoniumkonzentrationen während des IMW-Projekts. Siehe Abbildung 138 für die Lage der WGEV-Standorte. (Datenbereitstellung durch Umweltbundesamt GmbH)

Ein anderes Bild zeigt der Vergleich der Leitfähigkeitswerte der drei Messstationen des Bundes mit denen der IMW-Messstation in Abbildung 109. Es sind dort auch die Referenzwerte der IMW-Messstation angegeben. Die Werte zeigen ein grundsätzlich gleiches Verhalten über das Flusslängsprofil.

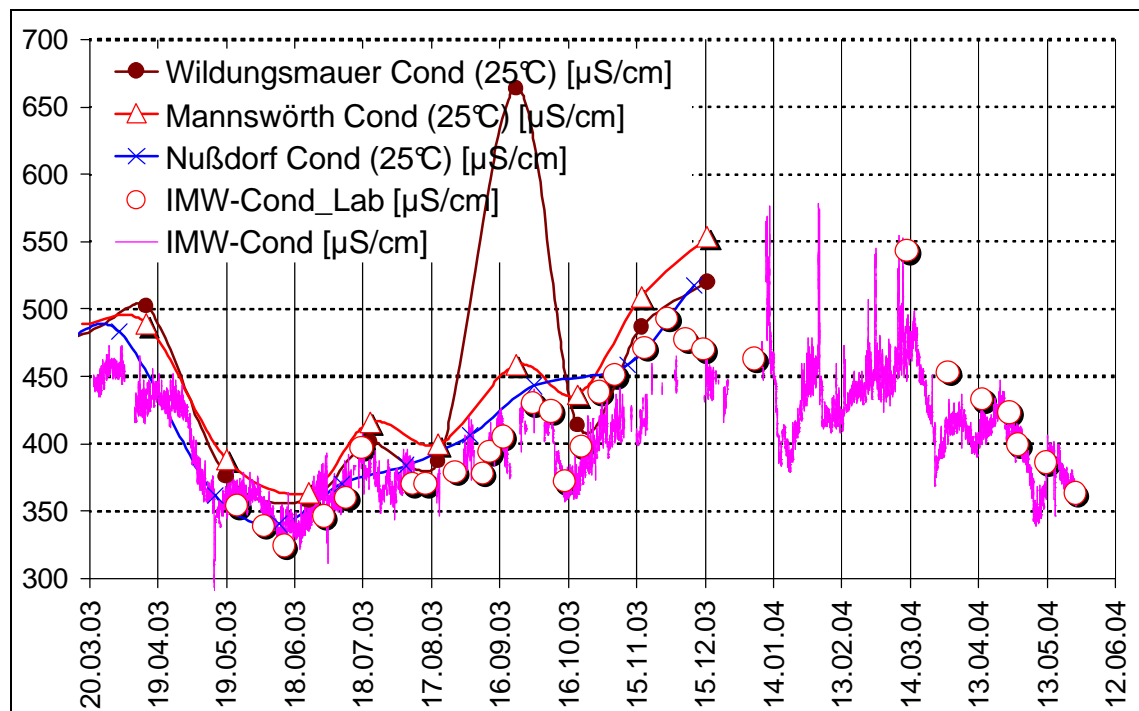


Abbildung 109: Beispiel der Leitfähigkeitswerte drei verschiedener Messstellen an der Donau im Vergleich zu den Messwerten der IMW-Messstation („Cond_Lab“ und „Cond“). (Datenbereitstellung der Bundes-Messstellen durch Umweltbundesamt GmbH)

7.3 STATION KLÄRANLAGE

Mit der Kläranlagenmessstation wurden zwei wesentliche Aufgabenstellungen verfolgt:

- Kontinuierliches Monitoring der Anlagenbelastung
- Monitoring des biologischen Prozesses

Die Messstation war mehr als ein Jahr in Betrieb und wurde in etwa 14-tägigen Intervallen gewartet. Mit diesem Wartungsaufwand konnte betreffend der Sensoren ein nahezu ausfallsfreier Betrieb aufrechterhalten werden. Vor Installation der Messsonden auf der Kläranlage wurden diese im Labor bezüglich ihrer Querempfindlichkeiten untersucht.

7.3.1 LABORTESTS MIT DEN IONENSENSITIVEN SONDEN

7.3.1.1 EINFLUSS DES STÖRIONS KALIUM (K^+) AUF DIE AMMONIUMMESSUNG

Das Messprinzip der ionensensitiven Sonden (ISE) bedingt eine Querempfindlichkeit auf so genannte Störionen, die sich wie die Messionen an die Messmembran binden oder durch diese diffundieren können und damit ein Störsignal verursachen (Winkler, 2004). In der Abwassermesstechnik haben die Störionen Kalium für die ISE- NH_4^+ -Messung und Chlorid für die ISE- NO_3^- -Messung die größte Bedeutung.

Um den Einfluss von Schwankungen der Kaliumkonzentration auf die Ammoniummessung quantifizieren zu können, wurden Labortests durchgeführt, bei denen die Kaliumkonzentration einer Probe durch Zugabe eines Kaliumstandards aufgestockt und die Auswirkung der Zunahme der Kaliumkonzentration in der Probe auf den Messwert der ISE- NH_4^+ -Sonde untersucht wurde.

Durch Zugabe einer Ammoniumlösung wurde herkömmliches Leitungswasser auf eine Anfangskonzentration von $4,8 \text{ mg}_{NH_4-N}/l$ eingestellt. Die Kaliumanfangskonzentration betrug $22 \text{ mg}_K/l$.

Der Probe wurden mehrmals $3,5 \text{ ml}$ eines Kaliumstandards ($1000 \text{ mg}_K/l$) zudosiert. Abbildung 110 zeigt die Ergebnisse des Versuchs.

Die Kaliumkonzentration stieg während des Versuchs vom Anfangswert von $22 \text{ mg}_K/l$ bis auf den Endwert von $52 \text{ mg}_K/l$. Die mit der ISE-Sonde gemessene Kaliumkonzentration (K_{ISE}) verläuft fast deckungsgleich mit der theoretisch berechneten Kaliumkonzentration in der Probe. Deutlich erkennbar ist auch der Anstieg des NH_4-N -Messwertes der ISE-Sonde (NH_4N_{ISE}) von anfangs $4,8 \text{ mg}_{NH_4-N}/l$ auf einen Endwert von $6,2 \text{ mg}_{NH_4-N}/l$. Dieser Anstieg ist nicht durch eine Änderung der Ammoniumkonzentration in der Probe bedingt, sondern durch die Querempfindlichkeit der NH_4^+ -Elektrode auf den Anstieg der Kaliumkonzentration.

Als Ergebnis des Versuchs lässt sich eine Querempfindlichkeit von $NH_4-N : K \sim 1 : 22$ ableiten. Dies ist in guter Übereinstimmung mit Herstellerangaben, die sich in einem Bereich von $1 : (15 - 25)$ bewegen.

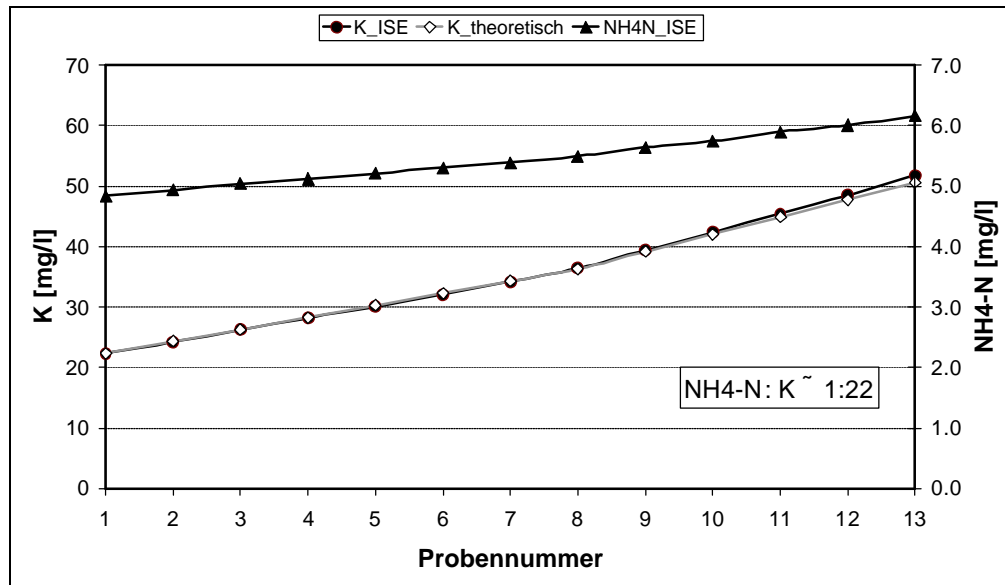


Abbildung 110: Einfluss der Änderung der Kaliumkonzentration auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration gemessen mit einer ISE-Sonde

7.3.1.2 EINFLUSS DES pH-WERTES AUF DIE AMMONIUMMESSUNG

Ein weiterer Einfluss auf die Ammonium-ISE-Messung ist der pH-Wert.

Ab pH-Werten größer als 7,5 kommt es aufgrund des pH-abhängigen Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichts (Abbildung 111) zu einer Verschiebung von Ammonium in Richtung Ammoniak. Eine ionensensitive NH_4^+ -Elektrode kann jedoch nur den als Ammonium vorliegenden Anteil messen. Daher würde bei einem pH-Anstieg die ISE-Sonde ohne pH-Kompensation einen abnehmenden Teil der Summe von $(\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)$ -N erfassen. Andererseits ist diese Summe für den Betrieb relevant, da sie ein Maß für die zu nitrifizierende Stickstofffracht darstellt.

Es besteht daher die Möglichkeit den pH-Wert simultan zu messen und den gemessenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Wert entsprechend zu kompensieren. Durch die im Projekt eingesetzte Sonde an der Messstelle Zulauf Sandfang war das möglich.

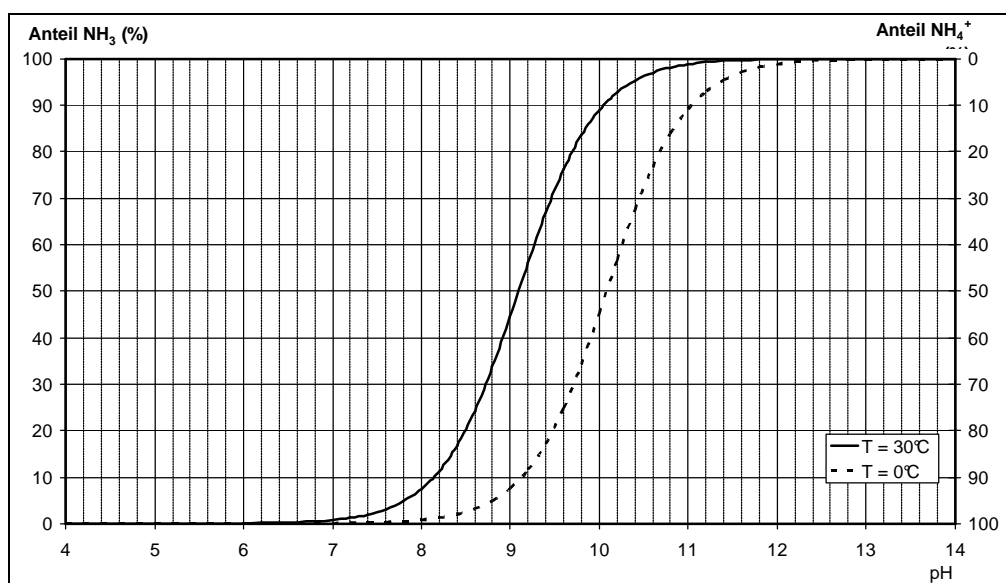


Abbildung 111: Ammonium – Ammoniak - Gleichgewicht

Im Zuge eines Labortests wurde die Funktion der automatischen pH-Korrektur überprüft. Durch Zugabe einer Ammoniumlösung und Säure wurde herkömmliches Leitungswasser auf eine Anfangskonzentration von $4,6 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$ und $\text{pH} = 6,8$ eingestellt.

In der Probe wurde durch Zugabe von 0,1 N-Natronlauge der pH-Wert vom Startwert von $\text{pH} = 6,8$ bis zum Endwert von $\text{pH} = 9,1$ erhöht. Abbildung 112 zeigt die Ergebnisse des Versuchs.

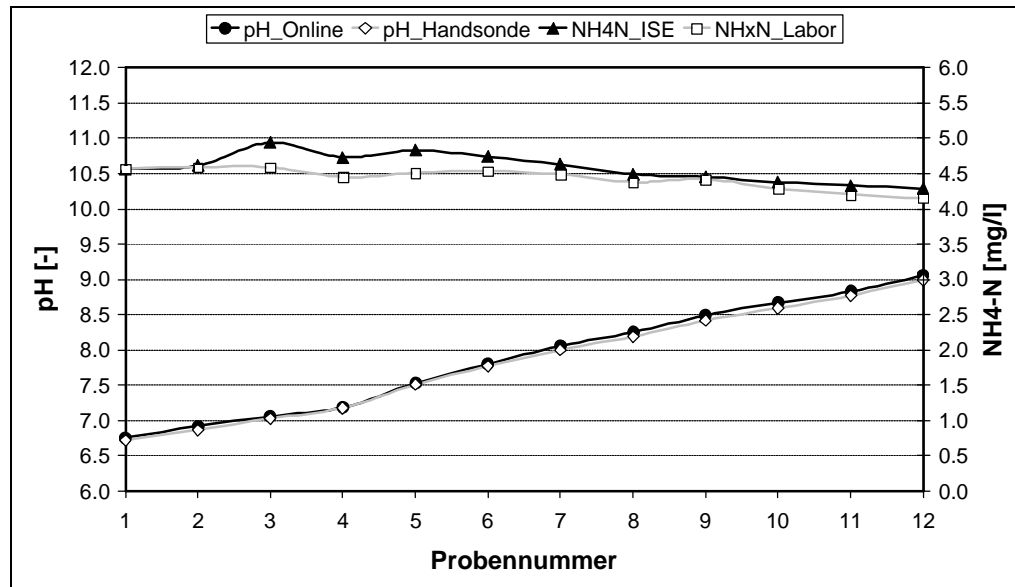


Abbildung 112: Einfluss des Anstiegs des pH-Wertes auf die mit einer ISE-Sonde mit automatischer pH-Kompensation gemessene Ammoniumkonzentration

Der pH-Wert wurde sowohl mit einer Elektrode in der ISE-Sonde (pH_{online}) als auch mit einer Handsonde ($\text{pH}_{Handsonde}$) gemessen; die beiden Kurven verlaufen annähernd deckungsgleich. Nach Zugabe der Lauge sinkt die von der ISE-Sonde gemessene Ammoniumkonzentration kurz ab und durch die interne pH-Kompensation wird der Messwert dann wieder nach oben korrigiert. Die Ammoniumkonzentration in der Probe wurde mit der ISE-Sonde ($\text{NH}_4\text{N}_{ISE}$) und mit einem Laborphotometer ($\text{NH}_4\text{N}_{Labor}$) gemessen. Beide Kurven zeigen über den Verlauf des Versuchs eine Abnahme ($4,6 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$ auf $4,2 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N/l}}$), die durch das Ausgasen von Ammoniak aus der Probe bedingt war. Es kann festgehalten werden, dass die automatische pH-Kompensation korrekt funktionierte und die von der ISE-Sonde gemessene Ammoniumkonzentration während des gesamten Versuchs annähernd konstant blieb.

Die korrekte Funktion der pH-Kompensation war, wie später noch angeführt wird, wichtig für die Messstelle Zulauf Sandfang.

Wie Abbildung 113 zeigt, waren an dieser Messstelle öfters pH-Werte über 7,5 zu beobachten.

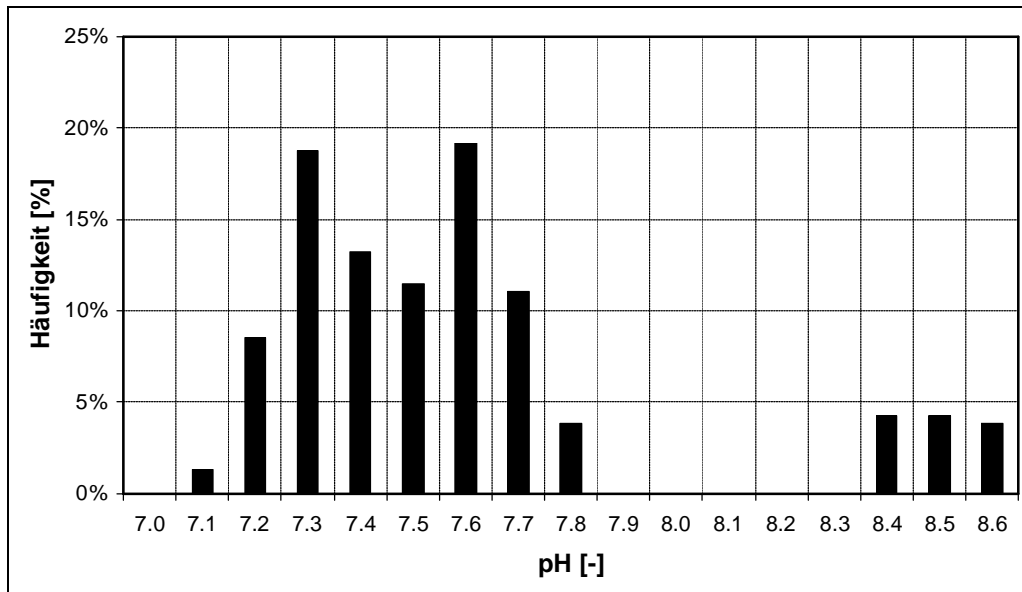


Abbildung 113: Häufigkeitsverteilung des pH-Wertes für die Messstelle Zulauf Sandfang

7.3.2 MONITORING DER ANLAGENBELASTUNG

Die wesentlichen Belastungsparameter für eine Kläranlage sind neben der hydraulischen Belastung die organische Schmutzfracht, die Stickstofffracht und die Phosphorfracht. Zwei von drei dieser Belastungsindikatoren wurden im Zuge des Projekts kontinuierlich mit in-situ Sensoren gemessen. Das ist insofern eine Neuerung, da diese Sensortechnik erst seit kurzem am Markt verfügbar ist und daher derartige Messungen in der Praxis erst selten zu finden sind. Die wesentlichen Auswahlkriterien bei der Auswahl der Sensoren waren neben der prinzipiellen Eignung des verwendeten Messverfahrens eine kompakte Bauform, einfache Installation und eine automatische Reinigung. Damit wurde das Ziel verfolgt ein möglichst einfaches Messsystem zu installieren, das nur geringen Wartungsaufwand erfordert und dennoch eine befriedigende Messgenauigkeit liefert.

7.3.2.1 MONITORING DER ORGANISCHEN BELASTUNG

Die organische Belastung einer Kläranlage ist eine wesentliche Größe für die Anlagendimensionierung, da sie die maßgebliche Größe für die Überschussschlammproduktion und damit für das Schlammalter ist. Die kontinuierliche Messung dieser Größe stellt eine Herausforderung dar, da klassische Analysatoren (TOC, CSB) als eher komplexe Geräte einzustufen sind, die für ihre Betreuung sehr gut geschultes Personal erfordern, unter Laborbedingungen betrieben werden müssen und wesentlich vom guten Funktionieren der Probenförderung und -aufbereitung abhängen. Vor allem der letzte Punkt stellt eine große Anforderung dar, da das kontinuierliche Betreiben eines Probeförder- und -filtrationskreislaufes im Zulaufbereich in der Regel mit einem sehr hohen Betreuungsaufwand verbunden ist, da durch Feststoffe und Fett eine ständige Gefahr zu Verstopfungen, Verzopfungen und Belagsbildung gegeben ist.

Andererseits eröffnet ein kontinuierliches Monitoring der Anlagenbelastung die Möglichkeit die Belastungsschwankungen einer Anlage besser erkennen zu können und Regelkreise für diese Belastungsdynamik zu optimieren. Weiters können

Sonderereignisse dynamisch erfasst werden.

In diesem Projekt wurde ein tauchfähiges Spektrometer für die Messung der organischen Schmutzfracht ausgewählt. Es kam somit ein indirektes Messverfahren zum Einsatz – aus der gemessenen Absorption wird mittels eines Kalibrationsmodelles auf den interessierenden Parameter geschlossen. Bei dem eingesetzten Spektrometer handelte es sich um ein Mehrwellenlängengerät (200 - 750 nm), aus dem gemessenen Absorptionsspektrum können verschiedene Größen abgeleitet werden. Für die Abwassermesstechnik haben davon die organischen Summenparameter (BSB₅, CSB, TOC), die Trockensubstanzkonzentration und die Nitratkonzentration die größte Relevanz.

Zur Kalibrierung der Sonde sind Referenzmessungen im Labor für alle maßgeblichen Parameter erforderlich. Die Praxis zeigt, dass etwa zwanzig gute Labormessungen für jeden Parameter für eine erfolgreiche Kalibrierung erforderlich sind. Dabei ist zu beachten, dass der Kalibrierdatensatz den gesamten, an der Messstelle auftretenden, Konzentrationsbereich abdeckt. Die einzelnen Referenzmesswerte sollten möglichst gleichmäßig über diesen Konzentrationsbereich verteilt sein. Die Probenahmezeitpunkte sollten auch so verteilt sein, dass typische Schwankungen der Abwasserzusammensetzung mit dem Kalibrationsdatensatz erfasst werden.

Treten an der Messstelle substantielle Schwankungen der Abwasserzusammensetzung auf, so stehen dem Benutzer zwei Möglichkeiten offen. Erstens kann ein Kalibrationsdatensatz angelegt werden, der alle auftretenden Schwankungen der Abwasserzusammensetzung berücksichtigt. Diese Vorgehensweise führt natürlicherweise zu einer begrenzten Genauigkeit der aus dem Spektrum abgeleiteten Parameterwerte (Äquivalentwerte), da das Kalibrationsmodell in diesem Fall „den kleinste gemeinsame Nenner“ der verschiedenen Abwassercharakteristika darstellt. Alternativ könnte für bekannte, typische Belastungssituationen bzw. die jeweils bestimmende Abwassermatrix ein eigenes Kalibriermodell auf Basis der unter den verschiedenen Bedingungen erfassten Referenzwerte aufgebaut werden. Die einzelnen Kalibriermodelle würden dann für die einzelnen Belastungssituationen bessere Übereinstimmungen liefern, hätten aber eben nur für spezifische Lastfälle Gültigkeit. Zusätzlich würde sich die Frage stellen, welche(r) Parameter als Kriterium für das Umschalten zwischen den einzelnen Kalibriermodellen verwendet werden könnte.

