Langzeiterfahrungen mit dem Betrieb von Kanal-Online-Messstationen in Österreich

Günter GRUBER [1], Harald KAINZ [1], Werner SPRUNG [2], Norbert FLAMISCH [3], Alexander PRESSL [4] und Stefan WINKLER [5]

1 Einleitung

Während der Informationsstand auf den Kläranlagen bezüglich der quantitativen und qualitativen Belastungen mit Schmutzstoffen auf Grund der regelmäßigen Eigen- und Fremdüberwachungen und auf Grund von vielerorts bereits installierter Online-Messtechnik heutzutage als sehr gut zu bezeichnen ist, weiß man über die Dynamik der Stoffströme in und aus Mischwasser- und Regenwasserkanälen nach wie vor noch relativ wenig.

Eine gezielte Mischwasserbewirtschaftung erfordert für die Dimensionierung von Bauwerken, für Modellsimulationen und zur Erfolgskontrolle und Überwachung den verstärkten Bedarf von Daten in und aus Mischwasserkanälen. Die Gewinnung von Messdaten aus Kanälen ist naturgemäß auf Grund der vorherrschenden 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 [1].

Dieser Mangel an repräsentativen und auf einer breiten Datenbasis beruhender Messdaten aus Kanalisationsanlagen wird von der Fachwelt mit Recht beklagt [2] und war auch 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“ [3].

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurden private und universitäre Literaturbestände sowie die internationale Datenbank ESPM (Environmental Science and Pollution Management) [4] 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.

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.

Wie groß zum Beispiel der Einfluss von örtlichen Unterschieden auf das Schmutzfrachtpotenzial des Regenwasseranteils im Mischwasserabfluss sein kann, zeigen die umfangreichen Untersuchungen in Braunschweig [5, 6]. Ein Vergleich dieser Untersuchungen mit anderen in Deutschland durchgeführten Untersuchungen in Mischwasserkanälen zeigte nämlich z.B. sehr deutlich, dass in flach verlegten Kanalnetzen auf Grund der geringeren Schleppspannungen mit deutlich höheren Verschmutzungen gerechnet werden muss als in steileren.

Dabei basieren die Erkenntnisse zur Regenwasserverschmutzung in Mischwasserkanälen, wie sie in das dzt. in Deutschland und auch in Österreich angewandte ATV Arbeitsblatt A 128 [7] Eingang gefunden haben, im Wesentlichen auf zwei Untersuchungen in steiler geneigten Kanalnetzen in München-Harlaching [8] und Stuttgart-Büsnau [8, 9].

Abbildung 1 zeigt die von Macke et al. [6] gegenübergestellten Verschmutzungen des Regenwetteranteils 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.

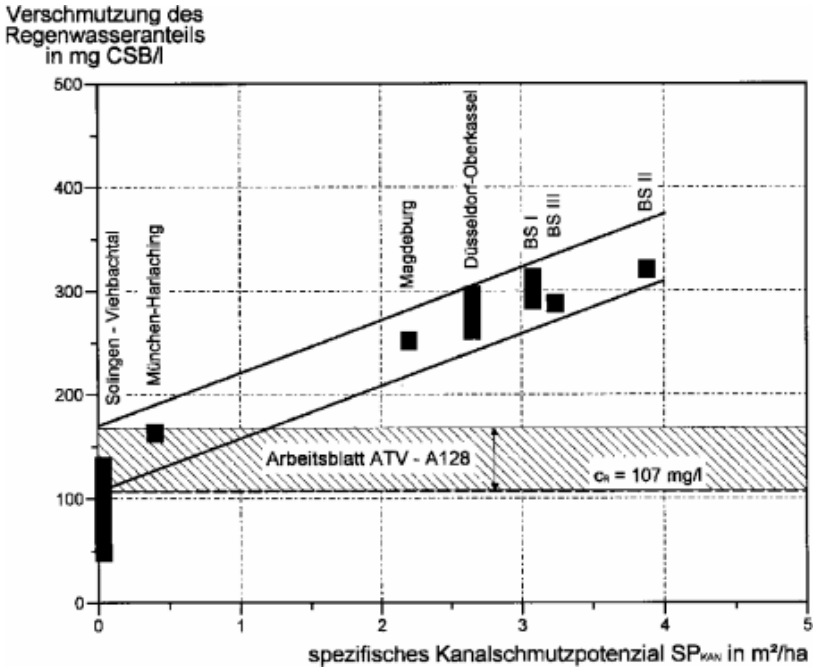

Abbildung 1 Mittlere CSB-Verschmutzung im Regenwasseranteil verschiedener Mischwasserkanalnetze in Abhängigkeit vom spezifischen Kanalschmutzpotenzial (Macke et al., 2002)

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 ihre Erfassung sehr aufwendig.