In der Regel wird daher eher der erste Fall zur Anwendung kommen, man muss sich dabei bewusst sein, dass Schwankungen der Abwasserzusammensetzung prinzipiell bei diesem Messverfahren zu einer Minderung der Messgenauigkeit führen können.

Als Beispiel für die Schwankung der Abwasserzusammensetzung sei bei der Bestimmung des Gesamt-CSB der Feststoffanteil genannt: Bei Regenereignissen kann eine erhöhte Feststofffracht einen Anstieg des berechneten Äquivalent-CSB bedingen, obwohl der Anstieg der Feststoffkonzentration überwiegend anorganisch sein kann und daher nicht zu einem realen Anstieg der CSB-Konzentration beiträgt.

➤ **CSB-Zulaufkonzentration**

Das Spektrometer war im Zulaufkanal zum Sandfang installiert. Das Messintervall war meistens 3 Minuten, zu jedem Messzeitpunkt werden abhängig von der gewählten Qualitätsstufe mehrere Rohspektren gemessen und daraus das Ergebnisspektrum abgeleitet, das gespeichert wird.

Für die Kalibrierung wurde ein Datensatz von mehr als dreißig Referenzwerten herangezogen. Die Referenzwerte wurden auf Basis von Schöpfproben am Einbauort

der Sonde mit anschließender Laborbestimmung durch Küvettentests ermittelt, wobei immer eine Doppelbestimmung mit zwei Tests unterschiedlicher Messbereiche durchgeführt wurde. Die Werte der beiden Tests zeigten eine sehr gute Übereinstimmung (Abbildung 114).

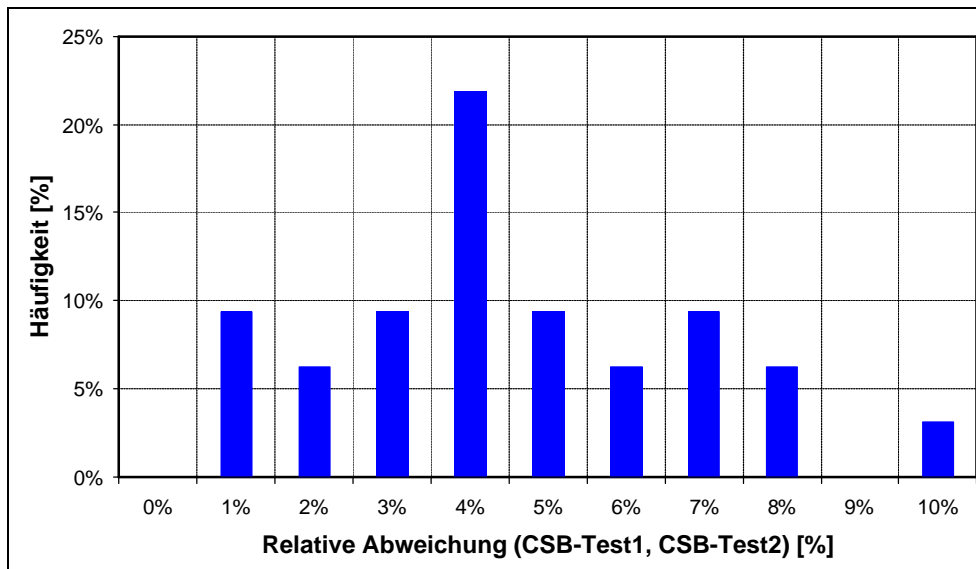


Abbildung 114: Abweichungen zwischen zwei Typen von Küvettentests zur Messung des Gesamt-CSB für die Referenzmessungen im Zulauf Sandfang

Auch die Verteilung der Referenzwerte im an der Messstelle auftretenden Konzentrationsbereich wurde durch einen Vergleich mit den Messwerten der Tagesmischproben im Zulauf, die täglich durch das Kläranlagenpersonal analysiert wird, überprüft. Es konnte eine gute Verteilung der Referenzwerte im Konzentrationsbereich der Tagesmischproben festgestellt werden (Abbildung 115).

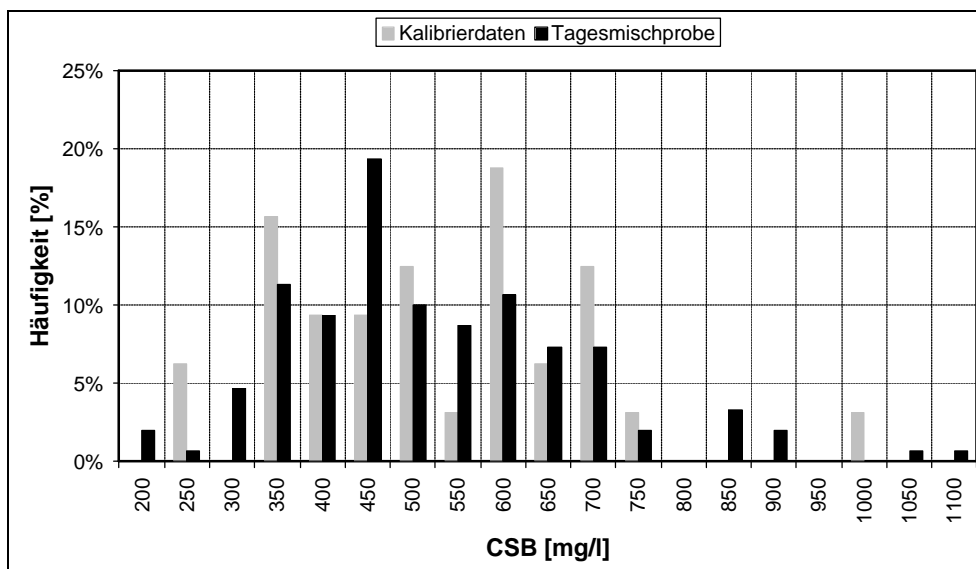


Abbildung 115: Konzentrationsverteilungshäufigkeit des Gesamt-CSB der Tagesmischproben und der Kalibrierdaten für die Messstelle Zulauf Sandfang

Auf Basis dieses Kalibrationsdatensatzes wurden verschiedene Kalibriermodelle für den Parameter Gesamt-CSB verglichen:

- Kalibrierung analog einer klassischen Zwei-Wellenlängensonde („2_WL“, 254 nm und 436 nm).
- Kalibrierung mit einem allgemeinen Modell für den Parameter Gesamt-CSB im Zulauf („allgemein“). Das Modell beruht auf der Annahme einer „typischen“ Abwasserzusammensetzung an einer bestimmten Messstelle (z.B. Zulauf einer kommunalen Kläranlage). Es ist nicht an die spezifischen Eigenschaften am Messort angepasst und liefert daher in der Regel nur eine begrenzte Genauigkeit.
- Kalibrierung mit einem angepassten Modell für den Parameter Gesamt-CSB im Zulauf („adaptiert“). Dieses Modell stellt eine Adaptierung des „allgemeinen“ Kalibriermodells an die spezifische Abwasserzusammensetzung der Messstelle dar. Es werden die gleichen Wellenlängen wie für das „allgemeine“ Modell verwendet, die Anpassung erfolgt mittels einer linearen Regression.

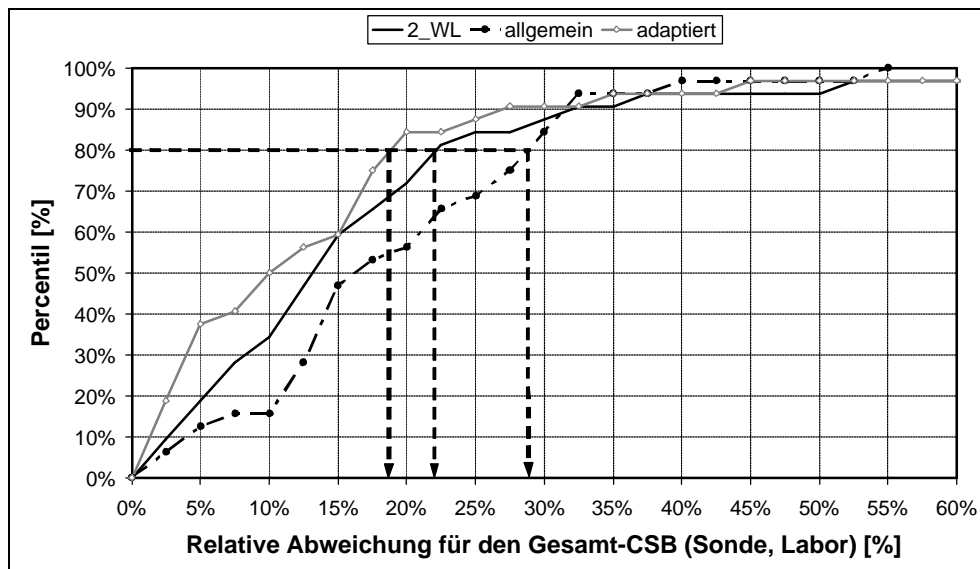


Abbildung 116: Summenhäufigkeit der Abweichungen zwischen Labor- und Sondenwerten (Äquivalenzwerte) für den Parameter Gesamt-CSB im Zulauf Sandfang für drei verschiedene Kalibrationsmodelle eines Spektrometers

In Abbildung 116 sind die Ergebnisse der Kalibrierversuche zusammengefasst. Es ist die Summenhäufigkeit der Abweichung zwischen den Laborwerten und den jeweiligen Äquivalenzwerten für alle drei Kalibriermodelle dargestellt.

Ein Vergleich der drei zeigt, dass das „adaptierte“ Kalibriermodell die besten Ergebnisse für den Kalibrierdatensatz liefert. 80 % der Werte zeigten eine Abweichung zu den Referenzwerten kleiner als 18 %.

Das zweitbeste Ergebnis liefert die Zweiwellenlängenskalibration. Es ist zwar sehr einfach, aber an die spezifischen Verhältnisse der Messstelle adaptiert. 80 % der Werte zeigten eine Abweichung zu den Referenzwerten kleiner als 22 %.

Das „allgemeine“ Kalibrationsmodell lieferte das schlechteste Ergebnis, da das Modell die messstellenspezifische Abwassercharakteristik nicht berücksichtigt. Stattdessen

werden die gemessenen Spektren mit einem allgemeinen Modell umgerechnet. 80 % der Werte zeigten eine Abweichung zu den Referenzwerten kleiner als 28 %.

7.3.2.2 MONITORING DER STICKSTOFFBELASTUNG

Die Stickstoffbelastung einer Kläranlage ist eine wichtige Größe für Bemessung und Betrieb. Die gesetzlich vorgeschriebene Stickstoffentfernung von 70 % für Abwassertemperaturen über 12 °C (BGBl. Nr. 210/1996, 1996) ist einzuhalten. Starke Schwankungen haben eine wesentliche Auswirkung auf den Anlagenbetrieb. Unter Einhaltung des temperaturabhängig erforderlichen Schlammalters kann nur jene Nitrifikantenpopulation im System gehalten werden, die sich aus der über ein Schlammalter durchschnittlich nitrifizierten Ammoniumfracht ergibt, wobei die Absterberate der Nitrifikanten zu berücksichtigen ist. Daraus resultiert eine maximale Nitrifikationskapazität, welche die nitrifizierbare Fracht bei kurzzeitiger Spitzenbelastung begrenzt. Im Gegensatz dazu kann es bei Industriekläranlagen erforderlich sein, Stickstoff zugegeben um ein Ungleichgewicht der Verhältnisse organische Schmutzfracht zu Stickstofffracht auszugleichen.

Eine kontinuierliche Messung der Gesamtstickstoffkonzentration im Zulauf einer Kläranlage ist derzeit äußerst selten die Praxis. Dafür geeignete Analysatoren werden noch immer als eher komplexe Geräte angesehen, die einen erheblichen Betreuungsaufwand erfordern. Auch hier gilt eine starke Abhängigkeit von einer gut funktionierenden Probenversorgung. Zusätzlich stellt sich die Problematik einer repräsentativen Probenahme (insbesondere betreffend der Feststoffe) und des vollständigen Aufschlusses der Probe.

Im Projekt wurde daher versucht, mittels einer einfachen Messung des Ammoniumstickstoffs einen Ersatzparameter zu finden, der die Stickstoffbelastung mit ausreichender Genauigkeit abbildet.

Es kam eine Zweikanal-ISE-Sonde mit einer ionensensitiven NH_4^+ -Elektrode und einer pH-Elektrode zum Einsatz. Abbildung 117 zeigt die Häufigkeitsverteilung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration an der Messstelle für Stichproben und Tagesmischproben.

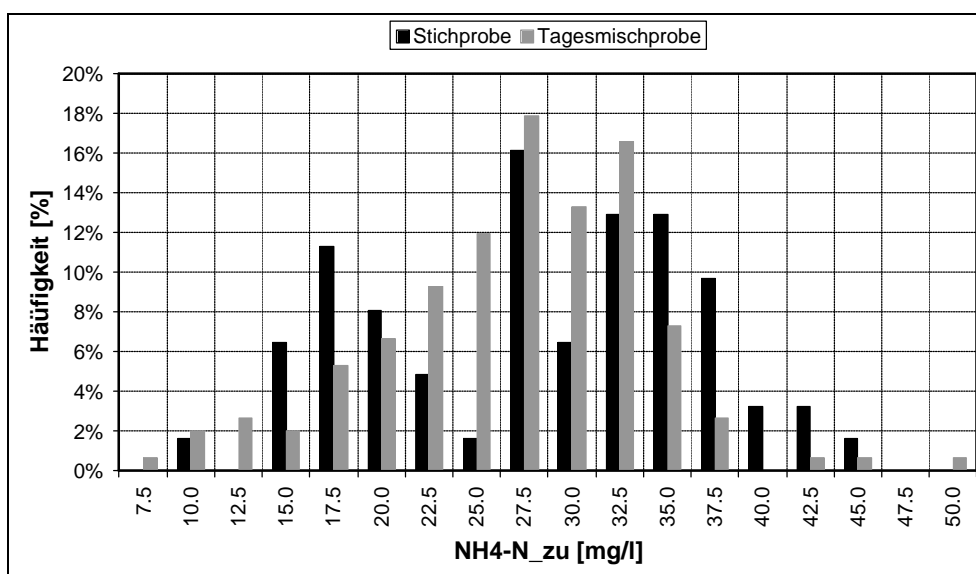


Abbildung 117: Häufigkeitsverteilung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration für Stichproben und Tagesmischproben. Messstelle: Zulauf Sandfang

Die gemessenen Konzentrationen lagen im Bereich von 7.5 - 50.0 mg_{NH₄-N/l} mit typischen Werten um etwa 27 mg_{NH₄-N/l}. Somit lagen die Konzentrationen immer im linearen Bereich der sondeninternen NH₄-N-Kalibrierfunktion lag. Daher war eine 14-tägige Einpunktkalibrierung ausreichend. Dabei wird die interne Kalibrierfunktion an den gemessenen Laborwert mittels einer Offsetverschiebung angepasst. Die automatische Reinigung funktionierte weitgehend zuverlässig, es kam aber mit zunehmender Einsatzdauer zur Bildung von Belägen (Fett) auf der Messmembran, die ein kürzeres Reinigungsintervall erfordert hätten. Da das eingestellte Intervall jedoch für mehrere Messstellen wirksam war, wurde aus Gründen der Maximierung der Lebensdauer aller eingesetzten Elektroden auf eine Verkürzung verzichtet. Die Bildung der oben erwähnten Beläge hätte durch kürzere automatische Reinigungszyklen verhindert werden müssen. Ein manuelles Entfernen der Beläge von der Membran wäre immer mit der Gefahr der Beschädigung verbunden gewesen.

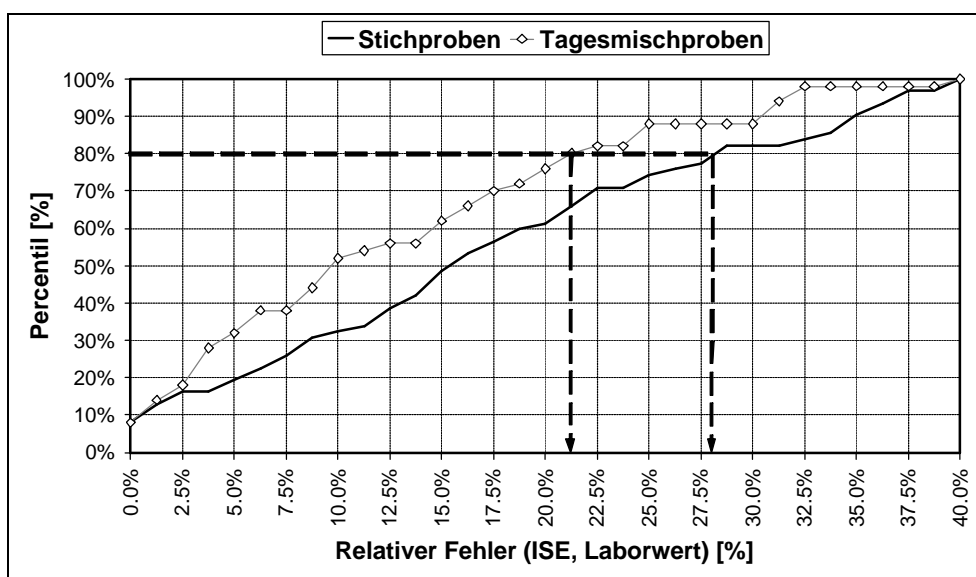


Abbildung 118: Summenhäufigkeit der Abweichung der NH₄-N-Messwerte zwischen der ISE-Sonde und der Labormessung. Messstelle: Zulauf Sandfang

Abbildung 118 zeigt die Summenhäufigkeit der Abweichungen zwischen den Messwerten der ISE-Sonde und den Referenzmessungen im Labor. Die Laborwerte für die Stichproben wurden auf Basis von Schöpfproben am Installationsort der Sonden bestimmt. Sie wurden membranfiltriert (0,45 µm) und doppelbestimmt (LANGE LCK 303, LANGE LCK 304).

Bei den Stichproben (Abbildung 118) zeigen 80 % der Werte einen Fehler 28 %, bezogen auf die Tagesmischprobe haben 80 % der Sondenwerte (24h-Mittelwert) eine Abweichung von weniger als 21 %. Die Ursache für den geringen Fehler liegt darin, dass sich im Tagesmittel positive und negative Abweichungen zum Teil kompensieren.

Wie Abbildung 119 zeigt, waren in der Mehrzahl der Fälle Minderbefunde durch die Sonde feststellbar. Es wird angenommen, dass dies vor allem durch die auf der Messmembran gebildeten Beläge bedingt war, wodurch die Ionenaktivität eingeschränkt wurde.

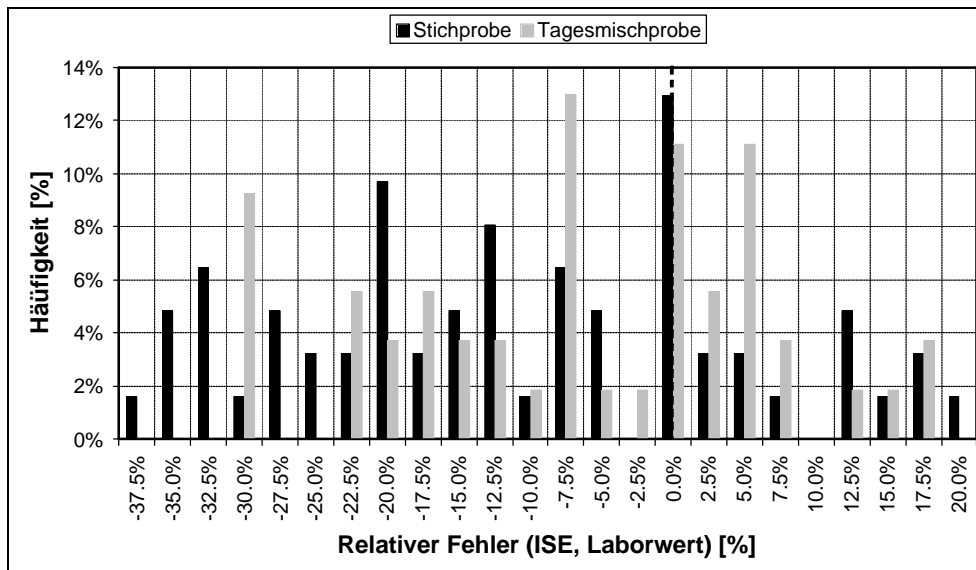


Abbildung 119: Häufigkeitsverteilung der Abweichung zwischen Messwerten einer ISE-Sonde und Referenzmessungen im Labor

Zum Vergleich zeigt Abbildung 120 Ergebnisse, einer im Ablauf der Vorklärung installierten baugleichen ISE-Sonde. (Rieger et al., 2002). Die Kurve für die Summenhäufigkeit des Fehlers ergibt einen deutlich günstigeren Verlauf. 80 % der Messwerte weisen einen Fehler von weniger als 20 % auf. Das entspricht einer Verbesserung gegenüber den Werten der Messstelle Zulauf Sandfang um fast 30%. Im Ablauf der Vorklärung ist das Fett weitgehend entfernt und hat daher keinen negativen Einfluss auf die Messung, andererseits ist das $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationsniveau ähnlich hoch wie im Zulauf und daher spielen die Auswirkungen der Störionen auf die Messung eine untergeordnete Rolle.

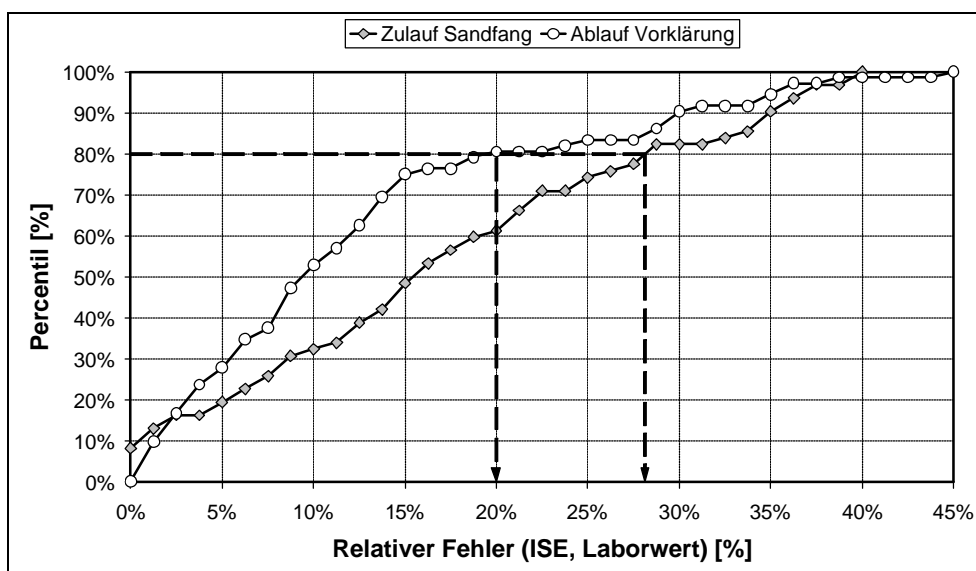


Abbildung 120: Vergleich der Summenhäufigkeit der Abweichung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messwerte zwischen einer ISE-Sonde und der Labormessung für die Messstellen Zulauf und Ablauf Vorklärung

Die Berechnung der Gesamtstickstofffracht erfolgt mit Hilfe des $\text{NH}_4\text{-N:N}_{\text{ges}}$ -Verhältnisses. Dieser Verhältniswert unterliegt einer gewissen

Schwankungsbreite (Abbildung 122), der im Wesentlichen von der Hydrolyserate im Kanalnetz abhängt. Schwankungen des $\text{NH}_4\text{-N:N}_{\text{ges}}$ -Verhältnisses können sich durch stark veränderte Aufenthaltszeiten im Kanalnetz (Mischwasserzufluss) oder durch industrielle Einleiter ergeben.

7.3.3 MONITORING DES BIOLOGISCHEN PROZESSES

7.3.3.1 KONTINUIERLICHE ATMUNGSMESSUNG

Der Sauerstoffverbrauch des belebten Schlammes ist der beste Indikator für die Aktivität der Biomasse und damit letztlich für die Leistungsfähigkeit einer Kläranlage. Wird die Maximalatmung bestimmt, so kann damit die maximale Abbauleistung bezüglich spezifischer Parameter (z.B. Ammonium oder Kohlenstoffverbindungen) ermittelt und mit der aktuell im Prozess erzielten Abbauleistung verglichen werden.

Mit der kontinuierlichen Atmungsmessung ermöglicht weiters den Einfluss von Prozessrandbedingungen (z.B. Temperatur, Anlagenbelastung) und Störeinflüssen (z.B. pH-Wertschwankungen) auf die Aktivität des Belebtschlammes dynamisch zu verfolgen. Diese Information kann in Folge zur Optimierung des Anlagenbetriebs in Richtung einer maximalen Nutzung der Abbaukapazität des Belebtschlammes genutzt werden.

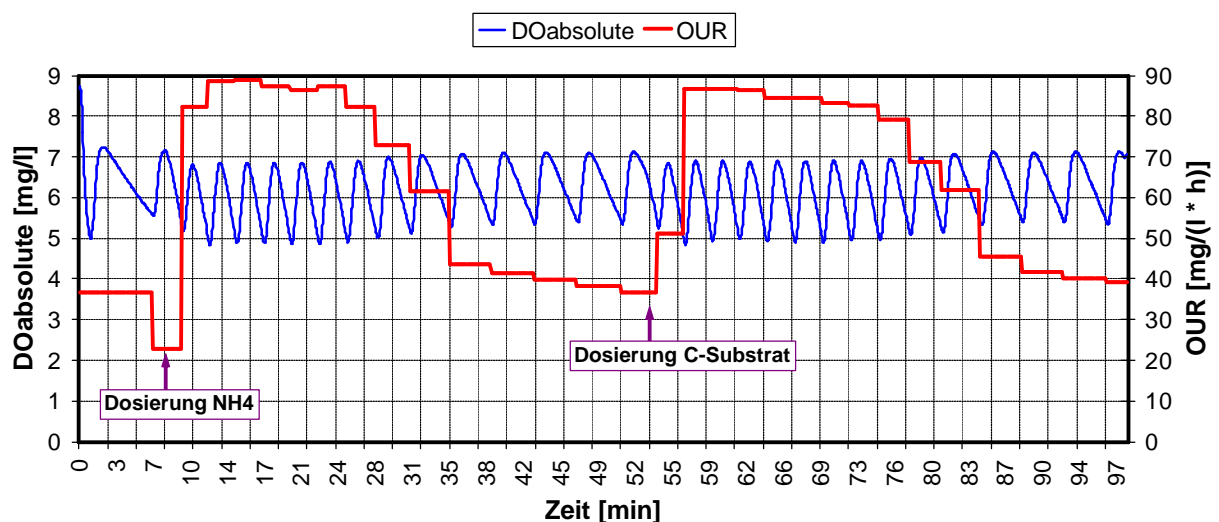


Abbildung 121: Beispiel eines automatisierten Messablaufs des Atmungsmessgeräts zur Bestimmung der Ammonium- und Kohlenstoffmaximalatmung

Abbildung 121 zeigt ein Beispiel eines Messzyklus des kontinuierlichen Atmungsgeräts. Nach dem Fassen der neuen Schlammprobe wird zunächst ein Zyklus (Belüften/Veratmen) ohne automatische Dosierung durchgeführt. Nach Abschluss dieses Zyklus fällt die Atmung vom letzten gespeicherten Wert (vorhergehender Versuch) auf einen niederen Wert ($22 \text{ mg}_{\text{O}_2}/(\text{l} \cdot \text{h})$), der der Grundatmung der Schlammprobe entspricht. Sofort nach der automatischen Dosierung von Ammoniumlösung steigt der Sauerstoffverbrauch deutlich an, was zu einer Verkürzung der Zykluszeiten und einem deutlichen Anstieg der gemessenen Atmung bis zum Maximalwert von $89 \text{ mg}_{\text{O}_2}/(\text{l} \cdot \text{h})$ führt. Innerhalb einer Periode von 45 Minuten wird das zudosierte Ammonium kontinuierlich nitrifiziert, wodurch die gemessene Atmung nach jedem Zyklus abnimmt. Danach wird Kohlenstoffsubstrat automatisch zudosiert, wodurch die Atmung wieder zu einem Maximalwert von $86 \text{ mg}_{\text{O}_2}/(\text{l} \cdot \text{h})$ ansteigt. In der

nachfolgenden Periode von 45 Minuten wird das zudosierte Substrat veratmet. Zur Berechnung der Ammoniummaximalatmung müsste noch ein weiterer Dosierzyklus mit Hemmung der Nitrifikation durchgeführt werden.

7.3.3.2 MESSUNG DER SAUERSTOFFKONZENTRATION

Die Überwachung der Sauerstoffkonzentration ist maßgeblich für die Aufrechterhaltung der biologischen Abbauprozesse in Kläranlagen. Eine ausreichende Sauerstoffversorgung ist eine wesentliche Voraussetzung für das Funktionieren des Kohlenstoffabbaues unter aeroben Bedingungen und für die Nitrifikation. Andererseits stellen die Kosten für die Belüftungsenergie etwa 60-70 % der Gesamtenergiekosten einer Kläranlage dar (Agis, 2002). Der wirtschaftliche Betrieb von Belüfterstationen ist daher eine wichtige Anforderung an die Prozessautomatisierung; um eine möglichst genaue, langzeitstabile und wartungsarme Sauerstoffmessung als Basis zur Sauerstoffregelung zu erreichen.

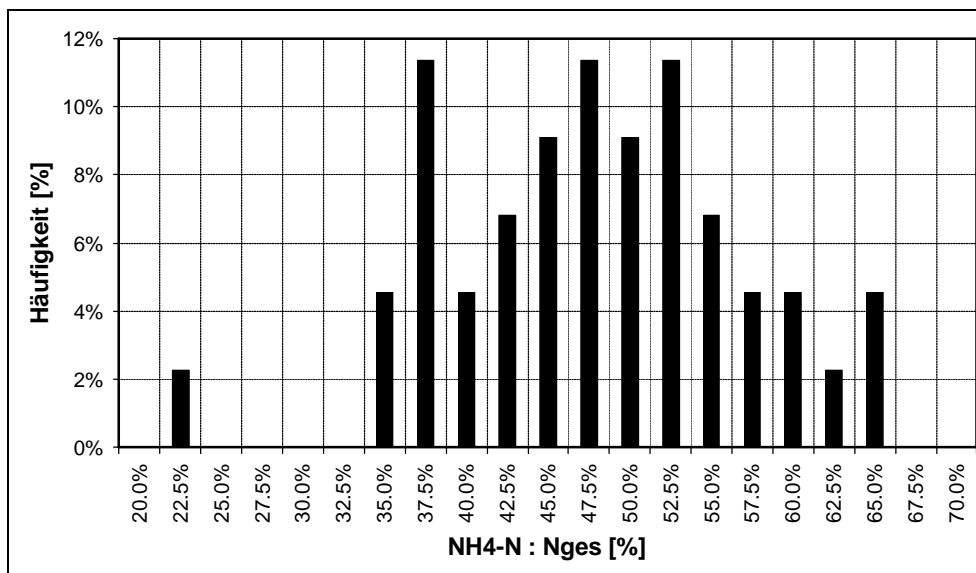


Abbildung 122: Beispiel einer Häufigkeitsverteilung des $\text{NH}_4\text{-N:N}_{\text{ges}}$ -Verhältnisses im Zulauf einer kommunalen Kläranlage

Im Projekt wurde ein Sauerstoffsensoren eingesetzt, der auf dem LDO-Messverfahren (Luminescence Dissolved Oxygen) beruht. Der Sensor wurde parallel zu einer amperometrischen Betriebssonde installiert. Die Messstelle war ein kontinuierlich belüftetes Feld, die Sauerstoffkonzentration lag meist im Bereich von 1,8 - 2,0 mgO_2/l .

Die Erfahrungen mit dem LDO-Sensor können als sehr gut zusammengefasst werden. Der Sensor war bereits werksseitig kalibriert und konnte sofort (keine Polarisationszeit) eingesetzt werden. Im laufenden Betrieb waren annähernd keine Wartungsarbeiten erforderlich. Betreffend Aufwuchs eines biologischen Belags und dem damit verbunden erhöhten Sauerstoffverbrauch, der dadurch die Messung verfälscht, unterscheidet sich das LDO-Messverfahren nicht von konventionellen Verfahren. Es empfiehlt sich auch hier die Installation eines automatischen Reinigungssystems.

Abbildung 123 zeigt den Vergleich der Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken, gemessen mit dem LDO-Sensor und der Betriebssonde über einen Zeitraum von mehr als fünf Monaten. Der LDO-Sensor wurde in diesem Zeitraum nie kalibriert.

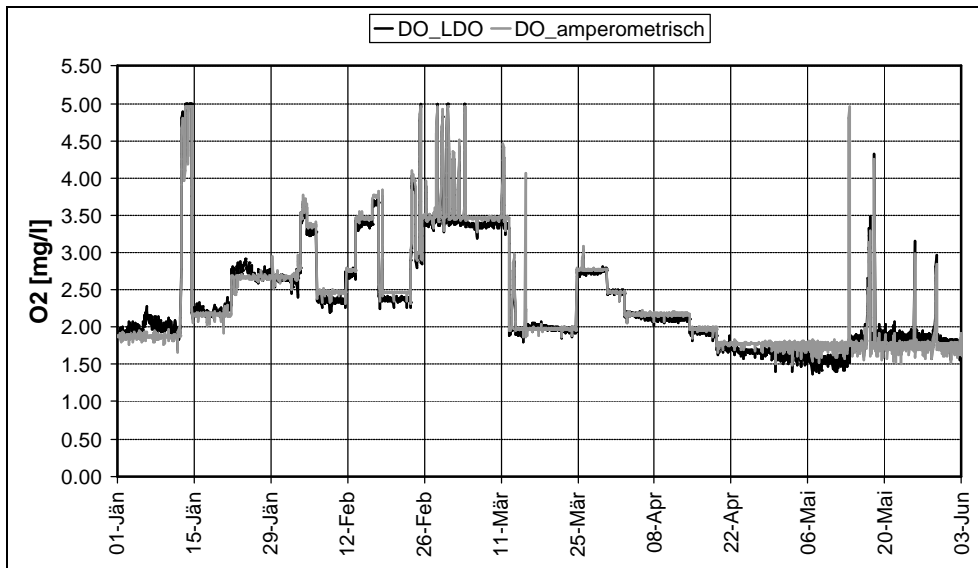


Abbildung 123: Sauerstoffkonzentration (LDO-Sensor vs. Betriebssonde) im Belebungsbecken. Beobachtungszeitraum 5 Monate.

Eine Abweichung der Messwerte der beiden Sonden konnte im Zeitraum Ende April/Anfang Mai beobachtet werden (Abbildung 124), da am 13. Mai werkseitig eine Wartung der Betriebssonde mit Tausch des Elektrolyts und einer Kalibrierung durchgeführt wurde. Danach lieferten die beiden Sonden wieder annähernd gleiche Messwerte. Die Abweichung verringerte sich von etwa $0.2 \text{ mgO}_2/\text{l}$ auf weniger als $0.05 \text{ mgO}_2/\text{l}$; demnach hatte die Betriebssonde vor der Wartung zu hohe Werte gemessen.

In Abbildung 124 sind aus Übersichtlichkeitsgründen die 24h-gleitenden Mittelwerte der beiden Sondenmesswerte dargestellt. Die Kalibrierung der Betriebssonde (Messwert während der Kalibrierung ca. $10 \text{ mgO}_2/\text{l}$) bedingt den Spitzenwert am 13./14. Mai.

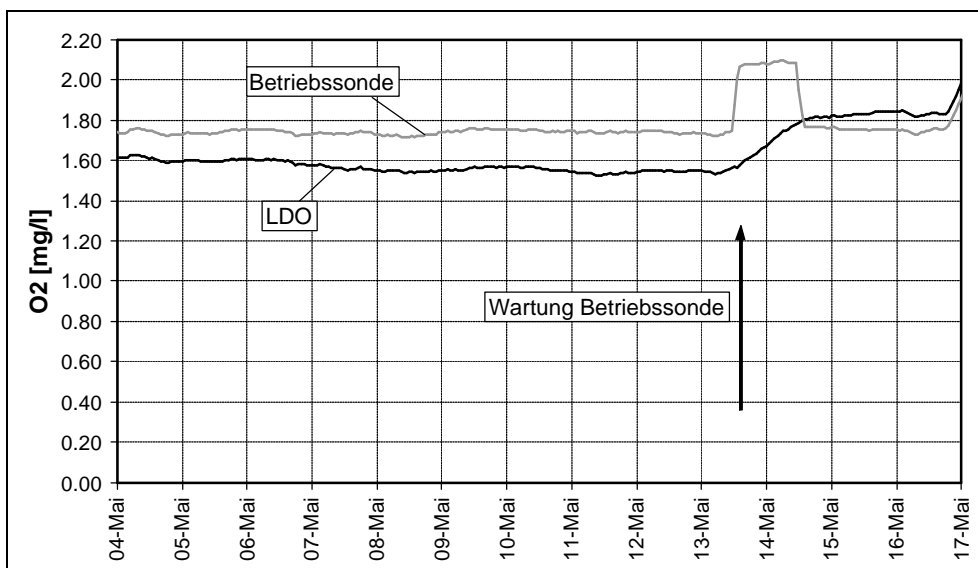


Abbildung 124: Sauerstoffkonzentration (LDO-Sensor vs. Betriebssonde) im Belebungsbecken vor und nach der Wartung der Betriebssonde

7.3.3.3 MESSUNG DER AMMONIUMKONZENTRATION

Die Ammoniumkonzentration ist einer der wichtigsten Parameter für die Regelung der biologischen Stufe einer Kläranlage. In der Mehrzahl der Fälle wird dieser Parameter in die Regelung der Sauerstoffzufuhr eingebunden, aber auch spezielle Anwendungen wie z.B. die Bewirtschaftung von Speicherbecken (Trübwasser der Schlammmentwässerung) können realisiert werden.

Die klassische Methode zur Messung der Ammoniumkonzentration ist die Indophenolblaumethode. Diese Methode erfordert jedoch eine vorhergehende Probenaufbereitung und ist mit einem stetigen Verbrauch an Chemikalien verbunden. Am Markt sind klassische Analysatoren zur Montage in einem Messraum erhältlich, in den letzten Jahren wurden aber auch in-situ Analysatoren entwickelt (Lynggaard-Jensen et al., 1996).

Im Rahmen dieses Projekts kamen, wie im Zulauf, ionensensitive Sonden auch im Belebungsbecken zum Einsatz. Dabei wurden zwei verschiedene Sondentypen installiert; eine Einkanal- NH_4^+ -Sonde und am Projektende auch eine Zweikanalsonde, die mit einer NH_4^+ -Elektrode und einer K^+ -Elektrode ausgerüstet war. Kalium ist, wie schon erwähnt, das Hauptstörion für die ionensensitive Ammoniummessung. Mittels der Zweikanalsonde sollte der Einfluss von Konzentrationsschwankungen der Kaliumkonzentration auf die Ammoniummessung ermittelt werden.

Aufgrund der, im Vergleich zum Zulauf, deutlich geringeren Ammoniumkonzentrationen im Belebungsbecken haben Schwankungen der Störionenkonzentration eine stärkere Auswirkung auf die Stabilität der Messung. Abbildung 125 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der beobachteten $\text{NH}_4\text{-N}$ - und Kaliumkonzentrationen für die Messstelle Belebungsbecken.

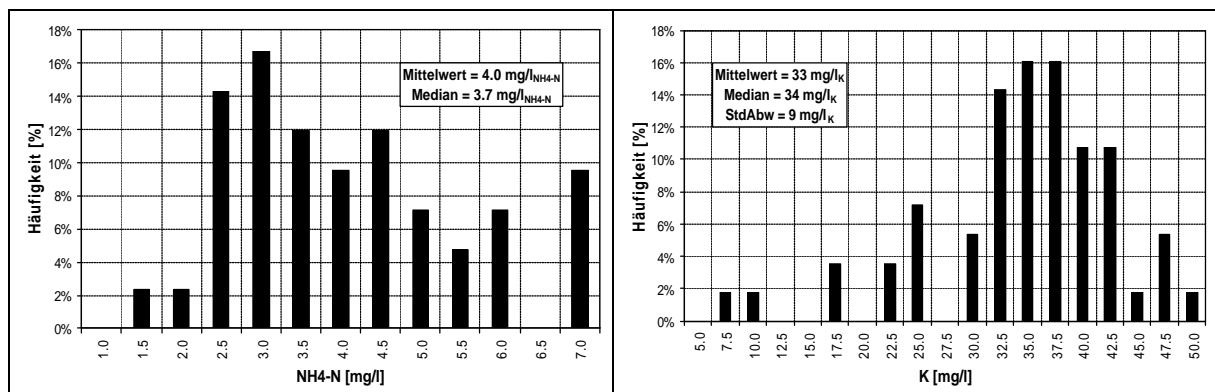


Abbildung 125: Häufigkeitsverteilungen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration (*links*) und Kaliumkonzentration (*rechts*) für die Messstelle Belebungsbecken

Wie aus dem rechten Bild der Abbildung 125 ersichtlich ist, traten an der Messstelle im Belebungsbecken erhebliche Schwankungen der Kaliumkonzentration auf, die durch eine Verdünnung während Mischwasserereignissen bedingt waren. Der Grossteil der Werte liegt in einem Bereich zwischen 30 - 45 $\text{mg}_\text{K}/\text{l}$, was bei einer Querempfindlichkeit von $\text{NH}_4^+:\text{K}^+ = 1:20$ einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Äquivalentkonzentration von $15/20 = 0,75 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{l}$ entspricht. Bezogen auf den mittleren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messwert von $4,0 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{l}$ bedeutet dies einen möglichen Fehler aufgrund von Schwankungen der Kaliumkonzentration von $0,75/4,0 \sim 19 \%$.

In Abbildung 126 ist die Summenhäufigkeit der Abweichungen zwischen dem Messwert der ISE-Einkanalsonde und den Labormessungen dargestellt. Die Labormessungen wurden auf Basis von Schöpfproben an der Messstelle ermittelt, die membranfiltriert (0,45 µm) und doppelt bestimmt wurden (LANGE LCK 304). 80 % der Werte zeigen einen relativen Fehler zu den Laborwerten von weniger als 27 %.

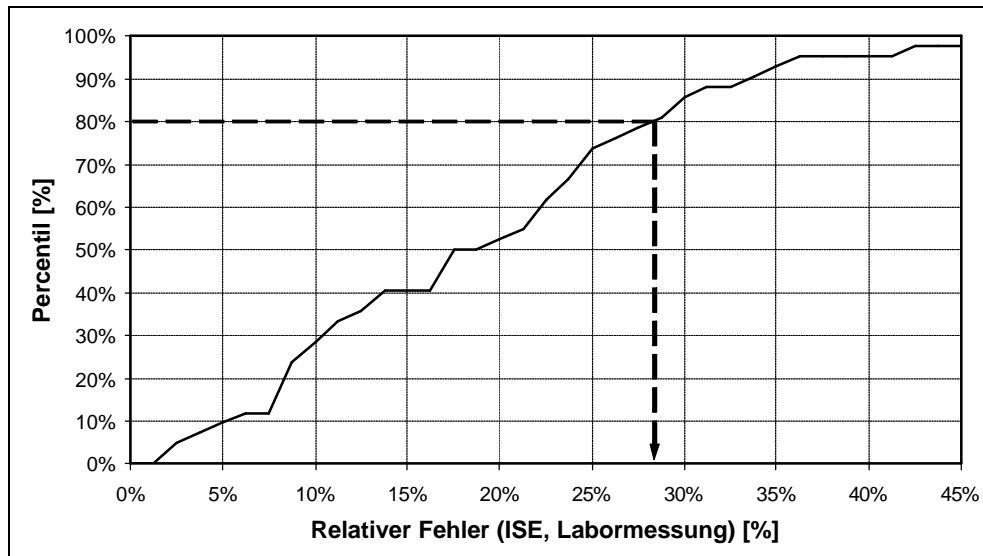


Abbildung 126: Summenhäufigkeit der Abweichung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messwerte zwischen der ISE-Sonde und der Labormessung. Messstelle: Belebungsbecken

Der Einsatz der Zweikanalsonde im Belebungsbecken zeigte, dass mittels der Parallelmessung der Kaliumkonzentration eine Kompensation des Störsignals durch schwankende Kaliumkonzentrationen möglich ist. Der Beobachtungszeitraum war jedoch relativ kurz, teilweise traten Störungen der Messung auf, die den Einfluss der Kaliumkonzentrationsschwankungen überlagerten. Die Kaliumkompensation konnte in der gesamten Messperiode den Messfehler verringern; insgesamt ergab sich jedoch gegenüber der Messphase ohne Kaliumkompensation kein einheitliches Bild.