2 Kanal-Online-Messstationen

Im Rahmen des interuniversitären Forschungsprojektes „Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (IMW)“ [11] wurden von der TU Graz in Graz und in Wien im Bereich von Mischwasserentlastungen zwei Kanal-Online-Messstationen errichtet und werden seit Oktober 2002 in Graz bzw. seit November 2004 in Wien kontinuierlich betrieben. Hauptziel dieser beiden Messstationen ist es, Wasserqualitäten und –mengen bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen mit einer hohen zeitlichen Auflösung zu erfassen. Daneben werden mit den beiden Messstationen auch die abgeschlagenen Schmutzfrachten in die Vorfluter [13], die Dauer und die Häufigkeiten der Entlastungsereignisse sowie zum Teil auch die Wasserqualität im Vorfluter (nur in Graz) kontinuierlich gemessen.

Auch das INSA in Lyon betreibt im Rahmen seines OTHU (Field Observatory for Urban Drainage) long-term Research Project seit 2001 fünf Kanal-Online-Messstationen in vier verschiedenen Einzugsgebieten in Lyon. Gemessen werden in Lyon der pH-Wert, die Leitfähigkeit, die Temperatur und die Trübe. An einer Messstation in Ecully werden zusätzlich auch noch Spektrometer-Äquivalenzkonzentrationen (CSB_{eq} und TSS_{eq}) und der CSB mit einem automatischen Analysator bestimmt [14].

Dabei kommen zwei vollkommen unterschiedliche Konzepte zum Einsatz. Während in Graz ein Großteil der Sensoren direkt im Kanal eingebaut ist, sind in Wien und Lyon alle Sensoren zentral in einem kleinen Durchlaufbehälter außerhalb des Kanals installiert.

Zentraler Sensor für die Erfassung der Kohlenstoff- und Feststoffkonzentrationen an den zwei österreichischen Kanal-Messstationen und an der Messstation in Ecully ist ein tauchfähiger, ATEX zertifizierter UV/VIS-Spektrometer. Daneben werden in Graz und Wien auch noch die Parameter NH_4-N, K, NO_3-N und der pH-Wert mit ionenselektiven Sonden sowie die Leitfähigkeit und die Temperatur mit einem Standardintervall bei Trockenwetter von 3 Minuten und im Mischwasserfall von 1 Minute kontinuierlich gemessen und in eine zentrale Datenbank übertragen und gespeichert.

An der Messstation Graz ist der UV/VIS-Spektrometer schwimmend in einem Ponton im Bereich einer Mischwasserentlastung direkt im Kanal installiert. Fixiert wird der Ponton mit mehreren Stahlseilen, welche auch das Zurückfinden des Pontons in die Schmutzwasserrinne nach Mischwasserabflüssen wieder gewährleisten. Abbildung 2 zeigt den schwimmenden Ponton, in dessen Kiel der UV/VIS-Spektrometer untergebracht ist, an der Kanal-Messstation Graz bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen im Kanal. Das einige Zentimeter unterhalb der Abwasseroberfläche quasi mitschwimmende Messfenster des Spektrometers gewährleistet auch einen relativ repräsentativen Messort innerhalb des durchflossenen Kanalquerschnittes. Dadurch werden stets die obersten Abwasserschichten, welche am Mischwasserüberlauf in den Vorfluter entlastet werden, sehr gut erfasst. Möglich wurde diese Art der Installation allerdings erst dadurch, dass der Spektrometer über eine für den In-Situ-Einsatz im Kanal unbedingt erforderliche ATEX-Zertifizierung verfügt. Dies ist auch der Grund dafür, dass auch in Graz für die restliche Sensorik zusätzlich auch noch ein Abwasserteilstrom mittels eines Bypasses in einen Messcontainer außerhalb der Kanalisation gefördert werden muss.

Abbildung 2 Schwimmender Ponton mit dem UV/VIS-Spektrometer an der Kanal-Messstation Graz bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen im Kanal

Im Unterschied dazu sind in Wien und Lyon alle Sensoren in einem Probendurchlaufbehälter außerhalb des Kanals untergebracht. In Wien befindet sich der Probendurchlaufbehälter in dem ständig mit Personal besetzten Pumpwerk auf der Donauinsel, wo die Abwässer des 21. und 22. Bezirkes im Trockenwetterfall mittels 2 von 4 bereitstehenden Trockenwetterdükerpumpen unter der Donau auf die orografisch rechte Donauuferseite gepumpt werden und im Mischwasserfall zusätzlich auch noch über 6 Mischwasserpumpen direkt in die Donau entlastet werden können. Im Gegensatz dazu befindet sich der Probendurchlaufbehälter in Lyon in einem Messcontainer, der direkt an einer Straßenkreuzung aufgestellt wurde. Abbildung 3 zeigt Bilder der beiden unterschiedlichen Bypass-Installationen in Wien und Lyon.