➤ **Zum Vergleich seien hier auch Ergebnisse anderer Untersuchungen erwähnt**

Rieger (Rieger et al., 2002) führte einen umfangreichen Test mit verschiedensten Messgeräten zur Ammoniummessung im Belebungsbecken durch. Bei diesen Untersuchungen zeigte die dort eingesetzte ISE-Sonde geringere Abweichungen zu den Laborwerten als ein klassischer Analysator mit Probenaufbereitung (Abbildung 127), allerdings war die ISE-Sonde kürzer im Einsatz als der Analysator.

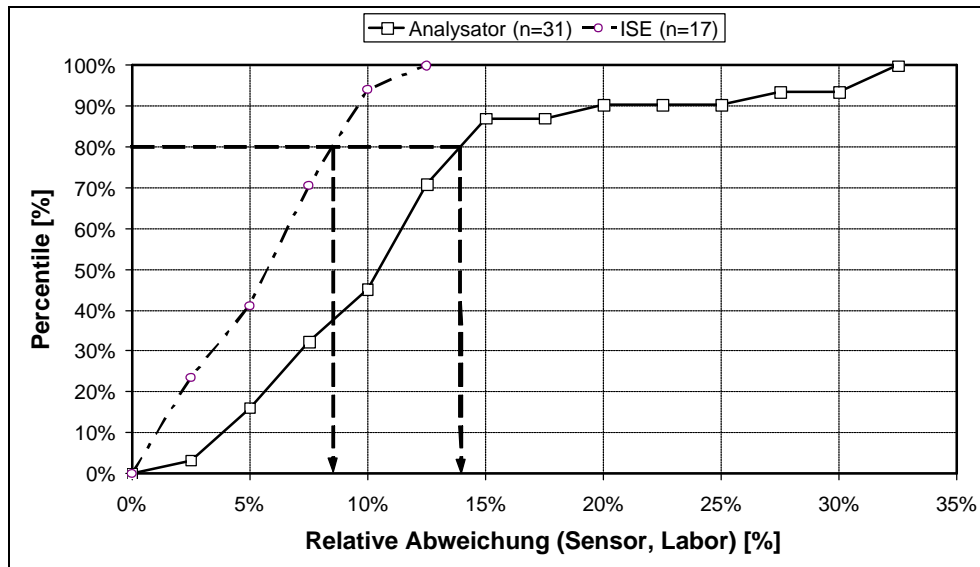


Abbildung 127: Vergleich der Summenhäufigkeiten der relativen Abweichung zwischen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Laborwerten und Messwerten einer ISE-Sonde und eines Analysators (Indophenolblaumethode). Messstelle: Belebungsbecken (Rieger et al., 2002)

Auf der Kläranlage in Göteborg (Schweden, 800.000 EW) wurde ein Monitoringsystem in Betrieb genommen, bei dem ISE-Sonden für die Ammoniummessung zum Einsatz kamen (l'Ons et al., 2004). Mit Hilfe des Monitoringsystems wurde der dort installierte Nitrifikationstropfkörper bezüglich seiner Umsatzraten überwacht und damit Betriebseinstellungen (interne Rezirkulation, Zugabe von Trübwasser der Schlammwässerung) optimiert. l'Ons berichtet, dass die ISE-Sonden in der Regel eine Abweichung von weniger als 10 % der Laborwerte zeigen.

7.3.3.4 MESSUNG DER SCHLAMMEIGENSCHAFTEN

Das Schlammvolumen, die Trockensubstanz im Belebungsbecken und daraus abgeleitet der Schlammindex sind wichtige Größen für den Betrieb und die Bemessung von Kläranlagen. Die Schlammabsetzeigenschaften sind der begrenzende Faktor für die Belastbarkeit der Nachklärung, diese begrenzt wiederum die zulässige Trockensubstanz im Belebungsbecken und damit das erreichbare Schlammalter.

Für die Messung der Trockensubstanz im Belebungsbecken sind Streulichtsonden üblich. Die Bestimmung des Schlammvolumens erfolgte bisher mittels Absetzversuchen im Standzylinder im Labor. Seit kurzem sind nun auch Sonden zur kontinuierlichen Messung des Schlammvolumens am Markt erhältlich. Im Projekt wurden zwei verschiedene Sondentypen eingesetzt.

➤ Streulichtsonde

Die Streulichtsonde zur Messung des Schlammvolumens verfügt über ein spezielles Absetzgefäß, das die Messung des Schlammvolumens ohne Verdünnung ermöglicht und wird direkt im Belebungsbecken montiert. Die Sonde kann das Schlammvolumen und die Absetzgeschwindigkeit des Belebtschlamms messen. Eine klassische Trübungssonde zur Bestimmung der Trockensubstanz im Belebungsbecken kann parallel installiert werden, um auch das Schlammvolumen kontinuierlich zu berechnen.

Beide Sonden wurden im Belebungsbecken montiert und mittels Vergleichsmessung im

Labor kalibriert. Die Geräte ermöglichen eine sehr einfache Einpunktkalibrierung; der Sondenwert wird durch Angabe eines Kalibrierfaktors an den Laborwert angepasst.

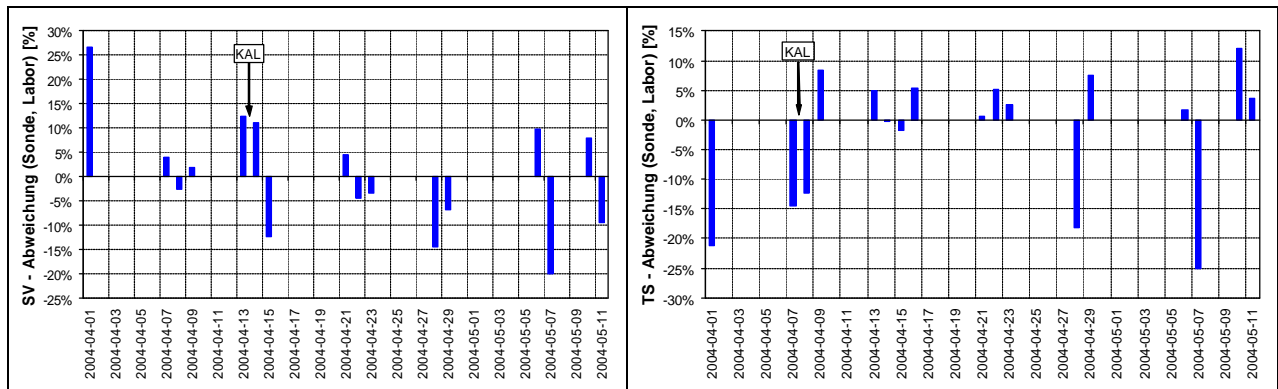


Abbildung 128: Relative Abweichung zwischen den Sonden- und Laborwerten für Schlammvolumen (*links*) und Trockensubstanz (*rechts*) für die Streulichtsonden. „KAL“ = Zeitpunkt der Kalibrierung

Abbildung 128 zeigt die relativen Abweichungen zwischen den Sondenmesswerten und den Laborwerten für Schlammvolumen und Trockensubstanz. Über einen Zeitraum von etwa 6 Wochen sind bei beiden Sonden die Abweichungen in der Regel kleiner als $\pm 15\%$. Die Reinigungssysteme beider Sonden (Druckluft für die SV-Sonde, Wischer bei der TS-Sonde) funktionierten einwandfrei, kein Trend erkennbar ist. Die TS-Sonde zeigt in der Mehrzahl positive Abweichungen; dies könnte durch eine Anpassung des Kalibrierfaktors korrigiert werden.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen einen Vergleich der Tagesmittelwerte mit den Laborstichproben. Es kann daher nur der Trend der beiden Datenreihen verglichen werden; eine exakte Übereinstimmung der Werte ist prinzipiell nicht möglich.

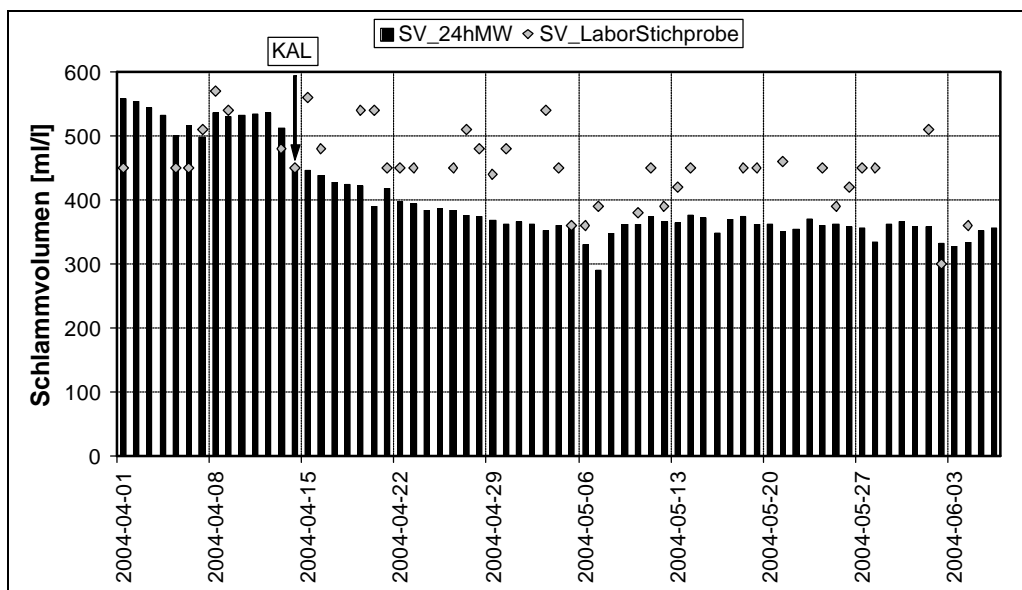


Abbildung 129: Schlammvolumen im Belebungsbecken. *SV_24hMW* = Tagesmittelwert der Sondenmesswerte (Streulicht) *SV_LaborStichprobe* = Laborwert (Stichprobe)
KAL = Zeitpunkt der Kalibrierung

Abbildung 129 zeigt die Werte für das Schlammvolumen. Die Kalibrierung bewirkte eine sprunghafte Verkleinerung der Sondenwerte. Ab dem Zeitpunkt der Kalibrierung verlaufen die Messwerte stetig; das Absinken des Schlammvolumens wird sowohl durch die Sondenwerte als auch durch die Laborwerte angezeigt und war einerseits durch betriebliche Umstellungen (Revision) und einen Temperaturanstieg im Belebungsbecken über 10 °C bedingt. Laut Erfahrungen der Anlagenbetreiber sind Temperaturen >10°C Grenzwerte, unter denen die Bildung fadenförmiger Bakterien begünstigt wird.

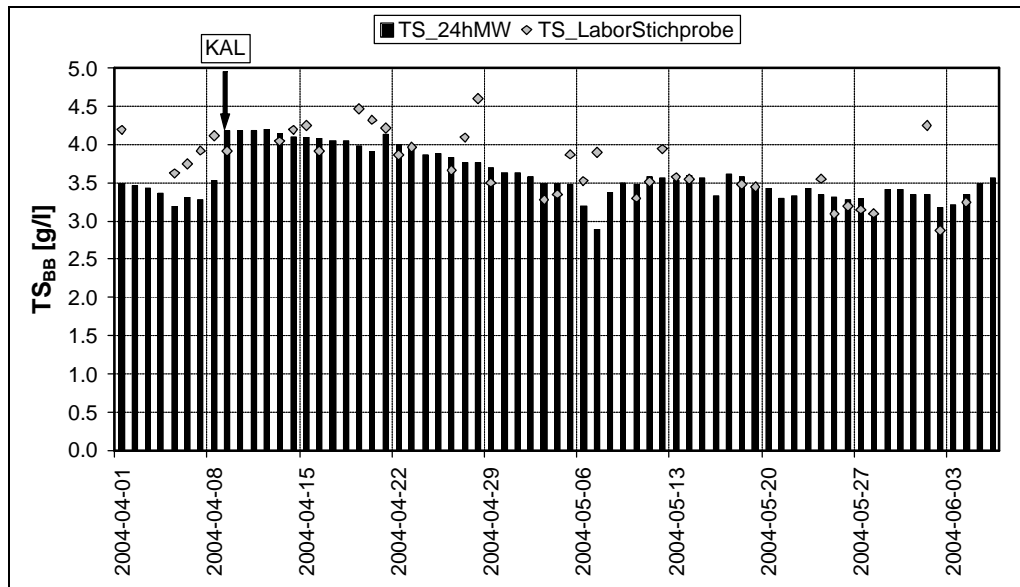


Abbildung 130: Trockensubstanz im Belebungsbecken. *TS_24hMW* = Tagesmittelwert der Sondenmesswerte. *TS_LaborStichprobe* = Laborwert (Stichprobe).
KAL = Zeitpunkt der Kalibrierung

Abbildung 130 zeigt, dass auch für die Trockensubstanz ein vergleichbarer Trend für die Sonden- und Laborwerte erkennbar ist. Das sprunghafte Absinken des Wertes am 7. und am 16. Mai, das auch bei den Werten der Schlammvolumensonde erkennbar ist, war durch Mischwasserereignisse bedingt. Beide Sonden haben unabhängig voneinander die Verdünnung des Schlammes im Belebungsbecken detektiert.

Abbildung 131 fasst die beiden vorhergehenden Abbildungen zusammen. Durch die Kalibrierung der einzelnen Sonden ergeben sich zwei Sprünge in der Datenreihe der Sondenwerte. Nach der Kalibrierung ist ein stetiger Verlauf erkennbar. Der Schlammindex konnte über einen Zeitraum von mehr als zwei Monaten ohne jegliche Wartung der Sonden zuverlässig bestimmt werden.

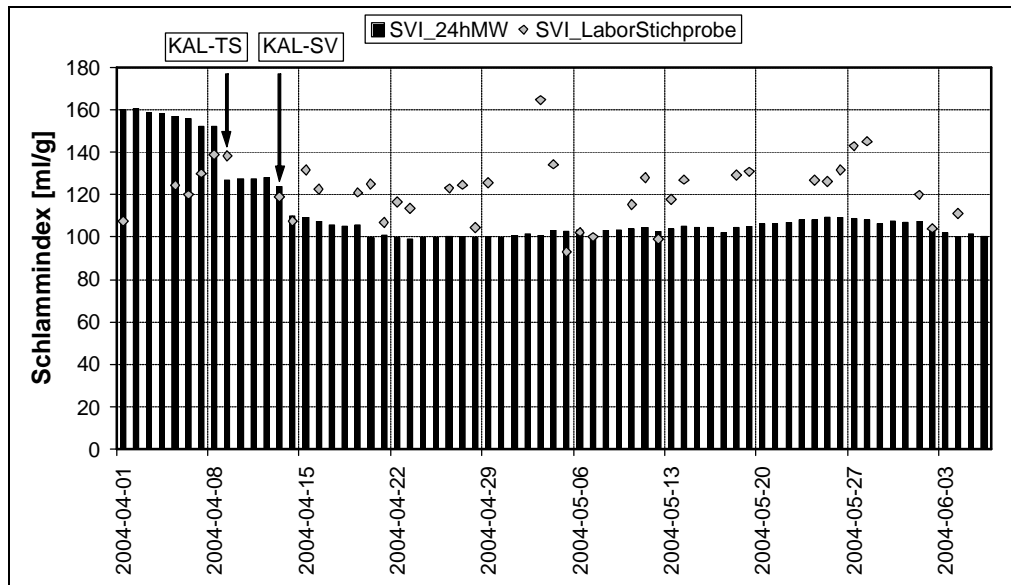


Abbildung 131: Schlammindeks. *SVI_24hMW* = Berechnung auf Basis der Tagesmittelwerte der Sondenmesswerte. *SVI_LaborStichprobe* = Laborwert (Stichprobe). *KAL-TS* = Kalibrierung der TS-Sonde. *KAL-SV* = Kalibrierung der SV-Sonde

➤ Durchlichtsonde

Die Durchlichtsonde wurde an der gleichen Messstelle wie die Streulichtsonden, allerdings zu einem früheren Zeitpunkt, eingesetzt. Die Durchlichtsonde ist als Messboje mit einer Messküvette ausgeführt. Der Schlamm wird in die Küvette gezogen und sedimentiert. Der Absetzvorgang wird mittels einer Extinktionsmessung aufgezeichnet, aus der Schlammabsetzkurve werden Schlammvolumen, Trockensubstanz und der Schlammindeks berechnet. Anschließend wird mittels einer UV-VIS-Absorptionsmessung im Schlammüberstand die Nitrat- und CSB-Konzentration bestimmt.

Abbildung 132 zeigt die Ergebnisse der Parameter Schlammvolumen. Für die Sondenkalibrierung wurde das Schlammvolumen im Standzylinder mit jeweils drei verschiedenen Verdünnungen im Labor gemessen (*StichprobeKAL*). Der Kalibrierwert wurde als Mittelwert aus den drei Werten berechnet. Eine Kalibrierung wurde durchgeführt, wenn die Abweichung zum Sondenwert größer als $\pm 10\%$ war. Weiters wurde der Sondenmesswert mit den Messwerten der Eigenüberwachung des Kläranlagenlabors verglichen (*Labor*). Der relative Fehler war meist kleiner als $\pm 15\%$; 6 von 29 Werten (21 %) zeigten eine Abweichung von mehr als $\pm 20\%$.

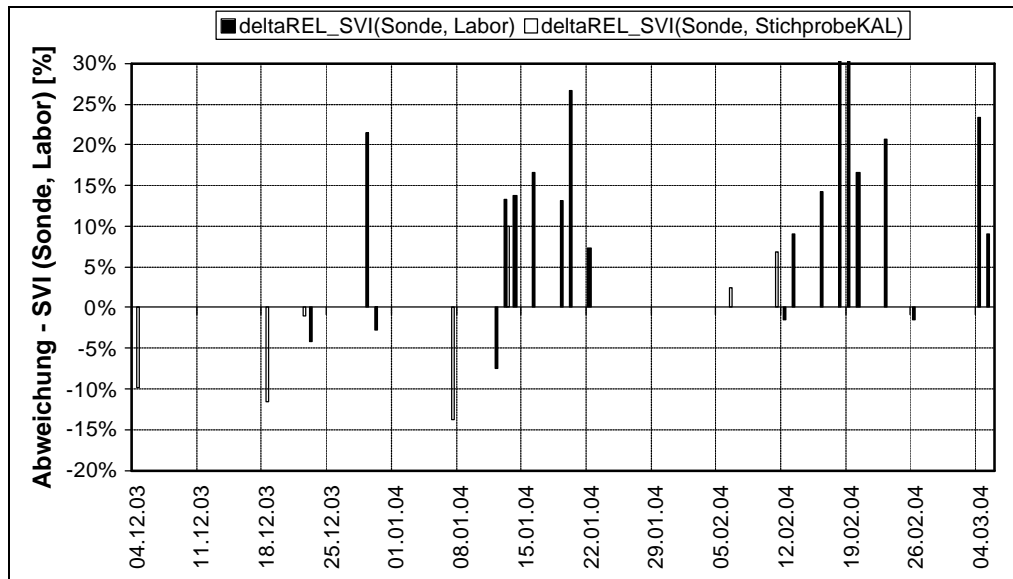


Abbildung 132: Relative Abweichung zwischen den Sonden- und Laborwerten für Schlammvolumen für die Durchlichtsonde. „Labor“ = Betriebsdaten der Kläranlage, „StichprobeKAL“ = Vergleichsmessungen (Standzylinder) für die Sondenkalibrierung

Abbildung 133 zeigt wie Abbildung 129 den Vergleich der Tagesmittelwerte der Sondenmesswerte mit den Stichprobenwerten aus dem Labor für das Schlammvolumen. Wiederum ist erkennbar, dass die beiden Datenreihen einen vergleichbaren Verlauf zeigen und die Sonde die Änderungen des Schlammvolumens qualitativ richtig erfasst. Anfang Februar kam es zu einem kurzfristigen Ausfall der Datenübertragung der Durchlichtsonde, daher sind die Sondenwerte aus diesem Zeitraum nicht verfügbar.

Abbildung 134 zeigt Ergebnisse für den Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ die aus der UV-VIS-Absorptionsmessung im Überstand des abgesetzten Schlammes abgeleitet wurden. Es wurden jeweils Einpunktkalibrierungen für Probe 1, Probe 3 und Probe 4 durchgeführt. Für Probe 5 bis Probe 7 war die Kalibrierung mit Probe 4 aktiv.

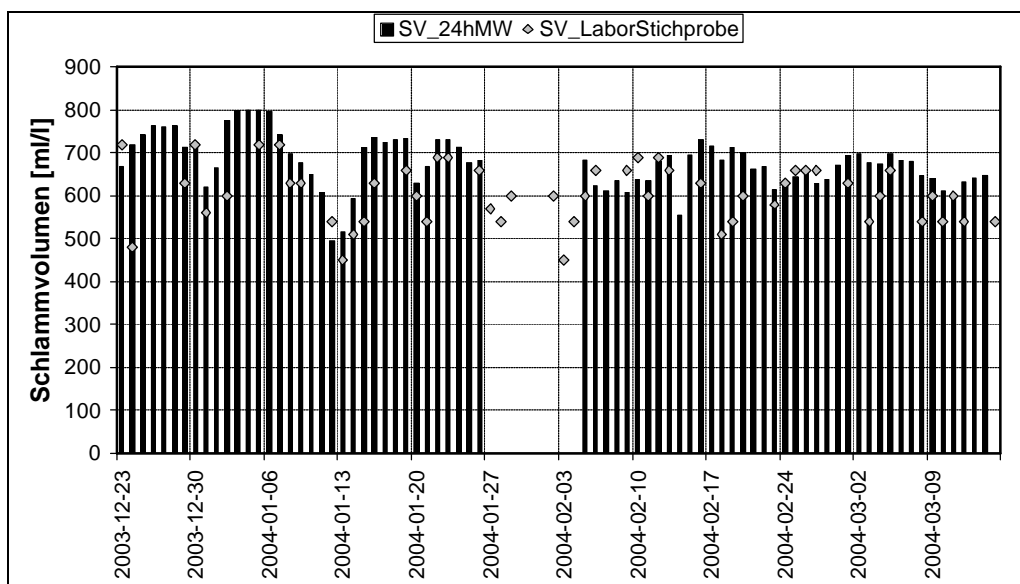


Abbildung 133: Schlammvolumen im Belebungsbecken. $\text{SV}_{24\text{hMW}}$ = Tagesmittelwert der Sondenmesswerte (Durchlicht) $\text{SV}_{\text{LaborStichprobe}}$ = Laborwert (Stichprobe)

Die Referenzmessungen wurden mit einem Küvettentest (LANGE LCK 339) durchgeführt. Der absolute Fehler lag für alle Vergleichsmessungen unter $0.6 \text{ mg}_{\text{NO}_3\text{-N/l}}$, der relative Fehler war im Maximum 15 %. Für Probe 5 und Probe 7 lag der Sensorwert innerhalb des Vertrauensbereichs der Referenzmethode, was gleichbedeutend mit keiner Abweichung zwischen dem Labor- und dem Sensorwert ist.

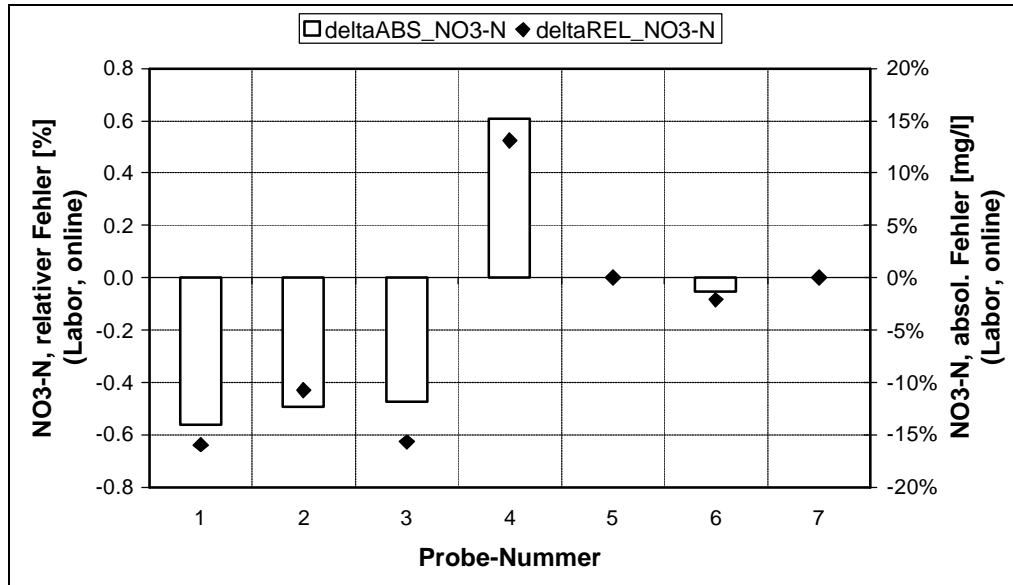


Abbildung 134: Absoluter und relativer Fehler der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Messung mit der UV-VIS-(Durchlicht)-Boje

7.4 STATION KANAL WIEN

Die Messstation „Donauinsel“ nahm Anfang November 2004 ihren Testbetrieb auf. Sie wird ab Inbetriebnahme für ein Jahr von Seiten der TU Graz (Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau) betrieben und betreut werden. Die TU Graz wird dabei vom Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz der Universität für Bodenkultur unterstützt werden.

Die Betriebserfahrungen und die Ergebnisse werden nach diesem Jahr von der TU Graz in einem Abschlussbericht zusammengefasst und an die MA30 übermittelt werden.

8 VERGLEICH MIT BISHERIGEN MONITORINGSTRATEGIEN IN DER PRAXIS

8.1 KANALMONITORING - VERGLEICH MIT ANDEREN UNTERSUCHUNGSGBIETEN

Auf Kläranlagen gibt es heutzutage zumeist reichliches Datenmaterial von Durchfluss- und Konzentrationsmessungen, wohingegen es für die Abwasserströme in den Kanälen und aus den Mischwasserentlastungsbauwerken zumeist nur eine sehr schlechte Datenbasis gibt. Die Gründe dafür sind bekannt und vor allem auf die technischen und organisatorischen Schwierigkeiten bei der Durchflussmengenmessung und der Probenahme in Abwasserkanälen zurückzuführen.

Dieser Mangel an repräsentativen und auf einer breiten Datenbasis beruhender Messdaten aus Kanalisationsanlagen wird von der Fachwelt mit Recht beklagt (Brombach und Fuchs, 2003) und war schließlich der Ausgangspunkt für das im Jahr 2001 von der ATV-DVWK geförderte Projekt „Aufbau, Vergrößerung und Verfestigung eines Datenpools weltweit gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen (2002)“.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurden private und universitäre Literaturbestände sowie die internationale Datenbank ESPM (Environmental Science and Pollution Management) im Zeitraum zwischen Anfang 1968 und Ende 2001 nach geeigneten Quellen durchsucht, mehr als 3000 Studien gesichtet und die für brauchbar befundenen Messdaten in einer Datenbank digital zusammengefasst. Dabei stehen hinter jeder Konzentrationsangabe in der Datenbank im Mittel 439 Einzelmessungen, aus denen meistens das frachtgewogene Mittel ermittelt wurde. Damit liegen nun erstmalig für 34 bedeutende Abwasserinhaltsstoffe weltweite statistische und grafische Auswertungen vor. Für den Parameter CSB sind diese Auswertungen beispielhaft in Tabelle 16 für verschiedene Kanalabflüsse und in Abbildung 135 für den Mischwasserabfluss dargestellt:

Tabelle 16: Zusammenstellung von weltweit gemessenen CSB-Konzentrationen unterschieden nach verschiedenen Kanalabflüssen (Brombach und Fuchs, 2003)

C_CS8		Anzahl der Einzelmessungen	Bandbreite Min - Max	Arithmetische Mittel	Standardabweichung mg/L	Unteres Quartil	Median	Oberes Quartil
Wahl	Im Regenwasserkanal der Trennkanalisation	106	6,7 - 251,0	105,0	20,6	61,0	81,0	113,0
	Im Trockenwetterabfluss der Mischkanalisation	86	47,0 - 1020,0	420,2	215,6	235,0	400,0	620,0
	Im Mischwasserabfluss der Mischkanalisation	81	48,0 - 857,0	273,0	154,6	121,0	238,0	415,0
Trennkanalisation	Im Überlaufkanal der Mischkanalisation	73	35,3 - 511,0	180,3	142,1	90,0	171,0	270,0
	Im Regenwasserkanal der Trennkanalisation	41	23,0 - 981,2	94,3	67,6	40,0	77,1	116,0
	Im Trockenwetterabfluss der Mischkanalisation	48	117,0 - 1070,1	477,2	212,6	218,0	404,4	626,0
Mischkanalisation	Im Mischwasserabfluss der Mischkanalisation	71	60,2 - 1174,0	315,9	148,0	130,0	244,0	436,0
	Im Überlaufkanal der Mischkanalisation	36	33,3 - 439,0	172,4	128,9	87,0	112,0	242,0

Zur grafischen Darstellung bediente man sich einer aus der Hydrologie stammenden Darstellungsform („lognormal probability plot“). Dabei werden die Messdaten auf einer logarithmischen Ordinate über einer symmetrisch verzerrten Wahrscheinlichkeits-Abszisse dargestellt.

So umfassend der ATV-DVWK-Datenpool in seiner Art auch ist, erlaubt er auf Grund der unterschiedlichsten örtlichen und geografischen Abhängigkeiten nur in den

seltensten Fällen eine direkte Übertragbarkeit seiner Daten. Er liefert jedoch für die zu erwartende Bandbreite an möglichen Konzentrationsniveaus eine erste wertvolle Abschätzung.

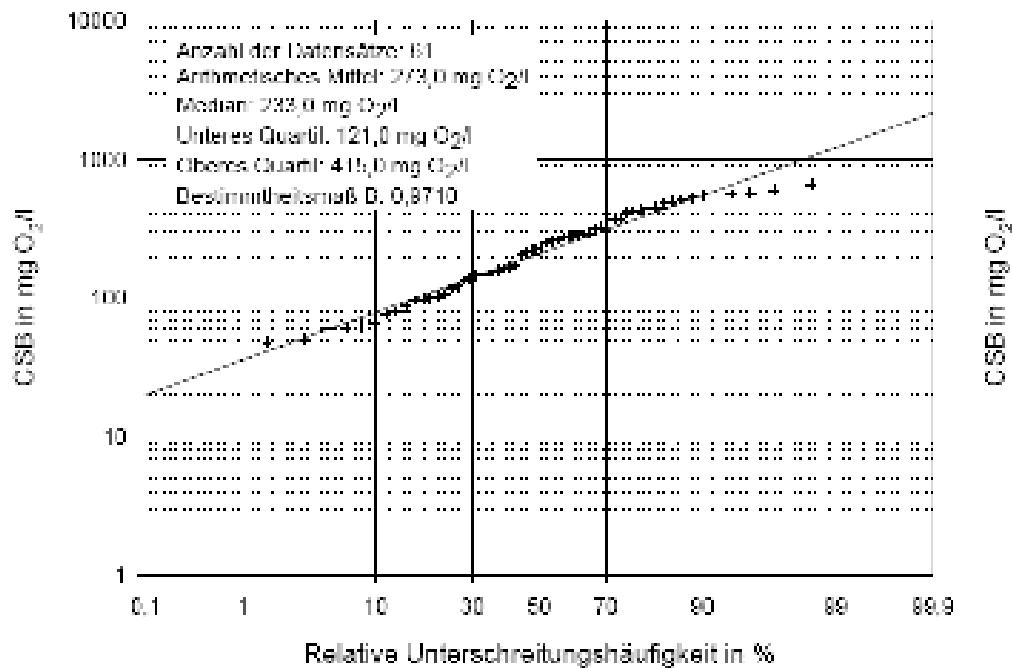


Abbildung 135: CSB im Mischwasserabfluss der Mischkanalisation, Welt (Brombach und Fuchs, 2003)

Bis dato basieren z.B. die Kenntnisse zur Regenwasserverschmutzung in Mischwasserkanälen, wie sie in das dzt. in Deutschland und auch in Österreich angewandte ATV Arbeitsblatt A 128 (Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen, 1992) Eingang gefunden haben, im Wesentlichen auf zwei Untersuchungen in steiler geneigten Kanalnetzen in München-Harlaching (Geiger, 1984) und Stuttgart-Büsnau (Krauth, 1970 und 1979).

Wie groß zum Beispiel der Einfluss von örtlichen Unterschieden auf das Schmutzfrachtpotential des Regenwasseranteils im Mischwasserabfluss jedoch sein kann, zeigen die umfangreichen Untersuchungen in Braunschweig (Macke, 1987 und 2002). Ein Vergleich dieser Untersuchungen mit anderen in Deutschland durchgeführten Untersuchungen in Mischwasserkanälen zeigte nämlich sehr deutlich, dass in flach verlegten Kanalnetzen mit deutlich höheren Verschmutzungen gerechnet werden muss als in steileren.

Abbildung 136 zeigt die von Macke et al. (2002) gegenübergestellten Verschmutzungen des Regenwasseranteils in mg CSB/l von einigen in Deutschland durchgeführten Untersuchungen in Kanalnetzen. Darin sind mit BS I, BS II und BS III die Braunschweiger Untersuchungen aus den 3 relativ flachen Untersuchungsgebieten (1 – 3 ‰) dargestellt.

Das im Zeitraum von 1988 bis 2000 in Braunschweig betriebene Messprogramm umfasste Messungen zum Niederschlag, zu Wasserständen und Abflüssen im Kanalnetz sowie umfangreiche Probenahmen bei Trockenwetter- und Mischwasserabfluss und dürfte in Zentraleuropa hinsichtlich seines Umfangs und seiner Dauer bis dato einzigartig sein. Insgesamt wurden dabei an den drei Probenahmestellen ca. 500 Mischwasserabflussereignisse in ihrem Verlauf vollständig

beprob. Zusammen mit 32 beprobten Tageszyklen mit Trockenwetterabfluss wurden ca. 12.000 Einzelproben mit ca. 40.000 Einzelanalysen zu Verschmutzungsparametern gezogen. Neben den Leitparametern CSB und AFS wurden dabei noch regelmäßig weitere chemisch-physikalische Kenngrößen sowie einige Schadstoffparameter aus dem Nährstoffkomplex bestimmt.

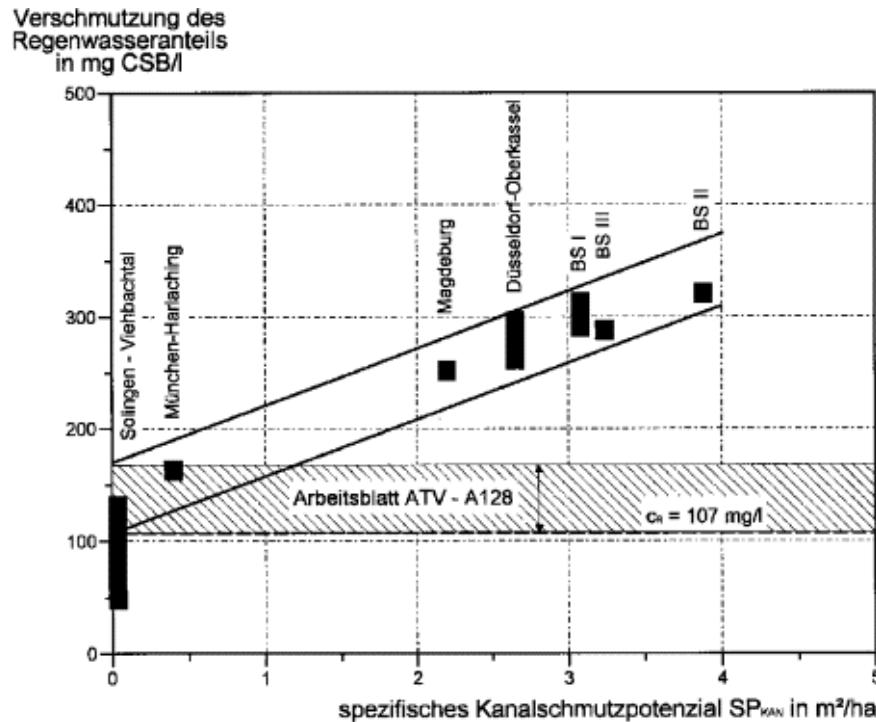


Abbildung 136: Mittlere Verschmutzung im Regenwasseranteil verschiedener Mischwasserkanalnetze in Abhängigkeit vom spezifischen Kanalschmutzpotenzial (Macke et al., 2002)

Die Braunschweiger Untersuchungen zeigten sehr deutlich, dass in flach verlegten Kanalnetzen mit deutlich höheren Verschmutzungen gerechnet werden muss als in steileren. Dabei erschwert das Zusammenspiel der komplexen Prozesse wie Bildung und Remobilisierung von Kanalablagerungen und Sielhaut die Übertragbarkeit der Ergebnisse einzelner Untersuchungen auf andere Gebiete.

Aus Abbildung 137 geht hervor, dass das durch Ablagerungen bedingte Kanalschmutzfrachtpotenzial in Braunschweig ein Vielfaches des Oberflächenpotenziales darstellt.

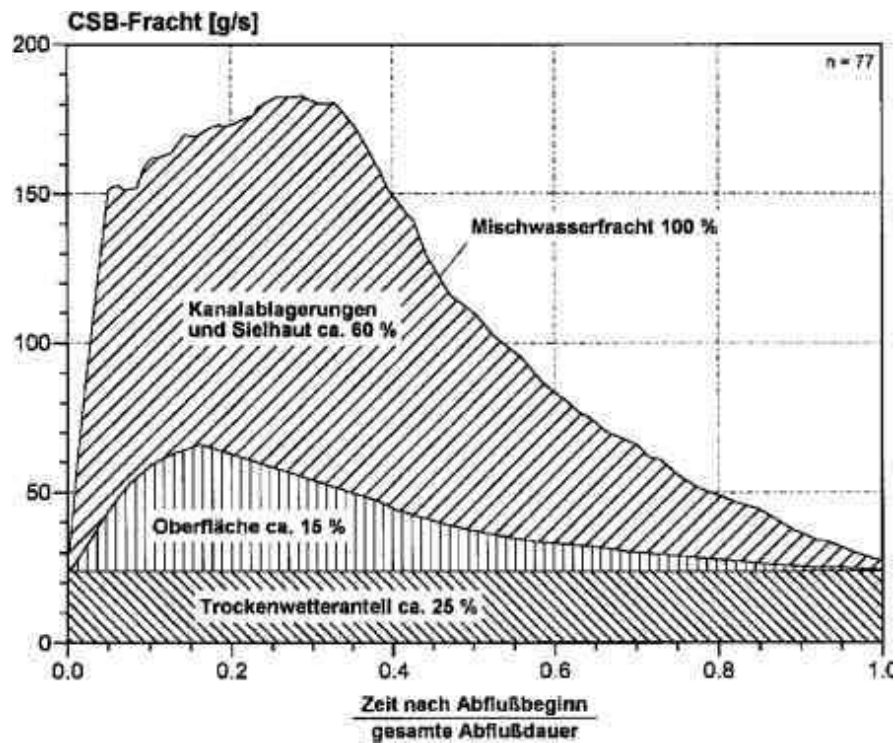


Abbildung 137: Aufteilung der mittleren Mischwasserfrachtganglinie (CSB) nach Herkunft der Einzelkomponenten über eine auf die gesamte Abflusssdauer normierte Zeitachse (Vries, 1993)

Damit wird deutlich, dass ein Ansatz entsprechend dem Arbeitsblatt ATV-A 128 (1992), der die mittlere Regenwasserverschmutzung allein aus dem Oberflächenpotenzial herleitet, den Verhältnissen in flachen Kanalnetzstrukturen nicht gerecht wird.

Im ATV Arbeitsblatt A 128 hat die auftretende Regenwasserverschmutzung in Mischwasserkanälen jedoch eine zentrale Bedeutung für die Dimensionierung von Regenentlastungsanlagen und wird dort pauschal mit 107 mg CSB/l angenommen.

Die im Arbeitsblatt ATV-A 128 vorgesehene Korrektur über die Erhöhung der Bemessungskonzentration c_b genügt bei weitem nicht, um die rechnerischen Entlastungskonzentrationen c_e in der erforderlichen Größenordnung anzupassen. In flachen großstädtischen Netzen muss nach Macke et al. (2002) viel mehr mit Verschmutzungskonzentrationen des Regenwasserabflusses von $c_R = 200$ bis 300 mg CSB/l gerechnet werden.

Die Anwendung von höheren Verschmutzungskonzentrationen im Regenwasserabfluss führt nach dem Arbeitsblatt ATV-A 128 zu einer Erhöhung der Entlastungsfrachten unter sonst gleichen Bedingungen. Daraus ergibt sich jedoch zwangsläufig das Erfordernis zu einer weiteren Reduzierung der zulässigen Entlastungsmengen an Mischwasserüberlaufbauwerken, woraus sich nach Arbeitsblatt ATV-A 128 ein höheres erforderliches Gesamtspeichervolumen für das Einzugsgebiet ergibt.

Die Auswertung der dreimonatigen Periode Mai – Juli 2003 (Gruber et al., 2004a) erlaubte einen ersten Vergleich der in Graz gemessenen Daten mit den Untersuchungen in Braunschweig, München und Stuttgart (Tabelle 17).

Tabelle 17: Vergleich der wichtigsten Kenndaten der Untersuchungsgebiete mit Mischwassernetzen nach Macke et al. (2002) ergänzt von Gruber et al. (2004a) um das Untersuchungsgebiet Graz

Untersuchungsgebiete		Graz	Stuttgart München	München Horbaching	Braunschweig I bei Dröggen	Braunschweig II Imrosted	Braunschweig III MfW-Kanalsystem
		1	2	3	4	5	6-4-3
Flächeninhalte		351	201	200	20	21	335
Gesamtfläche [ha]		351	201	200	20	21	335
mittl. Kanalgefälle I_K [‰]		1,6	2,6	1,2	0,1	0,1	0,1
mittl. Regenzeit t_R [min]		75	7	10	10	55	127
mittl. Trockenwetterabfluss Q_{TWA} [l/s]		56 ± 10	1	70	22	16	10
c_{CSB} [mg/l]		682 ± 58	117	110	515	321	572
c_R [mg/l]		311		153	202	211	200

Wie aus Tabelle 17 ersichtlich ist, ist das Grazer Untersuchungsgebiet mit einer Gesamtfläche von 351 ha größer als die Untersuchungsgebiete von Stuttgart und Braunschweig I und II und kleiner als das Münchner und Braunschweig III. Hinsichtlich des Versiegelungsgrades ist es von allen Untersuchungsgebieten das am wenigsten versiegelte und weist mit 1,6 % mittlerem Kanalgefälle das noch vor München steilste Kanalnetz auf.

Insgesamt wurden während dieser dreimonatigen Periode 92 CSB-Tagesganglinien für die Bestimmung der mittleren Konzentration des Trockenwetterabflusses c_{TWA} und insgesamt 31 Regenereignisse für die Bestimmung der mittleren Konzentration des Regenwetterabflusses c_R ausgewertet. Von diesen 31 Regenereignissen führten 15 Ereignisse zu einer Entlastung in die Mur.

Die mittleren CSB-Trockenwetter-Tageskonzentrationen c_{TWA} lagen in Graz während der 92-tägigen Auswerteperiode im Mittel bei 682 mg/l mit einer Streuung (Standardabweichung) von ± 58 mg/l.

Die Ermittlung der mittleren Konzentration des Regenwasseranteils c_R für den Parameter CSB erfolgte nach der in Macke et al. (2002) bereits beschriebenen Zweikomponenten-Methode.

Ermittelt man c_R nach dieser Beziehung aus dem gesamten Abflussvolumen aller 31 Regenereignisse dieser Periode, so ergibt sich mit 311 mg CSB/l auch für Graz ein sehr hoher CSB-Konzentrationswert für den Regenwasseranteil.

Unterscheidet man zwischen jenen Regenereignissen, die zu einer Entlastung geführt haben und jenen kleineren, die keine Entlastung zur Folge hatten, so erhält man das in Tabelle 18 dargestellte Ergebnis.

Durch diese Unterscheidung kommt zwangsläufig zum Ausdruck, dass die größeren, entlastungswirksamen Regenereignisse durch das größere Regenwasserabflussvolumen natürlich auch kleinere Konzentrationen bedingen. Mit im Mittel 286 mg/l und in Anbetracht des in Graz gegenüber den Deutschen Untersuchungsgebieten sehr steilen Kanalnetzes ist dieser Konzentrationswert jedoch immer noch sehr hoch.

Tabelle 18: Konzentrationen des CSB-Regenwetteranteils c_R im Untersuchungsgebiet Graz unterschieden nach Regenereignissen mit und ohne Entlastung

Ereignis	Anzahl	Konzentration des CSB-Regenwetteranteils c_R in mg/l		
		Mittelwert	Standardabweichung	Min – Max
Regenereignis mit Entlastung	15	286	± 88	144 – 433
Regenereignis ohne Entlastung	16	652	± 345	336 – 1045

Die Berechnung über den gesamten Zeitraum vom Oktober 2002 bis Mai 2004 ergaben Regenwetterkonzentrationen c_R für CSB von 298 mg/l bei Anwendung der globalen Kalibration des Herstellers des Spektrometers und von 288 mg/l bei Anwendung der lokalen Kalibration. Mit diesen errechneten Konzentrationen sind die bisherigen Berechnungen für das erfasste Einzugsgebiet in Graz bestätigt worden, dass auch bei „steilen“ Kanalnetzen vergleichbar hohe Regenwetterkonzentrationen, wie sie Macke et al. (2002) für ein sehr flaches Netz ermittelt hat, auftreten können.