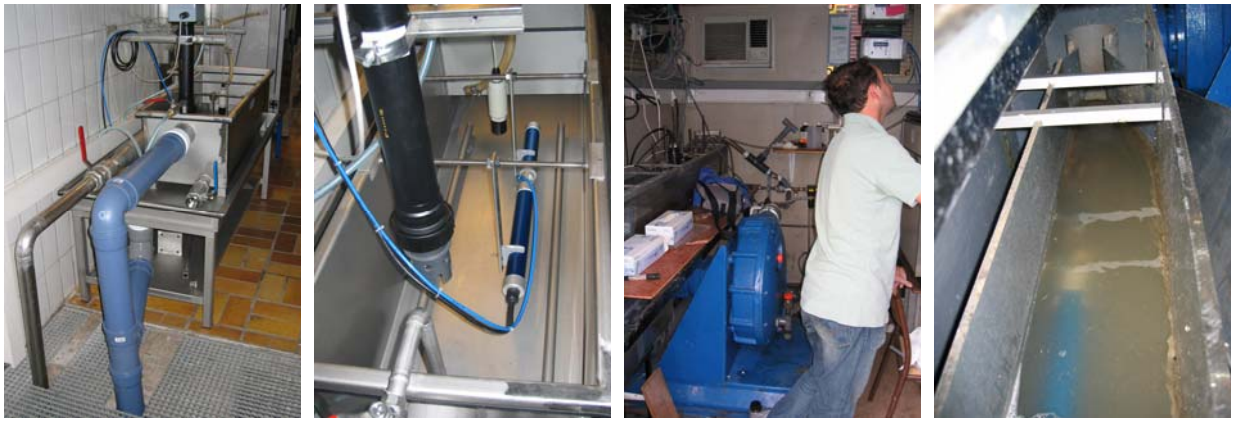

Abbildung 3 Bypass-Installationen in Wien (2 linken Bilder) und Lyon (2 rechten Bilder)

In Wien erfolgt die Probenförderung aus einem der vier Trockenwetterpumpensümpfe unmittelbar vor der Dükerleitung unter der Donau, in den Probendurchlaufbehälter mit einer Schneideradpumpe, in Lyon mit einer Peristaltikpumpe. Die beiden Pumpen wurden dabei auf einen Förderstrom mit einer durchschnittlichen Fließgeschwindigkeit von 1 m/s ausgelegt (2 l/s in Wien und 1 l/s in Lyon).

Die Peristaltikpumpe hat gegenüber der Schneideradpumpe zwei wesentliche Vorteile: Die Abwassermatrix wird im Gegensatz zur Schneideradpumpe nicht wesentlich verändert, wohingegen das Rohabwasser durch die Schneideräder doch eine Art Homogenisierung erfährt. Zum Zweiten hat die Peristaltikpumpe im Betrieb den großen Vorteil, dass sie periodisch auch verkehrt betrieben werden kann, um damit z.B. Verzopfungen am Ansaugbereich regelmäßig freizuspülen. Auf der anderen Seite ist der Anwendungsbereich der Peristaltikpumpe auf Grund ihrer physikalischen Saughöhenbegrenzung von 8-9 m limitiert, wohingegen die maximale erzielbare

Druckhöhe einer Schneideradpumpe nur von ihrer Kennlinie abhängt. Da die Druckhöhe in Wien über 10 m beträgt, musste hier eine Schneideradpumpe verwendet werden.

Ein weiterer Nachteil der Schneideradpumpe ist der, dass der Ansaugpunkt der Pumpe innerhalb des durchflossenen Kanalquerschnittes nicht variabel gestaltet werden kann und damit fixiert werden muss, was die Repräsentativität der geförderten Abwasserqualitäten bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen beeinträchtigen kann. Im Unterschied dazu kann bei Verwendung einer Peristaltikpumpe und bei ausreichender Abflussmenge während der Nachtstunden der Ansaugpunkt auch variabel gestaltet werden. Abbildung 4 zeigt einen in Lyon verwendeten, an der Decke des Kanalquerschnittes fixierten, flexiblen Ansaugschlauch, dessen Schwimmkörper am Ende des Schlauches eine variable Position des Ansaugpunktes erlaubt.

Abbildung 4 Variabler Ansaugpunkt des Bypasses bei der Kanalmonitoring-Messstation in Ecully in Lyon

Nachteilig dabei ist allerdings, dass der flexible Ansaugpunkt eine erhöhte Verzopfungsneigung aufweist und daher einer ständigen Wartung bedarf.

Eine weitestgehend verzopfungsfreie Variante dieses für jede Bypass-Installation kritischen Punktes wurde für den Bypass in Graz entwickelt, welche bei ausgebildeten Trockenwetterrinnen zum Einsatz kommen kann. Dabei wurde, wie in Abbildung 5 dargestellt, der Ansaugpunkt weitestgehend verzopfungsfrei im Bereich der Trockenwetterrinne in die Kanalsohle eingefräst.

Zusätzlich dazu wird in Graz der Abwasserstrom in diesem Bereich auch noch durch ein flach geneigtes Staublech einige Zentimeter hoch eingestaut, was auch bei den sehr geringen Abflussmengen während der Nachtstunden einen Mindestwasserspiegel garantiert. Dadurch ist zum einen der eingefräste Ansaugpunkt des Bypass-Schlauches stets eingestaut und zum anderen erlaubt der Aufstau auch für den Ponton eine verzopfungsfreiere, höhere Messposition.

Abbildung 5 Weitestgehend verzopfungsfreie Installationsvariante des Bypass-Ansaugpunktes in Graz durch Einbau eines Staubleches und Einfräsen des Bypass-Ansaugpunktes. Der Ponton befindet sich im linken Bild in Wartungsposition.