Eine Tatsache erschwert allerdings den direkten Vergleich mit den deutschen Untersuchungsergebnissen. Alle bisher bekannten Untersuchungen zu dieser Thematik beruhen auf konventioneller Probenahme von wenigen Stichproben während Regenereignissen und anschließender Laboranalytik, wohingegen die Grazer Untersuchungen erstmals auf zeitlich hoch aufgelöste in-situ Messungen mit einem Spektrometer beruhen. Ist im konventionellen Fall die zwangsweise vorhandene Fehlergröße einer repräsentativen Probenahme die große Unbekannte im Vergleich zu den tatsächlich auftretenden Verhältnissen im Kanal, lassen sich beim Einsatz eines Spektrometers letztendlich die Spektrometerwerte nicht direkt mit CSB-Laborwerten vergleichen und hängen, wie in Kapitel 5.1 dargelegt, sehr stark von der vorhandenen Abwassermatrix ab. Die bisher durchgeführten Validierungsuntersuchungen des Spektrometers bei Trockenwetterbedingungen haben gezeigt, dass der Spektrometer bei geringeren Konzentrationen tendenziell Überbefunde errechnet, woraus auch der Schluss abgeleitet werden muss, dass die für Graz ermittelten c_R - Konzentrationen im Vergleich zu den tatsächlich auftretenden Konzentrationen bei Mischwasserabfluss, wahrscheinlich zu hoch sind. Hier ist auf jeden Fall noch weiterer Forschungsbedarf gegeben, um insbesondere die von Natur aus schon sehr variable Mischwassermatrix besser mit dem Spektrometer abbilden zu können.

8.2 FLIESSGEWÄSSERMONITORING

Das Ziel der Erhebung der Fließgewässergüte in Österreich ist es, die wesentlichen punktförmigen und diffusen Verschmutzungsquellen oder Schadstoffeinträge zu erfassen. Um einen Überblick über die maßgeblichen quantitativen und qualitativen Mengen an Emissionen in die Donau zu haben, ist die Erstellung eines Emissionsregisters Voraussetzung (Hefler, 2002). Dabei erfolgen eine Identifikation der Arten von Punktquellen und diffusen Quellen (Flächenquellen) sowie die Auswahl maßgeblicher Güteparameterkriterien für die Signifikanz der einzelnen Belastung.

Die Eigenschaften von Punktquellen sind neben dem geplanten Vorsatz und der Bewilligung durch die zuständige Behörde (§§ 32 oder 32b WRG 1959), die bewilligungsgemäße Ausführung und der bewilligungsgemäße Betrieb. Die Arten von Punktquellen sind (i) Einleitungen von Abwasser (einschließlich Mischwasserentlastungen) sowie punktförmige Einleitungen (ii) von belastetem Niederschlagswasser sowie (iii) aus Deponien und Altlasten.

Bei den Flächenquellen können folgende Eigenschaften angeführt werden: keine beabsichtigte Einwirkung auf die Gewässerbeschaffenheit, kein gezielter Durchgriff der Behörde auf die einzelne Einwirkung möglich und schließlich die Summenwirkung zahlreicher gleichgearteter Einwirkungen. Die Arten von Flächenquellen sind (i) Auswirkungen der Land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung sowie flächenhafte Belastungen aus (ii) Altlasten, (iii) Bergbaugebieten und (iv) von Flughäfen.

Ein Monitoring der Fließgewässergüte ist heutzutage grundsätzlich keine Schwierigkeit mehr. Es stehen eine Vielzahl von Hilfsgeräten und Detektionseinheiten zur Verfügung. Damit ist es möglich, robuste Messtellen für den kontinuierlichen Bypass-Betrieb auszurüsten. Diese Art des Monitorings benötigt jedoch eine umfassende Infrastruktur.

8.2.1 GESETZLICHE VORGABEN FÜR EIN GEWÄSSERMONITORING

➤ **Überwachung der Oberflächengewässer laut EU-Wasserrahmenrichtlinie**

Das Netz zur Überwachung des Zustands der Oberflächengewässer muss lt. Anhang V.1.3 der WRRL (EUROPÄISCHE UNION, 2000) so ausgelegt sein, dass sich daraus ein kohärenter und umfassender Überblick über den ökologischen und chemischen Zustand in jedem Einzugsgebiet gewinnen lässt.

Mit den gewählten Überwachungsfrequenzen muss der Schwankungsbreite bei den Parametern, die sowohl auf natürliche als auch auf anthropogene Ursachen zurückgehen, Rechnung getragen werden. Die Zeitpunkte, zu denen die Überwachung durchgeführt wird, sind so zu wählen, dass die Auswirkungen jahreszeitlich bedingter Schwankungen auf die Ergebnisse so gering wie möglich sind und somit gesichert wird, dass Veränderungen des Wasserkörpers als Veränderungen infolge anthropogener Belastungen in den Ergebnissen ausgewiesen werden. Erforderlichenfalls sind in verschiedenen Jahreszeiten des gleichen Jahres zusätzliche Überwachungen durchzuführen, um dieses Ziel zu erreichen.

➤ **Erhebung der Wassergüte in Österreich**

Die rechtliche Basis für die Festlegung des Zustands von Oberflächengewässern bildet das Wasserrechtsgesetz (WRG; BGBl. Nr. 215/1959 i.d.F. BGBl. I Nr. 112/2003). Seit

1991 wird die Qualität der österreichischen Grundwässer und Flüsse unter einheitlichen, gesetzlich vorgegebenen Kriterien des Hydrographiegesetzes (BGBl. Nr. 58/1979 i.d.F. BGBl. I Nr. 82/2003) und der Wassergüte-Erhebungsverordnung geregelt (WGEV, BGBl. Nr. 338/1991 i.d.F. BGBl. II Nr. 415/2000). In der WGEV sind im § 6 die grundsätzlichen Bedingungen für die Erhebung der Wassergüte in Fließgewässern angeführt.

8.2.2 QUANTITATIVE UND QUALITATIVE ÜBERWACHUNGSSTRATEGIEN

Die Erhebung von Parametern in der Donau ist mit vielen Problemen und hohen Kosten verbunden. Derzeit werden die verschiedensten Parameter durch eine Vielzahl von Interessenvertretern bzw. Betreibern an der Donau beobachtet, gemessen und die Daten verwaltet. In Abbildung 138 sind als Beispiel drei Gütemessstellen im Fließgewässermessnetz des Bundes bzw. zwei Standorte des Pegelmessstellennetzes der Wasserstraßendirektion (WSD) markiert.

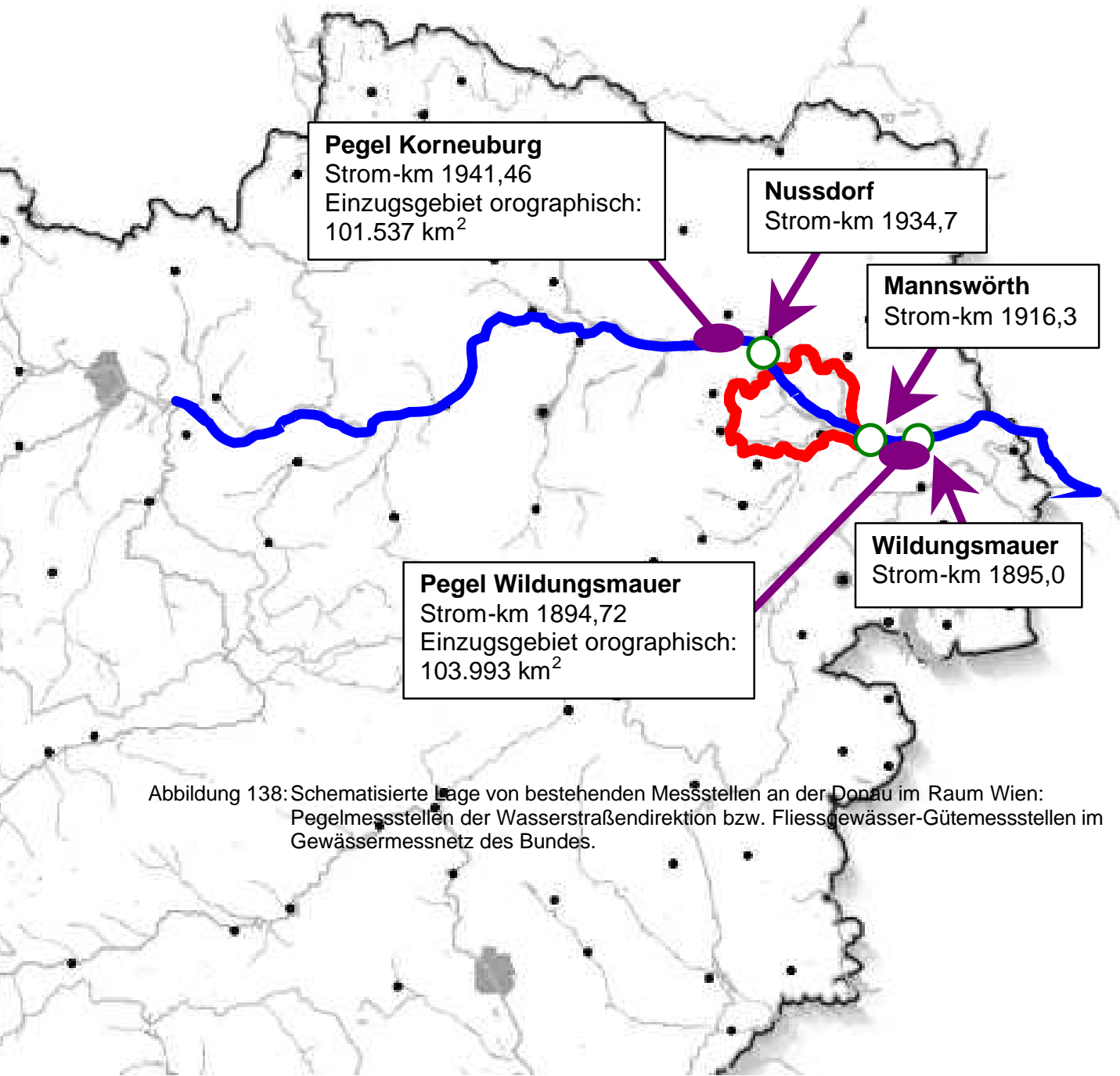


Abbildung 138: Schematisierte Lage von bestehenden Messstellen an der Donau im Raum Wien: Pegelmessstellen der Wasserstraßendirektion bzw. Fließgewässer-Gütemessstellen im Gewässermessnetz des Bundes.

➤ **Wasserführung der Donau (Quantitative Überwachung)**

Bezüglich der Wasserführung der Donau betreibt alleine die Wasserstraßendirektion entlang der Fließstrecke in Österreich rund 33 Pegelmessstationen (Datensammler oder Schreiber) mit einer mindestens täglichen Ablesung. Auch andere Betreiber (z.B. Verbundkonzern) unterhalten Pegelmessstationen.

Bei Niederwasser fließen pro Sekunde 750 m^3 - 900 m^3 Donauwasser durch Wien, bei Mittelwasser rund $1800 \text{ m}^3/\text{s}$ und beim 100 jährlichen Hochwasser beträgt die Menge ca. $10.200 \text{ m}^3/\text{s}$.

Abbildung 139 zeigt die Tagesmittelwerte der Wasserstände in cm und die zugehörige Wasserführung in m^3/s vom 01.01.1996 bis 01.01.2004 beim Pegel Wildungsmauer (Lage der Station siehe Abbildung 138). Die Wasserführung wurde mit Hilfe der zugehörigen Pegelschlüssel für das jeweilige Profil errechnet. Die Pegelschlüssel und Wasserstände wurden von der Wasserstraßendirektion (WSD) zur Verfügung gestellt.

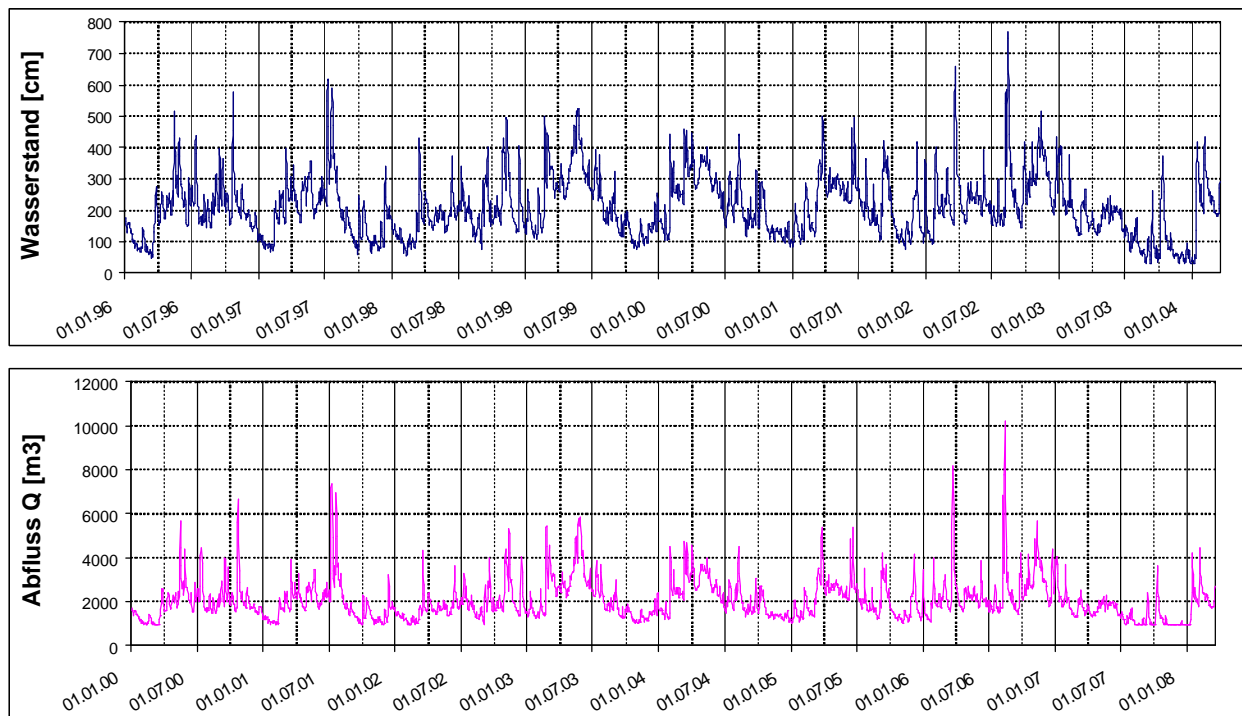


Abbildung 139: Tagesmittelwerte der Wasserstände (oberes Diagramm) und errechnete Wasserführung (unteres Diagramm) beim Pegel Wildungsmauer (Rohdaten: WSD)

➤ **WGEV – Monitoring (Qualitative Überwachung)**

Das bestehende Fließgewässermessnetz umfasst derzeit 242 aktive Messstellen in ganz Österreich (WWK/UBA, 2003). Die administrative Umsetzung des Untersuchungsprogrammes erfolgt durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt und den Ämtern der neun Landesregierungen. Die Datenbereitstellung erfolgt durch das Umweltbundesamt über eine WEB-GIS-Applikation (URL: <http://gis.umweltbundesamt.at/austria/wasser> [30.05.2004])

Seit Juli 1998 wird die Wasserqualität an sämtlichen Messstellen (13 davon an der

Donau) mit einer Frequenz von mindestens 12 Mal pro Jahr untersucht. An ausgewählten Messstellen wie z.B. an der Donau und an Grenzgewässern wird die Untersuchungshäufigkeit sogar auf bis zu 24 Mal pro Jahr ausgeweitet, um vor allem besser abgesichertere Frachtabätzungen durchführen zu können (WWK/UBA, 2003; UKB 6, 2001).

Derzeit gibt es an der Donau 7 on-line Messstationen. Die on-line-Untersuchungen im Raum Wien dienen der Beweissicherung für das Kraftwerk Freudenau und den damit verbundenen Auswirkungen auf Oberflächengewässer und Grundwasser. Die Messstation Hainburg-Wolfsthal erhebt neben den allgemeinen Messdaten speziell Daten zur Dokumentation der aus Österreich ausfließenden Nährstofffracht (Rodinger, 2004).

An den on-line Messstationen des WGEV gibt es im Gegensatz zu den herkömmlichen WGEV-Untersuchungsstellen einen kontinuierlichen Durchfluss (Bypass), on-line Messungen und automatisierte Datenübertragungen. Auswertungen, entsprechende Darstellungen sowie spezielle Wartungen und Qualitätssicherung sind auch bei den on-line-Messstationen notwendige Begleittätigkeiten.

8.3 KLÄRANLAGENMONITORING

Im Gesamtsystem Kanal-Kläranlage-Gewässer kann die Abwasserreinigung je nach den spezifischen Gegebenheiten eine dominierende oder untergeordnete Rolle spielen. Als Beispiele seien Kläranlagen an sehr kleinen Vorflutern (Franz, 1998) oder punktförmige Einleiter in einer Gesamtbetrachtung der Nährstoffeinträge auf Einzugsgebietsebene erwähnt (Zessner, 1999).

Aus Sicht des Betreibers einer Kläranlage stehen in der Regel eine optimale Reinigungsleistung und hohe Betriebssicherheit bei möglichst geringen Betriebskosten im Zentrum des Interesses (Lindtner, 2004). Im Bezug auf die Messtechnik bedeutet dies der Wunsch nach zuverlässiger (Prozess)information bei möglichst geringem Wartungsaufwand für den Betrieb der eingesetzten Sensoren. Dabei muss beachtet werden, dass die Randbedingungen für den Betrieb von kontinuierlichen Messgeräten in der Abwassertechnik sicherlich zu den schwierigsten zählen.

➤ **Bisherige Strategien**

Bisher werden in der Abwasserreinigung neben der automatischen Probenahme mit nachfolgender Laboranalyse vor allem Sonden für Standardparameter (pH, Leitfähigkeit, Temperatur) und – in geringerem Ausmaß – automatische Analysatoren eingesetzt, die zumeist im ablaufnahen Bereich eingesetzt waren. Damit ist bedingt, dass die meisten Steuer- und Regelkonzepte eher auf dem Prinzip des Reagierens beruhen, d.h. eine Maßnahme in der Prozessführung wird aufgrund einer nachfolgenden Laboranalyse oder eines Indikators für den Prozessoutput gesetzt. Der in der Praxis übliche Einsatzort der Analysatoren ist in der Regel durch technische Randbedingungen (komplexe Installation, erforderliche Probenaufbereitung, Messbereich) bedingt.

➤ **Neue Ansätze**

Durch die Entwicklung der Sensortechnik in den letzten Jahren, insbesondere auf dem Gebiet der in-situ Sensoren erschließen sich neue Möglichkeiten für die Prozessüberwachung und –regelung. Insbesondere sind damit kontinuierliche Messungen an Messstellen möglich (Zulauf, Ablauf Vorklärung), die bisher nicht oder nur mit extremem Wartungsaufwand betreibbar waren. Im Rahmen des Projektes wurde diese neue in-situ Sensortechnik eingesetzt und es konnte demonstriert werden, dass ein sinnvoller Einsatz unter Praxisbedingungen mit etwa 14-tägigen Wartungsintervallen möglich ist. Dies gilt insbesondere für die Messstelle Zulauf, die im Zulauf zum Sandfang nach dem Rechen installiert war.

Durch den Einsatz kontinuierlicher Messgeräte im Zulaufbereich wird ein kontinuierliches Monitoring der Anlagenbelastung möglich. Damit wird eine kontinuierliche Information über die tages-, wochen- und jahreszeitlichen oder saisonalen Schwankungen der Anlagenbelastung verfügbar. Insbesondere die Dynamik der Belastungsschwankungen wird erkennbar, was auf Basis einer Mischprobenahme nicht möglich ist. Mithilfe der Information über die Dynamik der Belastungsschwankungen kann die Prozessführung optimiert werden, besondere Maßnahmen für Sonderereignisse gesetzt werden (Winkler et al., 2004) oder auch Revisionsarbeiten besser geplant werden.

Ein sehr wichtiger Aspekt ist auch die (Ausbau)planung von Kläranlagen; auf Basis der dynamischen Belastungsdaten ist eine optimale Planung auch der maschinellen Ausrüstung möglich. Gerade hier zeigt sich oft in der Praxis, dass ein Design auf Basis einer prognostizierten Belastung und angenommenem Schwankungsbereich zu einer Überdimensionierung einzelner Aggregate (z.B. Gebläse) bzw. einer wenig optimalen Staffelung der installierten Maschinen führt.

Auch im Belebungsbecken hat der Einsatz von in-situ Sensoren Vorteile. Durch die kompakte Bauform und einfache Installation sind eine Nachrüstung bestehender Anlagen und die Auswahl eines idealen Messortes (allenfalls durch vorhergehende Feldversuche) vergleichsweise einfach möglich. Dies kann auch zur Rekonfiguration von bestehenden Regelungsstrategien genutzt werden; dabei wird ein Anstieg der Belastung frühzeitig erkannt und unmittelbar das belüftete Volumen angepasst (Alex et al., 2004a).

Völlig neu sind Sonden, die eine kontinuierliche Messung der Schlammigenschaften im Belebungsbecken ermöglichen. Damit werden erstmals Parameter (Schlammvolumen, Schlammindex) dynamisch messbar, die bisher nur aufgrund von Stichproben und nachfolgender Laboranalyse zugänglich waren. Im Rahmen des Projektes konnten dazu zwei unterschiedliche Sensorsysteme getestet werden. Die Erfahrungen zeigten, dass beide Geräte mit vergleichsweise geringem Wartungsaufwand zuverlässige Messwerte liefern. Die Perspektiven der praktischen Nutzung dieser zusätzlichen dynamischen Information für den realen Anlagenbetrieb konnten innerhalb des gegenständlichen Projekts nicht untersucht werden. Es wird davon ausgegangen, dass dazu der Zusammenhang mit anderen Prozessmessungen einer Kläranlage zu untersuchen ist und möglicherweise auf Basis dieser Zusammenhänge neue Wege der Prozessführung entwickelt werden können. Derartig umfangreiche Untersuchungen waren, nicht zuletzt dadurch dass die Sonden erst in der Endphase des Projekts am Markt verfügbar wurden, im gegenständlichen Projekt nicht möglich.

9 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert zur Erreichung eines guten ökologischen und chemischen Zustandes der Gewässer eine einzugsgebietsbezogene, immissionsorientierte Betrachtung und Bewirtschaftung der Gewässer. Für die Siedlungswasserwirtschaft bedeutet dies eine Abkehr vom reinen Emissionsprinzip hin zu einer möglichst integrierten Bewirtschaftung des Gesamtsystems Kanal-Kläranlage-Gewässer.

Zur optimalen Bewirtschaftung des Gesamtsystems werden Wasserqualitätsparameter aller beteiligten Teilsysteme benötigt. Vielfach stehen diese Daten heute im Bereich der Kläranlagen bereits online zur Verfügung, wohingegen der Kenntnisstand über die vorhandene Dynamik in den Teilsystemen Kanal und nicht zuletzt auch in den Vorflutern nach wie vor gering ist.

9.1 PROBLEME BEI DER REALISIERUNG DES MESSNETZKONZEPTS

Die Konzeption des Messnetzes beinhaltete sehr ambitionierte Ziele wie das völlige Weglassen externer Messumformer durch eine Anbindung aller Messsonden an den Industrie-PC mittels eines Bussystems. Weiters sollten alle Sonden einfach über den Industrie-PC bedienbar und kalibrierbar sein. Sonderzustände der Sonden, wie z.B. Reinigung oder Kalibrierung, sollten zu einer automatischen Kennzeichnung der generierten Messwerte während dieser Sonderzustände führen, um diese von den eigentlichen Messwerten automatisch trennen zu können. Start und Ende eines Kalibrier- oder Reinigungsvorganges sollten über ein Bedienelement auf der obersten Bedienebene des Industrie-PC eingebbar sein. Alle SONDENSIGNALE sollten konsistent und unter Minimierung möglicher Bedienfehler in ein, in der Messnetzzentrale definiertes Signalbezeichnungssystem mit den zugehörigen Einheiten einordenbar sein. Schließlich sollten Messwerte bereits direkt auf der Messstation einer ersten automatischen Bewertung unterzogen werden, wobei als einfachste Auswertung Mittelwert und Standardabweichung spezifiziert wurden.

Aufgrund von massiven Problemen und Zeitverzögerungen bei der Abwicklung des Auftrages für die Messstationen wurde diese angestrebte Funktionalität nicht erreicht und die Stationen daher auch nicht abgenommen. Das Messnetz musste somit entsprechend dem klassischen „Datenlogger/Messnetzzentrale“ Konzept betrieben werden und die innovativen Konzepte im Bereich des Datenmanagements konnten nicht realisiert werden. Die Stationsrechner konnten nur in einem eingeschränkten Betriebsmodus betrieben werden; so führt z.B. die Aktivierung der automatischen Berechnung von Mittelwert und Standardabweichung mit statistisch sinnvollen Einstellungen dazu, dass die Messdaten der ionensensitiven Sonden nicht mehr zuverlässig von der Messdaten-Speicherapplikation übernommen werden. Daher müssen diese Sonden in einem „Snapshot“-Modus betrieben werden, d.h. in fixen Abständen wird der Momentanmesswert gespeichert. Ein derartiger Betrieb führt jedoch dazu, dass auch kurzzeitige Störungen der Messung – z.B. durch kurzzeitige Verlegung der Elektroden zwischen zwei Spülungen – einen unmittelbaren Einfluss auf die Güte der Messung haben können, bzw. die Gefahr einer „Verrauschung“ der Messreihe signifikant erhöht ist.

Die oben beschriebenen Probleme führten zu einer Störung des Projektverlaufes, der

sich durch folgende Umstände ergab:

- Überproportionaler Zeitaufwand in der Projektabwicklung
- Mehraufwand für das Team in Form von Isolierung von Fehlfunktionen und Beschreibung der Fehler in Bugreports
- Verspätete Inbetriebnahme der Station auf örtlich weit entfernten Messstationen (z.B. Station „Kläranlage“) aufgrund Instabilitäten des Betriebs
- Notwendigkeit der Realisierung einer zweiten Telemetrieschiene für Sondergeräte (z.B. Atmungsgerät)

Diese Probleme führten beim gesamten Projektteam zu Mehraufwendungen an Personal- und Sachkosten, die durch das Projektbudget nicht abgedeckt werden können. Insbesondere die Realisierung der Anbindung des Atmungsgeräts führte zu substantiellen Überschreitungen des geplanten Zeit- und Kostenrahmens, da notwendige „Doppelanschaffungen“ von Systemteilen natürlich nicht budgetiert waren.

9.2 KANALMESSSTATION IN GRAZ

Fast alle bekannten und publizierten Konzentrationsmessungen in Kanälen beruhen bislang auf konventioneller Beprobung mit Probenahmegeräten und anschließender Laboranalyse. Dabei bilden die aus diskontinuierlichen Mischproben und Laboranalysen erhaltenen Konzentrationsverläufe die tatsächliche Variabilität im Kanal sicherlich nur sehr unzureichend ab. Außerdem ist der Personal- und Zeitaufwand für die Erfassung der vollen Dynamik in diesem Teilsystem der Siedlungsentwässerung sehr aufwendig.

Im Bereich von Kläranlagen werden bereits seit längerer Zeit on-line Analysatoren und in-situ Sonden eingesetzt, während in Kanalnetzen bisher nur vereinzelt Erfahrungen vorliegen.

On-line Messungen zur Ermittlung der Abwasserqualität in Kanälen mit in-situ Sonden sind in der Regel günstiger als mit herkömmlichen Analysengeräten, allerdings nicht für alle Parameter erhältlich und weisen in der Regel auch keinen für die Messungen in Kanälen erforderlichen Explosionsschutz auf. Unter allen am Markt verfügbaren Messsystemen besteht dzt. noch keine befriedigende Lösung für ein wartungsarmes System, insbesondere auch hinsichtlich der stets vorhandenen Verzopfungsgefahr der Sensoren.

Mit der Kanal-Messstation in Graz konnten einige der am Markt erhältlichen Sensoren nun mehr über einen Zeitraum von 2 Jahren unter den sehr schwierigen Randbedingungen und Variabilitäten einer Mischwasserkanalisation einem Praxistest unterzogen werden. Nach anfänglichen Problemen mit der in allen Mischwasserkanälen allgegenwärtigen Verzopfungsneigung von direkt in den Abwasserstrom eingebauten Sensoren konnte der in einem schwimmenden Ponton eingebaute Multi-Spektrometer durch verschiedenste Optimierungsmaßnahmen weitestgehend wartungsfrei über längere Perioden betrieben werden. Dafür war vor allem die ständige Videoüberwachung der Mischwasserkammer von großem Vorteil, da sie zum einen die optimale Positionierung des Pontons bei unterschiedlichsten Abflussbedingungen erleichterte und zum anderen anlassbezogene Wartungseinsätze Vorort erlaubte.

Videoüberwachungssysteme und Internet-Breitbandanbindungen sind mittlerweile sowohl von den Investitionskosten als auch von laufenden Betriebskosten her sehr preiswert geworden. Daneben sind sie insbesondere im städtischen Bereich fast überall installierbar und sollten daher zur Unterstützung der erforderlichen Wartungseinsätze

Vorort nach Möglichkeit genutzt werden und zum Einsatz kommen. Zudem erlauben sie auch die Aufzeichnung von Extremzuständen und bieten dadurch Einblick in bisher nicht beobachtbare Vorgänge.

Negativ waren bislang die Erfahrungen beim Betrieb eines kontinuierlichen Bypass-Stromes aus dem Kanal in einen Messcontainer, mit dem die nicht explosionsgeschützten Sensoren kontinuierlich beschickt werden sollten. Hierfür waren die verwendeten Durchflussarmaturen einfach nicht geeignet. Die Entwicklung einer eigenen Durchflussarmatur gegen Ende des Projektes und die Optimierung des Ansaugpunktes im Kanal erscheinen jedoch für die Zukunft viel versprechende Lösungsansätze zu bieten.

Mehrere 24h-Validierungsmesskampagnen des verwendeten Multi-Spektrometers zeigten eine starke Abhängigkeit von der gerade vorherrschenden Abwassermatrix, was bei der Verwendung des globalen Kalibrationssatzes des Herstellers bei hohen Konzentrationsniveaus zu Minderbefunden und bei geringen Konzentrationsniveaus zu Überbefunden führte. Während des Projektes entwickelte verbesserte Kalibrationsmodelle konnten diesen Effekt bei Trockenwetterbedingungen zum Teil kompensieren.

Eine detaillierte Validierung der Spektrometerwerte bei unterschiedlichsten Mischwasserverhältnissen fehlt leider bis dato und bietet genügend Raum für weiteren Forschungsbedarf, wofür sich die aufgebaute Infrastruktur der Messstation Graz in hervorragender Weise eignet.

Die Berechnung der als Bemessungsgröße für die Dimensionierung von Regenentlastungsanlagen nach dem ATV Arbeitsblatt A128 verwendeten Regenwetterkonzentration c_R aus den On-line Zeitreihen der Messstation Graz ergab im Vergleich zu anderen Untersuchungen in München, Stuttgart und Braunschweig erstaunlich hohe CSB-Konzentrationswerte, die bislang nur in sehr flachen Kanalnetzen feststellbar waren. Im Vergleich zu den untersuchten deutschen Einzugsgebieten weist das Einzugsgebiet der Messstation Graz mit 1,6 % ein relativ steiles durchschnittliches Gefälle auf.

Auf Basis der aufgezeichneten Spektrometerwerte und Abflussmengen konnten die abgeschlagenen Schmutzfrachten in die Mur bis auf einen Zeitraum von 2 Wochen, während dem der verwendete Messstations-PC leider defekt war, ermittelt und auch der Einfluss von unterschiedlichen Kalibrationsmodellen des Spektrometers auf die Frachten abgeschätzt werden. Während des Beobachtungszeitraumes Oktober 2002 bis Mai 2004 wurden insgesamt 39 Entlastungsereignisse messtechnisch erfasst.

Probleme bei der Frachtermittlung von sehr großen Entlastungsereignissen bereitete allerdings die Messung und da vor allem die analoge Einbindung der Durchflussmengen, die bei sehr großen Abflussmengen mehrfach zu Messbereichsüberschreitungen führte, weshalb die obere 20 mA Messbereichsgrenze mehrfach nach oben parametrisiert werden musste, was sich jedoch zwangsweise auch auf die Genauigkeit der unteren Messbereiche auswirkte. Hinzu kommt, dass eine vollständige Validierung bzw. Kalibrierung von sehr großen Durchflussmengen in Kanälen sehr schwierig bis nahezu unmöglich ist.

9.3 DONAUMESSSTATION KM 1917,70

Der vorliegende Bericht soll dazu dienen, die Grenzen der verwendeten Messtechnik in einem großen Gewässer wie die Donau aufzuzeigen, sowie die Einsatzgrenzen der angewendeten Sensoren selbst. Der Einsatz der Sensoren erfolgte direkt in der Donau ohne Bypassführung, d.h. es wurde in-line gemessen.

An der ausgewählten Donaumesstelle bei Strom-km 1917,70 sind mittelfristig deutliche Änderungen der Wasserqualität zu erwarten, da sie sich unterhalb von Wien und damit flussabwärts der Einleitung des Donaukanals, in dem wiederum die Hauptkläranlage Wien Simmering einleitet, befindet. Durch die quasikontinuierlichen Messungen mit in-line Sonden wurden sowohl länger dauernde Veränderungen (derzeitiger Beobachtungszeitraum 20 Monate) als auch kurzzeitige „Ereignisse“, wie z.B. durch intensive Regenfälle ausgelöste Kanalentlastungen in den Donaukanal, beobachtet. Damit können neben einer Erfassung eines Grundzustandes (Tages-, Wochen- und Jahresgang) besondere Ereignisse am Gewässer qualifiziert ausgewertet werden.

Ein so großes Gewässer, wie es die Donau darstellt, hat eigene Gesetze und Verhaltensmuster, die es gilt kennen zu lernen, zu verstehen und schlussendlich in die Arbeit zu integrieren. Es wurde daher an der gewählten Messstelle versucht, möglich auftretende Störeinflüsse während des kontinuierlichen Messprogramms schon im Vorfeld zu erkennen, um entsprechende bauliche Maßnahmen zu setzen. Eine besondere Herausforderung war die Sondenhalterung in der Donau selbst. Diese musste auf der einen Seite nicht zu schwer aber doch stabil sein, und auf der anderen Seite sollte sie beweglich jedoch nicht zu filigran ausgeführt werden, um den ungeheuren Kräften bei einem Hochwasser standzuhalten. Die gewählte Konstruktion trotzte bislang jeder Widrigkeit und funktioniert bis dato einwandfrei.

Einer der großen Vorteile der in-line Messtechnik liegt bei der kostengünstigen und raschen Installation der Messstation und Messtechnik vor Ort. Weiters eignet sich die in-line Messtechnik prinzipiell zur Überwachung und Kontrolle eines Gewässerabschnitts sehr gut, da sie bei regelmäßiger Kalibration und periodischer Wartung genaue Resultate liefert. Es wurde gezeigt, dass mit den an der Donau-Messstation eingesetzten Sonden Messwerte in hoher Qualität erzielt werden können. Diese erlauben die Betrachtung verschiedener Aspekte, die in dieser Art und Weise bislang nicht möglich war. Anhand der kurzen Messintervalle von 10 Minuten ist es möglich, bislang unbekannte Vorgänge zu beobachten und zu interpretieren.

Eine Tatsache bleibt die Kombination der geringen Vielfalt der am Markt angebotenen in-line messbarer Parameter, mit dem Problem der teilweise sehr niedrigen Konzentrationen im Flusswasser. Es wird daher auch immer ein begleitendes off-line Monitoring (Laboruntersuchungen), wie es derzeit besteht, notwendig sein. Es kann daher durch den Einsatz eines in-line Monitorings nur bei gewissen Parametern eine erhebliche Kostenreduktion in der Praxis erzielt werden. Dies geht einher mit dem Gewinn an Informationen durch ein dichtes zeitliches Messnetz, welche auch bei anderen wasserwirtschaftlichen Fragestellungen von Belang sein können.

Es zeigten sich im Dauerbetrieb während der hier dokumentierten 20 Monate erwartungsgemäß etliche Schwierigkeiten, welche jedoch fast alle in den Griff zu bekommen waren. Die größte Schwierigkeit besteht gerade bei der einfach aufgebauten in-line-Messtechnik bei einer Beschädigung bzw. dem Verlust der Sensoren durch Umwelteinflüsse oder Vandalismus. Eine weitere Problematik bestand unter anderem

im ungewohnten Einsatzgebiet der Sensoren, welche nicht alle als robuste Ausführung und als permanent untertauchfähig (d.h. IP68) erhältlich sind.

Als Wartungsintervall bei der hier beschriebenen in-line-Messstation kann mit ein bis zwei Wochen gerechnet werden, wobei sich die Intervalle auch nach der Erreichbarkeit der Sensoren im Hochwasserfall richten. Automatische Spüleinrichtungen mit Wasser (Gefahr des Einfrierens im Winter) oder komprimierter Luft sind für das Erreichen dieser Intervalle unabdingbare Voraussetzung. Ebenso kann die Fernwartung und automatisierte Benachrichtigung bei Störungen, welche sich von den gemessenen Werten ableiten lassen, von erheblichem Vorteil sein. Ein prinzipielles Erfordernis sollte die Möglichkeit einer in-situ Kalibration sein, v.a. wegen der Erreichbarkeit der Sensoren bei hohem Pegel und dem Zeitaufwand beim „handling“ der Sensoren. Mit der eingesetzten BUS-Technologie ist diese Kalibrationsmöglichkeit grundsätzlich gegeben und bietet bei geringen Abweichungen vom Sollwert große Zeitersparnisse und eine Verminderung von Fehlern, da die Sensoren nicht mehr aus dem Medium heraus genommen werden müssen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass eine gesicherte Aussage über den Einfluss einer möglichen Verschmutzung an den untergetauchten Sensoren Voraussetzung ist.

Prinzipiell muss über die Zuverlässigkeit des gesamten Messsystems unbedingte Gewissheit existieren, ansonsten ergibt sich die Gefahr einer Fehlinterpretation in der folgenden Datenanalyse. Beispielsweise könnten zufällige und systematische Fehler größer sein als die Änderungen des Messwertes selbst. Die Schwierigkeit bei automatischen Messsystemen besteht oft darin, dass nicht annähernd so umfassende Prozeduren bekannt sind, wie für die off-line Datenaufbereitung bei der analytischen Qualitätssicherung im Labor. Auf diesem Gebiet ist man derzeit noch relativ frei in der Entwicklung einer eigenen Vorgangsweise.

Um diesen beispielhaft angeführten Anwendungsbereich – des kostengünstigen Gewässermonitorings – zu einem marktreifen Stand der Technik zu entwickeln, bedürfen jedoch manche dieser Applikationen noch einiger technischer Verbesserungen. Dazu muss gesagt werden, dass ein seit kurzer Zeit am Markt erhältlicher Sauerstoffsensor seit einiger Zeit vor Ort installiert ist, dessen Spezifikationen sich weit aus besser mit den Anforderungen vor Ort decken als der von Beginn an installierte. Der Einsatz parallel messender Sensoren mit gleicher oder anderer Messtechnik bringt Interpretationssicherheit, da sich vorhandene Messfehler bzw. Einsatzprobleme in Summe nicht so stark auswirken.

Tatsache ist, dass jede der beiden Untersuchungsarten

- (1) (Stich)Proben-Untersuchung mit anschließender (Voll-)Analyse im Labor und
- (2) in-line Messung nur mit on-line messbaren Parametern (mit regelmäßiger Kalibrierung)

für sich gesehen unerlässlich ist. Viele wichtige Wasserinhaltsstoffe bleiben auch in Zukunft nur mittels aufwändiger Analyseverfahren im Laborbetrieb ausreichend genau erfassbar. Andererseits sollten für verlässliche Frachtberechnungen nur Daten aus einem zeitlich engmaschigen Erhebungsnetz herangezogen, um mit den zugehörigen Abflussdaten kombiniert zu werden. Aus heutiger Sicht stellen daher die Methoden der Datengewinnung gemäß WGEV oder mittels on-line Messstationen jeweils Ergänzungen zum anderen Erhebungstyp dar.

9.4 MESSTATION KLÄRANLAGE

Das Anforderungsprofil an Sensoren für die kontinuierliche Messung in der Abwasserreinigung ist ein robustes genaues und kostengünstiges Messgerät mit möglichst geringen Betriebsmitteln und annähernd keinem Wartungsbedarf, welches Messwerte liefert, die in einer übergeordneten Prozessregelung möglichst nutzbringend verwendbar sind. In den letzten Jahren sind verschiedene Sensoren entwickelt worden, die versuchen diesem Anspruch gerecht zu werden oder zumindest einen Entwicklungsschritt in diese Richtung versuchen zu realisieren.

Im gegenständlichen Projekt wurde eine große Bandbreite an in-situ Sensoren für die Abwassertechnik im praktischen Langzeitbetrieb getestet. Dabei wurde einerseits auf kontinuierlichen Belastungsmonitoring und andererseits auf optimiertes Monitoring im biologischen Prozess untersucht.

Im Zulauf einer kommunalen Kläranlage wurde die CSB-Belastung mittels *Spektrometrie* und die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung mittels *ionensensitiver Sonden* gemessen. Beide Systeme arbeiteten stabil und waren mit vertretbarem Wartungsaufwand betreibbar; die relative Abweichung zu den Laborwerten lag im Bereich von etwa 25 %.

Bei der Spektrometrie ist das verwendete Kalibriermodell entscheidend für die erreichbare Messgüte. Allgemein gilt, dass universelle Zusammenhänge zwischen der gemessenen Absorption und einem abgeleiteten Parameter nicht existieren und das Kalibriermodell für jede einzelne Messstelle adaptiert werden muss.

Bei den ionensensitiven Sonden (ISE-Sonden) ist im Zulaufbereich das Verhindern einer Belagsbildung (Fett) auf der Messmembran entscheidend für die Messgüte. Eine automatische Reinigung mit Druckluft erscheint dafür als das Mittel der Wahl. Bei der Einstellung des Reinigungsintervalls ist die Fettbelastung an der Messstelle und die Lebensdauer der Messmembran zu berücksichtigen. Als Richtwert kann ein 5-minütiges Reinigungsintervall mit einer Lebensdauer der Messmembran im Bereich von 2-3 Monaten angenommen werden.

Im Bereich der Prozessüberwachung der biologischen Stufe ist das LDO-Sauerstoffmessverfahren als Innovation hervorzuheben. In einem Zeitraum von mehreren Monaten lieferte der Sensor ohne Nachkalibrieren der Werkskalibrierung und annähernd keinem Wartungsaufwand stabile und genaue Messwerte. Betreffend der Sondenverschmutzung empfiehlt sich, wie für klassische Messverfahren, die Ausrüstung des Sensors mit einer automatischen Reinigung.

Neu am Markt sind auch Sonden zur kontinuierlichen Messung des Schlammvolumens. Eine dieser Sonden liefert darüber hinaus auch Messwerte für TS, SVI und aus einem UV-VIS-Spektrum ableitbare Parameter (z.B. CSB und $\text{NO}_3\text{-N}$). Die Sonden wurden über einen begrenzten Zeitraum getestet und lieferten zuverlässige Messungen mit Abweichungen zu den jeweiligen Vergleichsmessungen im Labor im Bereich von 10-15 %.

Ionensensitive Sonden können auch in der biologischen Stufe, z.B. für die Ammoniummessung eingesetzt werden. Je geringer die Ammoniumkonzentration im Verhältnis zu den Schwankungen zur Kaliumkonzentration ist, desto wichtiger wird jedoch eine effektive Kompensation des Einflusses dieser Störionen. Das parallele Messen der Kaliumkonzentration erscheint dafür als prinzipiell geeigneter Weg. Allgemein kann angenommen werden, dass sich ISE-Sonden z.B. gut für feed-forward-Regelkonzepte eignen (Alex et al., 2002). Eine sinnvolle Einstellung einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Alarmgrenze wird bei Kenntnis der anlagenspezifischen Verhältnisse unter

Berücksichtigung des Störioneneinflusses in der Regel gelingen.

Nicht zuletzt sollte festgehalten werden, dass sinnvolle Messungen nur dann möglich sind, wenn die Planung der Messtechnik auch schon im Anlagendesign Berücksichtigung findet. Eine repräsentative Messstelle ist eine grundlegende Voraussetzung um aussagekräftige und verwertbare Messwerte zu produzieren. Auch die gute Zugänglichkeit zu potentiellen Messstellen ist für die Qualität einer Messung mitentscheidend, da die periodische Kontrolle und Wartung der Sensoren auch weiterhin ein wichtiger Bestandteil der Qualitätssicherung von Messungen bleibt. Dies gilt insbesondere dann, wenn die positiven Sensoreigenschaften dazu verleiten, auf regelmäßige Sichtkontrollen des Sensorzustandes zu verzichten.