3 Vergleich der beiden unterschiedlichen Installationsvarianten

In Tabelle 1 werden die beiden unterschiedlichen Installationsvarianten, Ponton- und Bypass-Installation, in Abhängigkeit ihrer Einsatzdauer gegenübergestellt.

Tabelle 1 Gegenüberstellung von Ponton- und der Bypass-Installationen in Abhängigkeit der Einsatzdauer

Messeinsatz	**Ponton-Installation**	**Bypass-Installation**
Langzeiteinsatz	empfohlen • Sensor-Position direkt im Abwassermedium im Kanal (schwimmendes Ponton) • keine Probenförderung aus dem Kanal erforderlich • keine zeitliche Verzögerung durch die Probenförderung • Messbedingungen sind insbesondere bei Mischwasserabfluss sehr unstabil und eine ständige Gefahr für die Sensoren • Gefahr einer Sensorbeschädigung ist hoch • geringerer Energiebedarf • Nur der Ponton muss gewartet und vor etwaigen Verzopfungen befreit werden, was über einen Seilzug relativ leicht möglich ist • Optischer Messpfad der Sonde muss im Kanal gereinigt werden	empfohlen • Sensor-Position in einem Probendurchlaufbehälter außerhalb der Kanalisation • kontinuierliche Probenförderung aus dem Kanal erforderlich • zeitliche Verzögerung durch die Probenförderung vorhanden • Messbedingungen für die Sensoren sind sehr stabil und konstant, solange die Probenförderung zuverlässig funktioniert • Gefahr einer Sensorbeschädigung ist gering • höherer Energiebedarf • Sowohl der Ansaugpunkt des Bypasses als auch der Probendurchlaufbehälter müssen regelmäßig gewartet und vor etwaigen Verzopfungen bzw. Sedimentationen befreit werden • Optischer Messpfad der Sonde kann relativ leicht im Container gereinigt werden

	• Bei Trockenwetter wird sohlnahes, bei Mischwasserabfluss oberflächennahes Abwasser gemessen • Regelmäßiger Zugang in den Kanal zum Ponton erforderlich • Kernbohrungen für den Ansaugschlauch, ein Datenkabel, eine Luftleitung und Reinwasserleitung erforderlich • Luftkompressor für die automatische Reinigung des Messfensters erforderlich • Luftdruckspülung ist im Kanal und im Ponton schwieriger zu kontrollieren • Messcontainer empfohlen • Keine Biofouling-Probleme	• Bei kontinuierlichem Bypass-Betrieb wird immer nur sohlnahes Abwasser gefördert und gemessen (außer bei Verwendung eines flexiblen Ansaugschlauches) • Zugang zum Ansaugpunkt im Kanal erforderlich (weniger häufig) • Kernbohrungen für den Ansaugschlauch vom Messcontainer in den Kanal erforderlich • Luftkompressor für die automatische Reinigung des Messfensters erforderlich • Luftdruckspülung ist im Messcontainer relativ leicht zu kontrollieren • Messcontainer unbedingt erforderlich • Biofouling-Vorgänge im Ansaugschlauch • Q-Messung im Bypass empfohlen!
Kurzzeiteinsatz	empfohlen kein Messcontainer und keine Pumpe erforderlich • automatische Luftdruckreinigung mit einer Druckluftflasche möglich	nicht empfohlen • Messcontainer, Pumpe und Luftdruckreinigung erforderlich

4 Betriebserfahrungen im Langzeiteinsatz

Die bisherigen Langzeiterfahrungen in Graz und in Wien haben gezeigt, dass die Bypass-Installation in Wien deutlich wartungsintensiver ist als die Ponton-Installation in Graz, da bei ihr sowohl der Pumpenansaugbereich als auch der Probendurchlaufbehälter zu Verzopfungen neigen und daher regelmäßiger zu warten sind als der Ponton. Beträgt in Graz das durchschnittliche Wartungsintervall für den Ponton ca. 2 Wochen, so empfiehlt sich für Wien beinahe eine tägliche Visitation der Messstation, um die verzopfenden Stoffe an den Sensoren des Probendurchlaufbehälters zu entfernen. Hinzu kommt, dass es bei der Ponton-Installation noch weiteres automatisierbares Verbesserungspotenzial gibt, was die erforderlichen Wartungseinsätze weiter reduzieren würde. So ließen sich durch ein regelmäßiges automatisches Anheben des Pontons größere Verzopfungen weitestgehend präventiv verhindern. Dies wurde in Graz in den letzten Monaten sehr erfolgreich mittels eines an der Decke der Mischwasserkammer installierten Druckluftkolbens umgesetzt, welcher über ein Magnetventil im Container angesteuert das Ponton regelmäßig oder nach Bedarf anheben kann.

4.1 Kontinuierliche Probenförderung bei Bypass-Installationen

Als mit Abstand kritischster Punkt bei der Bypass-Variante hat sich die Zuverlässigkeit der Bypass-Förderung herausgestellt. Von ihr hängt letztendlich die Zuverlässigkeit der gesamten Messstation ab, denn die in den Probendurchlaufbehältern installierten Sensoren liefern auch dann noch richtige Messwerte, wenn die Probenförderung nicht mehr oder nur noch eingeschränkt funktioniert. Auch ist die zeitliche Zuordnung der im Probendurchlaufbehälter gemessenen Messwerte zu den tatsächlich im Kanal ablaufenden Vorgänge bei beeinträchtigter Probenförderung nur noch sehr schwer möglich. Um eine kontinuierliche und gesicherte Information über die Zuverlässigkeit der Probenförderung zu haben, sollte die Zulaufstrecke zum Probendurchlaufbehälter jeder Bypass-Installation daher unbedingt mit einem Durchflussmengenmesssystem ausgestattet sein. Nur dann ist auch eine zeitliche Zuordnung der in den Probendurchlaufbehältern gemessenen Messwerte zu den tatsächlich im Kanal ablaufenden Vorgängen möglich.

4.2 Kontinuierliche Videoüberwachung inkl. Aufzeichnungsmöglichkeit

Für den Langzeiteinsatz sollten alle Kanalmessstationen unbedingt mit ATEX zertifizierten, am besten digitalen Video-Überwachungssystemen ausgestattet sein. Diese erlauben zum einen das regelmäßige Kontrollieren des Zustandes der Messstation und zum anderen auch das ereignisgesteuerte digitale Aufnehmen von besonderen Ereignissen.

4.3 Regelmäßige, automatische Reinigung der Sensorik

Größte Sorgfalt ist im Langzeitbetrieb auf ein regelmäßiges Spülen und Reinigen der zum Einsatz kommenden Sensoren zu legen. In den meisten Fällen geschieht das regelmäßige Reinigen der Sensoren mit auf 2 bis 5 bar komprimierter Druckluft. Bei geschlossenen Bypass-Installationen kann die Spülung auch mit Reinwasser erfolgen. Abbildung 6 zeigt die Auswirkungen einer nicht funktionierenden Druckluftspülung auf die CSB_{eq}-Werte an der Messstation Graz. Durch einen von außen leider nicht einsehbaren Bruch der Druckluftleitung im Ponton wurde das Messfenster über eine Periode von 3 Monaten nicht mehr regelmäßig gespült. Dadurch bildete sich am Messfenster ein immer stärker werdender Belag, der zu einer kontinuierlichen Drift der Messwerte führte, welcher sehr deutlich am Verlauf der CSB_{eq}-Nachtminima in Abbildung 6 erkennbar ist. Nachdem die Druckluftleitung repariert wurde, vergaß man den Kompressor zu aktivieren, wodurch sich sofort wieder dieselbe Drift der Messwerte einstellte.

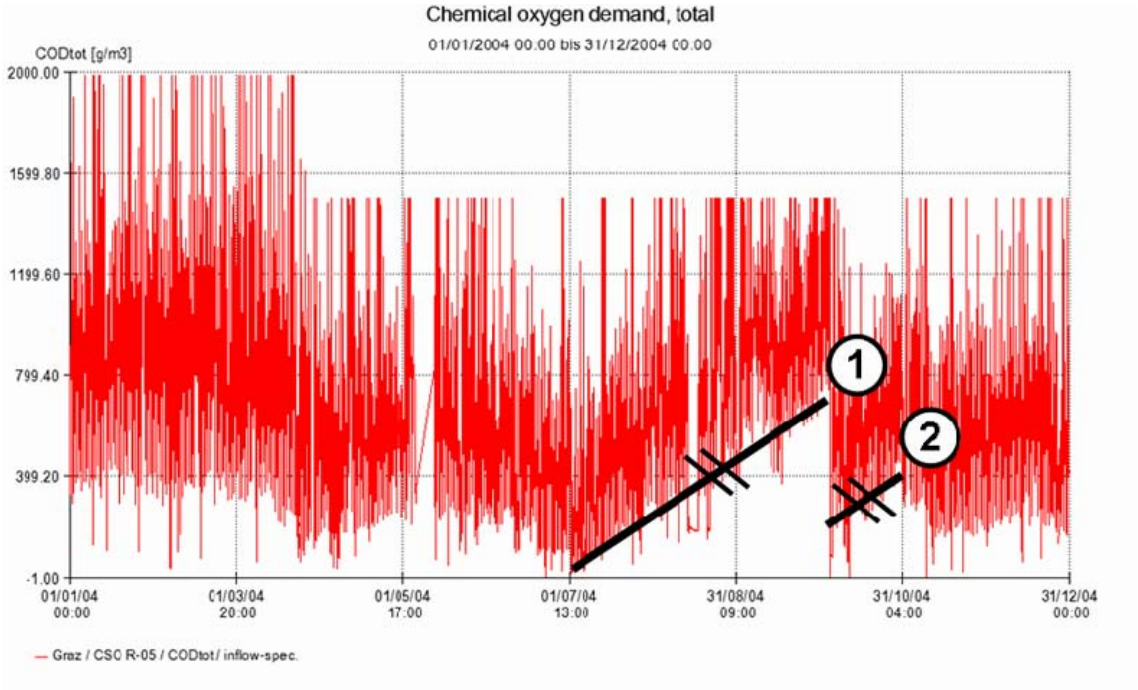

Abbildung 6 CSB_{eq}-Drift zufolge einer gebrochenen Druckluftleitung im Ponton (1) und in Folge eines nicht aktivierten Kompressors (2) an der Kanalmessstation Graz

Zur Sicherstellung und Überwachung einer einwandfrei funktionierenden Druckspülung sollten z.B. die Nachtminima von Konzentrationsverläufen regelmäßig miteinander verglichen werden (siehe Abbildung 6) oder aber auch mit einem Drucksensor die Druckverläufe der Spülmedien (Luftdruck oder Wasserdruck) kontinuierlich mit aufgezeichnet werden.

Parallel zur Sensorspülung werden zur Vermeidung von Sedimentationen in den Probendurchlaufbehältern zeitgleich auch die Sohlbereiche der Behälter mit Druckluft gespült. Wie man in Abbildung 7 jedoch erkennen kann, beeinträchtigt das regelmäßige Spülen der Sensoren und des Behälterbodens bei der Bypass-Installation in Wien durch das damit einhergehende Aufwirbeln des Behälterinhaltes deutlich den Verlauf der Konzentrationsganglinien. Dies wirkt sich natürlich insbesondere auf die feststoffabhängigen Parametern ges. CSB_{eq} und AFS_{eq} nachteilig aus und bildet damit die tatsächlich im Kanal ablaufenden Feststofftransportvorgänge nicht wirklich wahrheitsgetreu ab. Auf die Konzentrationen der ionensensitiven NH_4-N-Sonde ist dagegen beinahe kein Einfluss der Drucklüftspülung zu bemerken.

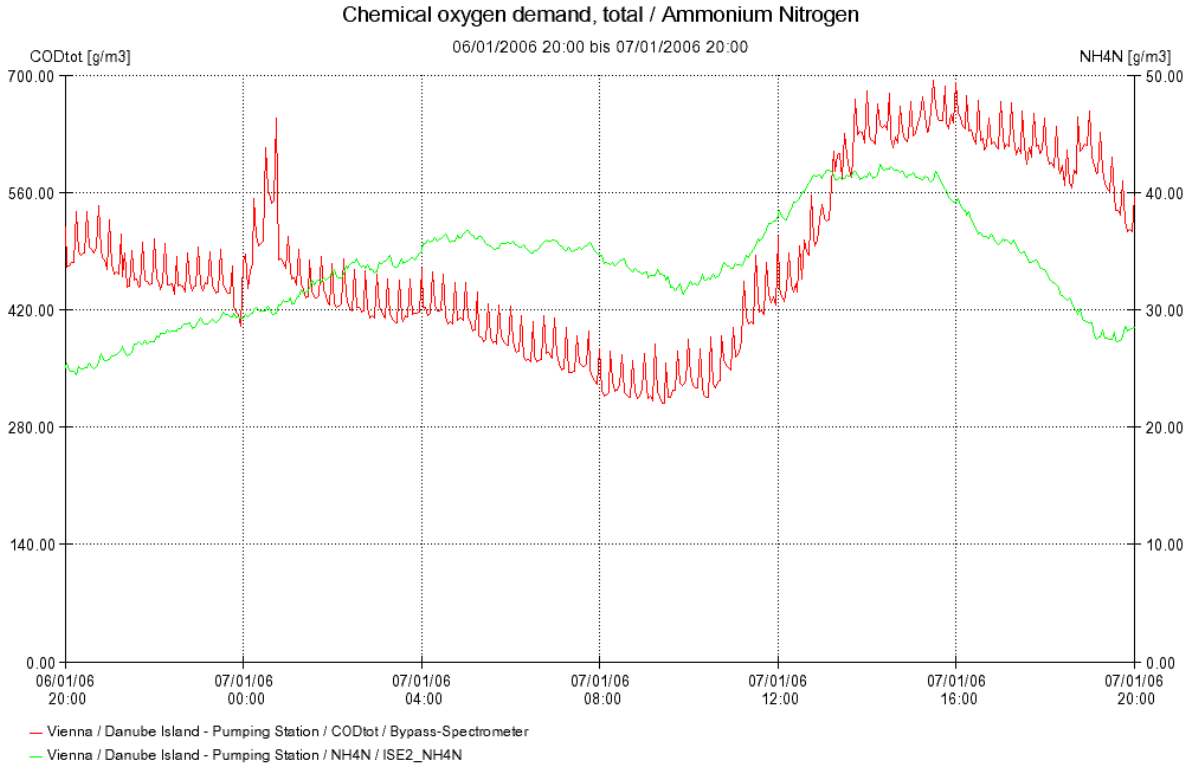

Abbildung 7 Einfluss der Druckluftspülung im Probendurchlaufbehälter an der Messstation Wien auf den Konzentrationsverlauf von ges. CSB_{eq} und NH_4-N

4.4 Langzeitverhalten und Kalibrierung der UV/VIS-Spektrometer

Die bisherigen Langzeiterfahrungen mit dem In-Situ-Einsatz von UV/VIS-Spektrometer im Kanal haben gezeigt, dass sich im Langzeiteinsatz am Messfenster trotz regelmäßiger Druckluftspülung und zusätzlicher händischer Reinigung des Messfensters ein durch Reinigung nicht mehr entfernbarer Belag aufbaut, der eine Langzeitdrift der Messwerte nach oben zur Folge hat. Der Aufbau dieses Belages ist matrixabhängig und sollte an jeder Messstation durch regelmäßige Kontrolle der Referenznullspektren in destilliertem Wasser (empfohlen werden 2 Monate) überprüft und beobachtet werden. Erreicht der Belag eine für die Messwerte nicht mehr tolerierbare Größenordnung, wird eine neue Null-Referenzierung des Sensors in destilliertem Wasser empfohlen.

Der UV/VIS-Spektrometer wird vom Hersteller mit sog. „globalen“ Kalibrationsmodellen ausgeliefert, welche aus den vom Sensor aufgezeichneten Absorptionsspektren die gewünschten Äquivalenz-Konzentrationen (z.B. CSB_{eq}, $NO3\text{-}N_{eq}$, TSS_{eq}, usw.) errechnen. Diese „globalen“ Kalibrationsmodelle wurden auf Basis einer Vielzahl von unterschiedlichen Referenzdatensätzen unterschiedlicher Abwassermatrizen erstellt und liefern daher in der Regel nur eine mehr oder weniger gute Übereinstimmung mit gleichzeitig durchgeführten Laborvergleichsuntersuchungen. Um die „Richtigkeit“ der errechneten Äquivalenzkonzentrationen an die jeweils vorherrschende Abwassermatrix zu verbessern, müssen die „globalen“ Kalibrationsmodelle jeweils an die lokale Abwassermatrix angepasst werden. Hierfür ist eine ausreichende Anzahl repräsentativer und „richtiger“ Laborreferenzproben erforderlich, welche nach Möglichkeit den gesamten auftretenden Konzentrationsbereich umfassen sollten. Auf Basis dieser Laborreferenzproben und der gleichzeitig während der Probenahme der Laborreferenzproben aufgezeichneten Absorptionsspektren lassen sich diese lokalen Verbesserungen von jedem Benutzer des Spektrometers mit der mitgelieferten Software leicht durchführen. Voraussetzung dafür ist jedoch eine absolut zuverlässige und repräsentative Probenahme inklusive sofortiger nachfolgender chemischer Analyse der Referenzproben und eine gleichzeitige „richtige“ Aufnahme der zugehörigen Referenzspektren. Zur Vermeidung eines systematischen Fehlers sollte z.B. bei diesem Vorgang der Spektrometer absolut „driftfrei“ sein, weshalb nach unserer Erfahrung vor jeder Aufnahme von Referenzspektren Null-Referenzierungen des Spektrometers empfohlen werden.

Zur Erfassung und Validierung der auftretenden Konzentrationsbereiche wurden in Graz und Wien jeweils 24h-Messkampagnen durchgeführt, während denen über 24 Stunden stündlich Laborreferenzproben und dazugehörige Referenzspektren aufgenommen und daraus dann verbesserte lokale Kalibrationen für Trockenwetterverhältnisse entwickelt wurden. 24h-Trockenwetter-Messkampagnen erfassen die gesamte Variationsbreite der auftretenden Konzentrationen bei Trockenwetterbedingungen sehr gut und sollten daher nach unseren Erfahrungen zur Anpassung der globalen Kalibrationen an die vorherrschende Trockenwettermatrix unbedingt durchgeführt werden.

Dabei ergaben sich z.B. bei den 24h-Messkampagnen in Graz auf Basis der globalen Kalibration für den Parameter ges. CSB_{eq} im Vergleich zu den Laborwerten während der Tagesstunden durchwegs Unterbefunde und während der Nachtstunden stets Überbefunde [13].

Abbildung 8 zeigt die Ergebnisse einer 24h-Messkampagne an der Messstation Wien auf Basis der globalen Kalibration des Sondenherstellers. Im Rahmen dieser Messkampagne kam parallel dazu auch eine zweite baugleiche Sonde direkt im Trockenwetterpumpensumpf zum Einsatz, wodurch man auch den Einfluss der Schneideradpumpe auf die Abwassermatrix feststellen konnte. Zur Angabe der laboranalytischen Messunsicherheiten wurden die Laborproben während dieser Messkampagne durch Dreifachbestimmungen abgesichert und auch die daraus resultierenden Standardabweichungen +/- in den Diagrammen dargestellt.

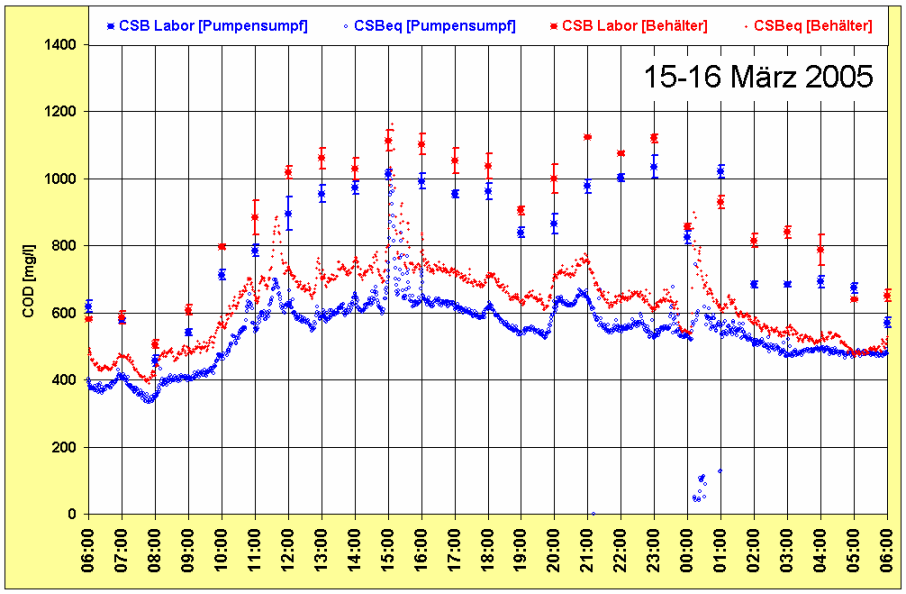

Abbildung 8 Ergebnisse einer mit zwei Spektrometer-Sonden durchgeführten 24h-Messkampagne an der Messstation in Wien für den Parameter ges. CSB_{eq} auf Basis der globalen Kalibration des Sondenherstellers

Wie man an Hand der Abbildung 8 erkennen kann, lagen im Probendurchlaufbehälter sowohl die Laborwerte als auch die Spektrometer-Konzentrationen über den Werten im Pumpensumpf, was wohl als Einfluss der Schneideradpumpe auf die Abwassermatrix interpretiert werden kann. Auffällig ist weiters, dass die Äquivalenzkonzentrationen der beiden Spektrometer über die gesamte Messperiode von 24 Stunden deutlich unter jenen der Laborreferenzproben lagen.
Auf Basis der Ergebnisse dieser 24h-Messkampagne wurden im Anschluss daran mit den gewonnenen Referenzdatensätzen lokale Verbesserungen der globalen Kalibrationsmodelle durchgeführt, was schließlich zu einer deutlichen Verbesserung der „Richtigkeit“ der Spektrometer-Konzentrationen führte (Abbildung 9).

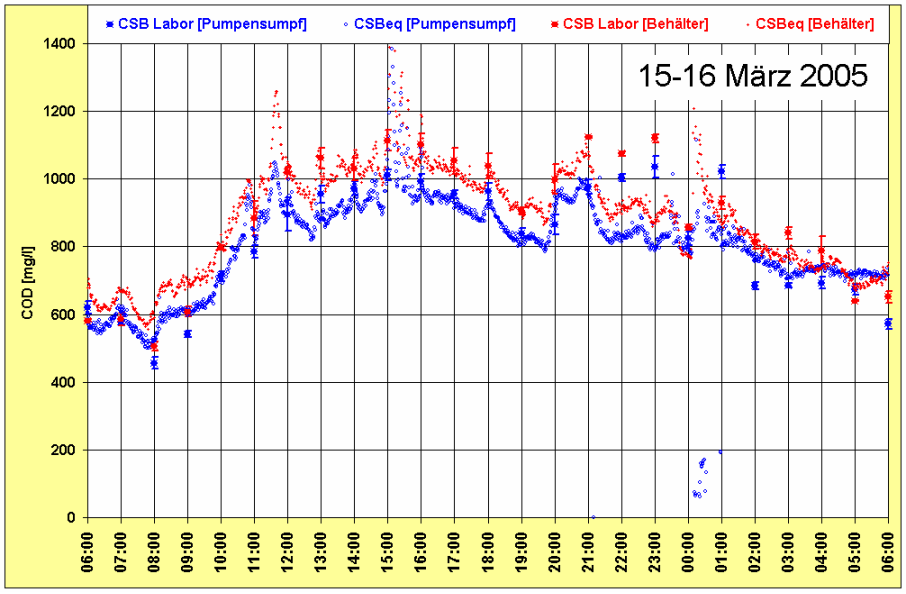

Abbildung 9 Lokale Verbesserungen der globalen Kalibrationen der Abbildung 8 auf Basis der Referenzdatensätze einer 24h-Messkampagne

Voraussetzung dafür sind allerdings neben richtigen, repräsentativen Laborreferenzproben auch richtige dazugehörige Referenzspektren. Zur Sicherstellung der Richtigkeit der Referenzspektren wird die regelmäßige Kontrolle von Referenznullspektren in destilliertem Wasser empfohlen. Je nach Beschaffenheit der Abwassermatrix können sich nämlich an den Messfenstern des Spektrometers Beläge bilden, die selbst durch die automatische Druckluftspülung nicht mehr entfernt werden können. Abbildung 10 zeigt zwei unmittelbar nacheinander aufgenommene Referenznullspektren nach zwei unterschiedlich intensiv durchgeführten manuellen Reinigungsvorgängen des Messfensters des UV/VIS-Spektrometers. Zunächst wurde das Messfenster nur mit einer Bürste und Spülmittel „grob“ gereinigt.