Schließlich ist anzumerken, dass Sensoren nur dann eingesetzt werden sollten, wenn seitens des Betreibers ein spezifischer Nutzen aus den Messwerten gezogen wird. Anderenfalls besteht die Gefahr, dass die produzierten Messwerte als wenig wertvoll eingestuft werden und damit langfristig die Betreuung der Messstelle nicht adäquat erfolgt. Dies kann letztlich dazu führen, dass die eingesetzte Messtechnik als unzuverlässig wahrgenommen wird.

9.5 AUSBLICK

Bei Wassergütemessnetzen ist im Vergleich zu den bereits oftmals angewendeten Luftgütemessnetzen ein noch weitaus geringerer Grad an Automatisierung feststellbar. Die meisten existierenden Netze basieren auf klassischer Analyzortechnologie und erfordern eine entsprechend komplexe Installation mit Probenfördereinrichtungen, Probenförderleitungen und dem Gebäude oder Container zur Montage der Analyzoren, die in manchen Fällen auch klimatisiert werden müssen.

Im gegenständlichen Projekt wurde ein Konzept verfolgt, bei dem ein Wasserqualitätsmessnetz durch intelligente, modular aufgebaute und universell einsetzbare Messstationen realisiert wird und damit ein Netz mit verteilten intelligenten Einheiten darstellt. Für das gesamte Messnetz wurde eine zentrale Verwaltung für Daten und Messstationen entwickelt.

Die Aufgaben der Messstation sollten dabei von der Bedienung aller angeschlossenen Sonden über eine einzige Bedieneinheit, über die lokale Zwischenspeicherung der Messdaten, die periodische Übertragung der Daten an eine Messnetzzentrale bis zu einer automatisierten Prüfung und Plausibilisierung der gemessenen Rohdaten bereits auf der Messstation reichen.

Die Aufgaben der Messnetzzentrale liegen erstens im Datenmanagement des gesamten Messnetzes (Speicherung, Aggregation, automatische Plausibilitätsprüfung, Visualisierung, Zugang über Internet, etc.), zweitens in der Verwaltung der Messstationen (Identifikation aller einzelnen Messsysteme, Fernbedienung der Stationen, Definition von Untersuchungsgebieten, etc.) und drittens in der Kommunikation mit den Benutzern (Datenrechte, Alarmierungen, etc.).

Das Forschungsvorhaben hat eindrucksvoll die Möglichkeiten von in- und on-line Messsystemen in der Wasserwirtschaft aufgezeigt. Wenn das entwickelte Messnetz in manchen Bereichen noch deutlichen Verbesserungsbedarf aufweist, so ist es doch schon sehr gut in der Lage, kontinuierliche Messreihen mit sehr kurzen Messintervallen in allen Bereichen der Wasserwirtschaft zu erfassen.

Für einen praxistauglichen Einsatz des Messnetzes haben sich bei der Bearbeitung

folgende Erfordernisse herauskristallisiert.

➔ **Messdatenreduktion** „ohne Informationsverlust“

Schon die im Forschungsprojekt betriebenen Messstationen haben eine Vielzahl von Daten produziert, die es notwendig machte, die ursprüngliche Speicherkapazität der Messnetzzentrale zu erweitern. Für ein Messnetz mit weit verteilten Stationen ist es daher unumgänglich, eine Datenreduktion vorzunehmen, um die Datenbank möglichst schlank zu halten. Eine Erstanalyse der vorliegenden Messdaten zeigt, dass die Entwicklung von diesbezüglichen Algorithmen möglich ist.

➔ **Messdatenvalidierung**

Für mögliche Anwendungen, z. B. in Kanalsystemen zur Identifikation von Indirekteinleitern, ist die Datensicherheit eine unbedingte Voraussetzung. Eine automatische Datenvalidierung und somit Qualitätssicherung von on-line Daten stellen daher noch einen bedeutenden weiteren Forschungsbedarf dar.

Für die Umsetzung der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie stellt das konzipierte Messnetz eine wichtige Grundlage dar. Auf diese aufbauend kann eine integrierte Betrachtungsweise der verschiedenen Anwendungsgebiete erfolgen, die die tatsächlichen Auswirkungen von Maßnahmen im Siedlungswasserbau auf den Gewässerschutz beurteilbar macht.

Die im Zuge des vorliegenden Projektes erhobenen Daten und Auswertungen sind eher sektorale Betrachtungen einzelner Teilsysteme mit unterschiedlicher Aufgabenstellung. Eine genauere Untersuchung der Abhängigkeiten der einzelnen Bereiche innerhalb eines Einzugsgebietes sollte in weiteren Schritten angestellt werden. Dazu ist die genaue Kenntnis der Abläufe in den einzelnen Teilsystemen notwendig. Für die integrierte Betrachtungsweise sind darauf aufbauend geeignete Modelle für die Teilsysteme zu entwickeln und voranzutreiben, welche letztendlich die gegenseitigen Abhängigkeiten möglichst umfassend abbilden und dadurch auch beeinflussbar machen sollten.

10 WISSENSCHAFTLICHE VERBREITUNG DER PROJEKTINHALTE UND -ERGEBNISSE DES FORSCHUNGSPROJEKTS IMW

Im Laufe des Forschungsprojekts wurden dessen Inhalte, Ziele und Ergebnisse durch mehrere Publikationen bei Konferenzen und Tagungen durch Vorträge und Poster vorgestellt. Weiters wurden diverse Workshops zu diesem Thema durchgeführt.

Die Bandbreite der Veröffentlichungen deckt sowohl die nationale als auch die internationale „scientific community“ auf diesem Gebiet weitgehend ab. Im Folgenden werden die bisherigen, als auch die geplanten Veröffentlichungen des Projektteams chronologisch zusammengefasst werden.

- **Tagungsband zum Workshop „on-line Messungen im Kanal 2002“ im Allgäu, Ingenieurbüro für Abfluss-, Kläranlagen-, Steuerung GmbH, iaks, Sonthofen, 2002.**

Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft, Quantifizierung von Schmutzfrachten im Bereich von Mischwasserentlastungen in Österreich

Gruber, G., Pressl, A., Winkler, S., Ecker, M.

- **Proceedings International IWA Conference on “Automation in Water Quality Monitoring – AutMoNet 2002”, 21-22 May 2002, Vienna, Austria, pp.361-368. Fleischmann N., Langergraber G., Haberl R. (eds)**

Innovative technology for integrated water quality measurement.

Winkler, S., Pressl, A., Gruber, G., Ecker, M. and Fleischmann, N.

- **Workshop “Ionensensitive Messung und Qualitätssicherung von on-line Messungen“**

11-12 Dezember 2002, TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, 1040 Wien, Karlsplatz 13 / E226-1

- **18th European Junior Scientist Workshop on “SEWER PROCESSES AND NETWORKS”, Almogrove, 8-11 November 2003**

Sewer monitoring and quantification of pollution loads from CSO's into receiving waters

Gruber, G., Winkler, S. and Pressl, A.

- **Wiener Mitteilungen (2003) Band 182, Copyright © 2003 Abt. Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft / BOKU-Wien**

Quantifizierung von Schmutzfrachten im Bereich von Mischwasserentlastungen

Gruber, G., Pressl, A., Winkler, S. and Ecker M.

➤ **ATV-DVWK-Tagung, Tagungsunterlagen zur Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen, Wuppertal, 25.-26. Nov. 2003**

Kanal-online-monitoring zur Quantifizierung von Schmutzfrachten aus Mischwasserentlastungen

Gruber, G., Kainz, H.

on-line Monitoring zur einzugsgebietsbezogenen Überwachung verschiedener Wasserqualitäten

Gruber, G., Pressl, A., Winkler, S. and Ecker, M.

Praktische Erfahrungen mit Ionen-sensitiven Messsonden

Rieger, L., Siegrist H., Winkler, S. and Pressl, A.

Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft: Kläranlage

Winkler, S.

➤ **19th European young scientist workshop on "Process data and integrated urban water modelling" (2004)**

An integrated water quality monitoring network

Winkler, S., Gruber, G. and Pressl, A.

➤ **Wiener Mitteilungen (2004) Band 187 „Datengewinnung, -bewertung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft“, Copyright © 2004; Institut für Wassergüte / TU-Wien**

Auswirkungen von Sensor- und Stellgliedeigenschaften auf das Regelverhalten typischer Regelungen im abwassertechnischen Bereich

Alex J., Rieger L. und Winkler S.

Entwicklungen auf dem Gebiet der Messtechnik für die Abwasserreinigung

Winkler, S.

Informationstechnische Konzepte für online-Wassergütemessnetze

Haumer, A.

Kontinuierliches in-line Gewässermonitoring

Pressl, A., Gruber, G., Winkler, S.

Quantifizierung von Schmutzfrachten aus Mischwasserentlastungen mit online-Messtechnik

Gruber, G., Hochedlinger, M. und Kainz, H.

➤ **Proceedings of the 2nd IWA congress on Automation in Water Quality Monitoring – AutMoNet 2004, 19-20 April 2004, Vienna, Austria.**

Application of ion-sensitive sensors in water quality monitoring.

Winkler S., Rieger L., Pressl A., Gruber G. and Saracevic E.

Quantification of pollution loads from CSO's into surface water bodies by means of online techniques

G. Gruber, S. Winkler and A. Pressl

➤ **AutMoNet 2004 Workshop “On-line Spectroscopy – Practical aspects”**

AutMoNet 2004, 19-20 April 2004, Vienna, Austria

➤ **WatSciTech (in press) AutMoNet 2004**

In-line river monitoring – new challenges and opportunities

Pressl, A., Winkler, S. and Gruber, G.

Application of ion-sensitive sensors in water quality monitoring

S. Winkler, L. Rieger, E. Saracevic, A. Pressl and G. Gruber

Quantification of pollution loads from CSO's into surface water bodies by means of online techniques

G. Gruber, S. Winkler and A. Pressl

➤ **IMW-ÖWAV-Seminar, Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 29. Juni 2004, TU Graz, Band 42**

Seminarband zum Abschlussseminar des Projektes Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft

➤ **4th IWA world water congress, Marrakech 2004, 19-23 Sep 2004**

Continuous Monitoring in Sewer Networks – an Approach for Quantification of Pollution Loads from CSO's into Surface Water Bodies

Gruber, G., Winkler, S. and Pressl, A.

➤ **1st International Conference on Environmental Science and Technology sponsored by the American Academy of Sciences on January 23-26, 2005 in New Orleans, Louisiana, USA**

Sewer Online Monitoring and Quantification of Pollution Loads from Combined Sewer Overflows

Gruber, G., Hochedlinger, M., Kainz, H., Pressl, A. and Winkler, S.

➤ **River Basin Management – progress towards implementation of European Water Framework Directive, Conference, 19-20 May 2005, Budapest, Hungary**

Impact monitoring at the Danube using in-line sensors

Pressl, A., Winkler, S. and Gruber, G.

➤ **2nd IWA specialist conference on „Instrumentation, control and automation“ – Busan, Korea, 29 May – 2 June 2005**

Keynote presentation: *Field properties and accuracy of (in-situ) sensors for monitoring in water quality management*

S. Winkler

11 LITERATURVERZEICHNIS

- Agis H. (2002): *Energieoptimierung von Kläranlagen*. Wiener Mitteilungen 176, pp. 133 – 1178, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, ISBN 3-58234-067-5.
- Alex J., Rieger L. und Winkler S. (2004a): *Auswirkungen von Sensor- und Stellgliedeigenschaften auf das Regelverhalten typischer Regelungen im abwassertechnischen Bereich*. Wiener Mitteilungen 187, ISBN 3-85234-078-0, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
- Alex J., Rieger L., Winkler S. and Siegrist H. (2002): *Progress in sensor technology – progress in process control? Part II : Results from a simulation benchmark study*. WatSciTech, 47 (2), pp. 113-120, IWA London, UK.
- Alex J., Schütze M. und Ogurek M. (2004): *Integration verschiedener Datenquellen mittels XML-Technologie*. Wiener Mitteilungen 187, pp 77 - 92, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- Arbeitsblatt ATV-A 128 (1992): *Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenlastungsanlagen in Mischwasserkanälen*, St. Augustin, Deutschland.
- BGBI Nr. 58/1979 (1997) Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich: *Bundesgesetz vom 25. Jänner 1979 über die Erhebung des Wasserkreislaufes* (Hydrographiegesetz).
- BGBI. Nr. 210/1996 (1996): Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich: *Abwasseremissionsverordnung kommunales Abwasser*.
- BGBI. Nr. 338/1991 (1991) Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich: *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Erhebung der Wassergüte in Österreich* (Wassergüte-Erhebungsverordnung – WGEV).
- BMLFUW (2001): *Abwasseremissionsverordnung über die Begrenzung von Emissionen aus Mischwasserentlastungen in Mischkanalisationen (AEV Mischwasser)*, Entwurf des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, März 2001, [CELEX-Nr.: 376L0464, 391L0271].
- BMLFUW (2002): *Typisierung der österreichischen Fließgewässer im Sinne der Vorgaben des Anhanges II der WRRL*, Arbeitskreis Ökologie, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- Brombach, H. und Fuchs, S. (2003): *Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen*, KA-Abwasser, Abfall, 50, 4, S. 441 - 450.
- Brombach, H. und Fuchs, S.(2002): *Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen*, Abschlussbericht des Projektes 1–01 des ATV-DVWK-Forschungsfonds 2001, Langfassung mit umfangreichen Winword- und Excel-Dateien, Januar 2002, unveröffentlicht. Zu beziehen bei der ATV-DVWK Geschäftsstelle, Hennef.
- Burckhardt S. und Umbehrl I. (2004): *Beispiel einer einheitlichen Datenstruktur für Datennetze im Bereich der Siedlungsentwässerung*. Wiener Mitteilungen 187, pp 35 - 54, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

- EUROPÄISCHE UNION (2000): *Richtlinie 2000/ 60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-WRRL)*. PE-CONS 3639/00, 19. Jul. 2000, 62 S. Brüssel
- Fleischmann, N. (2002): Workshop Prozessmesstechnik – Anwendungen und Perspektiven in der Wasserwirtschaft, Proceedings EU-LIFE-Projekt ENV/A/403, 30. Jänner 2002, Deutsch-Wagram
- Franz A. (1998): *Ein Beitrag zur Beurteilung der Wechselwirkung zwischen Kläranlagentechnik, -betrieb und Gewässergüte des Vorfluters, der an der Kläranlage entspringt*. Wiener Mitteilungen 140, ISBN 3-85234-031-4, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
- Geiger, W. F.: *Mischwasserabfluss und dessen Beschaffenheit – ein Beitrag zur Kanalnetzplanung*, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Technische Universität München, Band 50, 1984.
- Gruber, G. und Kainz, H. (2003) *Kanal-online-monitoring zur Quantifizierung von Schmutzfrachten aus Mischwasserentlastungen*, ATV-DVWK-Tagung, Tagungsunterlagen zur Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen, Wuppertal, 25.-26. Nov. 2003
- Gruber, G., Hochedlinger, M. und Kainz H. (2004a): *Quantifizierung von Schmutzfrachten aus Mischwasserentlastungen mit on-line Messtechnik*, ÖWAV-Seminar Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütewirtschaft, Wiener Mitteilungen, Band 187, S 93-118.
- Gruber, G., Fuchs, R., Gerhold, H., Stojanovic, B. und Fischer-Colbrie A. (2004b): *Kanal-Messstation: Aufbau und Betriebserfahrungen*, ÖWAV-Seminar Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft, Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft – TU Graz, Band 42, E1-E28.
- Gruber, G., Pressl, A., Winkler, S. und Ecker, M. (2003): *on-line Monitoring zur einzugsgebietsbezogenen Überwachung verschiedener Wasserqualitäten*, ATV-DVWK-Tagung, Tagungsunterlagen zur Mess- und Regelungstechnik in Abwassertechnischen Anlagen, Wuppertal, 25.-26. Nov. 2003.
- Haring P. (2004): *Modellierung von Entlastungsfrachten an einem Mischwasserüberlaufbauwerk am Beispiel Graz-West*. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz.
- Hefler, F. (2002): *Strategiepapier - Chemie der Oberflächengewässer - Emissionen und Maßnahmen - Arbeitskreis C*, Stand April 2002, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (www.lebensministerium.at [30.05.2004]).
- Honold F. und Honold B. (1991): *Ionenselektive Elektroden*. ISBN 3-7643-2560-7, Birkhäuser-Verlag, Basel, Schweiz.
- l’Ons D., Äijälä G. und Luley D. (2004): *Intellegent on-line monitoring of nitrifying trickling filters*. Proceedings of the 2nd IWA-conference on Automation in water monitoring networks – AutMoNet 2004, Vienna 18-20 April 2004.
- ISO/IEC 7498-1 (1994): *Information technology - Open Systems Interconnection -- Basic Reference Model: The Basic Model*.

- Krauth, Kh. (1970): *Der Abfluss und die Verschmutzung des Abflusses in Mischkanalisationen bei Regen*, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 45.
- Krauth, Kh. (1979): *Der Regenabfluss und seine Behandlung im Mischverfahren*, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 66.
- Lindtner S. (2004): *Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen*. Wiener Mitteilungen 189, ISBN 3-85234-080-2, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
- Lynggaard-Jensen A., Eisum N., Rasmussen I., Svankjær-Jacobsen H. and Stenstrøm T. (1996): *Description and test of a new generation of nutrient sensors*. WatSciTech 33(1), pp. 25-35, IWA London, UK.
- Macke, E. et al. (2002): *Zur Schmutzfracht von Regenwasser in großen, flach verlegten Mischwassernetzen*, KA-Abwasser, Abfall, 49, 1, S. 40 – 48.
- Macke, E., Koerber, N. von, Sander, T. (1987): *Schmutzuntersuchungen im Mischwassernetz der Stadt Braunschweig*, Mitteilungen des Leichtweiß-Institutes für Wasserbau der TU Braunschweig, Heft 94.
- Matsché N. and Ruider E. (1982): *UV-Absorption, ein aussagekräftiger Parameter zur Erfassung der Restverschmutzung von biologisch gereinigtem Abwasser*. Wiener Mitteilungen 49, pp. 239-260, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- Matsché N., Winkler S., Saracevic E. und Stumwöhler K. (2002): *History of the application of spectral absorption coefficient (SAC) measurement to the field of wastewater analysis*. Proceedings of the 1st IWA-conference on Automation in water quality monitoring – AutMoNet 2002, 21-22 Mai 2002, BOKU Wien.
- Perkampus H. (1992): *UV-VIS atlas of organic compounds*. VCH Verlag, ISBN 1-56801-268-0.
- Pressl A. (2004): *Betrieb und Erfahrungen mit einer in-line Monitoringstation an der Donau*. ÖWAV Seminar, Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 29. Juni 2004, TU Graz, Band 42, S. G1-G24.
- Rieger L., Böhler M. und Siegrist H. (2002): *Vergleich verschiedener Ammonium-Messgeräte unter Praxisbedingungen*. EAWAG Forschungsbericht, Dübendorf, Schweiz.
- Rieger L., Thomann M., Siegrist, H. and Gujer, W. (2001): *Ein praxisnahes Kontrollkonzept für on-line Messgeräte und Messsonden*. VDI-Berichte 1619, ISBN 3-18-091619-2.
- Rodinger W. (2004): *Monitoring an der Donau*. ÖWAV Seminar, Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 29. Juni 2004, TU Graz, Band 42, S. J1-J6.
- Scheer, M. und Schilling, W. (2003): *Einsatz von on-line Messgeräten zur Beurteilung der Mischwasserqualität im Kanal*, KA-Abwasser, Abfall, 50, 5, S. 585 – 595.
- Schulz, O. (1995): *Gebietsspezifische Schmutzfrachtpotenziale flach verlegter und vorentlasteter Mischwassernetze*, Mitteilungen des Leichtweiß-Institutes für Wasserbau der TU Braunschweig, Heft 137.

- Stadler H. and Skritek P. (2003): *Remote water quality monitoring "on-line" using LEO satellites*. Water Science and Technology 47 (2), pp 197–204, IWA, London, UK.
- UKB 6 (2001): *Sechster Umweltkontrollbericht*, Umweltbundesamt GmbH, Wien. (<http://www.ubavie.gv.at>).
- Vanderkooi J., Maniara G., Green T. und Wilson D. (1987): *An Optical Method for Measurement of Dioxygen Concentration Based upon Quenching of Phosphorescence*. Journal Of Biological Chemistry 262 (12), pp. 5476-5482, American Society of Biological Chemists, USA.
- Vries, J. M. de (1993): *Bestimmung des Schmutzfrachtpotenzials in flach verlegten Misch- und Trennnetzen infolge abfließenden Regenwassers*, Mitteilungen des Leichtweiß-Institutes für Wasserbau der TU Braunschweig, Heft 125.
- Wandl G. (2003): *Kontinuierliche Messung von Schlammigenschaften – Einsatz und Erfahrungen im praktischen Betrieb*. Vortrag bei den Lindauer Abwassertagen, 21-22. Oktober 2003.
- Wedenig, M. (2004): *Quantifizierung von abgeschlagenen Schmutzfrachten aus einer Mischwasserentlastung in einen Vorfluter*. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz.
- Winkler S. (2004): *Entwicklungen auf dem Gebiet der Messtechnik für die Abwasserreinigung*. Wiener Mitteilungen 187, pp. 119 – 144, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, ISBN 3-58234-078-0.
- Winkler S., Matsché N., Gamperer T. and Dum M. (2004): *Sewage-treatment under substantial load variations in winter tourism areas – a full case study*. WatSciTech 50(7), IWA London
- Winkler S., Pressl A., Gruber G., Ecker M. and Fleischmann N. (2002): *Innovative technology for integrated water quality measurement*. In: Fleischmann N., Langergraber G., Haberl R. (eds): Proceedings International IWA Conference on "Automation in Water Quality Monitoring – AutMoNet 2002", 21-22 May 2002, Vienna, Austria, pp.361-368.
- WM 156 (1999): *Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung*. Wiener Mitteilungen Band 156, ISBN 3-85234-047-0, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.
- WWK/UBA (2003): *Wasserwirtschaftskataster/Umweltbundesamt (Hrsg) Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2002*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. (<http://www.ubavie.gv.at>).
- Zessner M. (1999): *Der Beitrag Österreichs zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen*. Wiener Mitteilungen 155, ISBN 3-85234-046-2, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien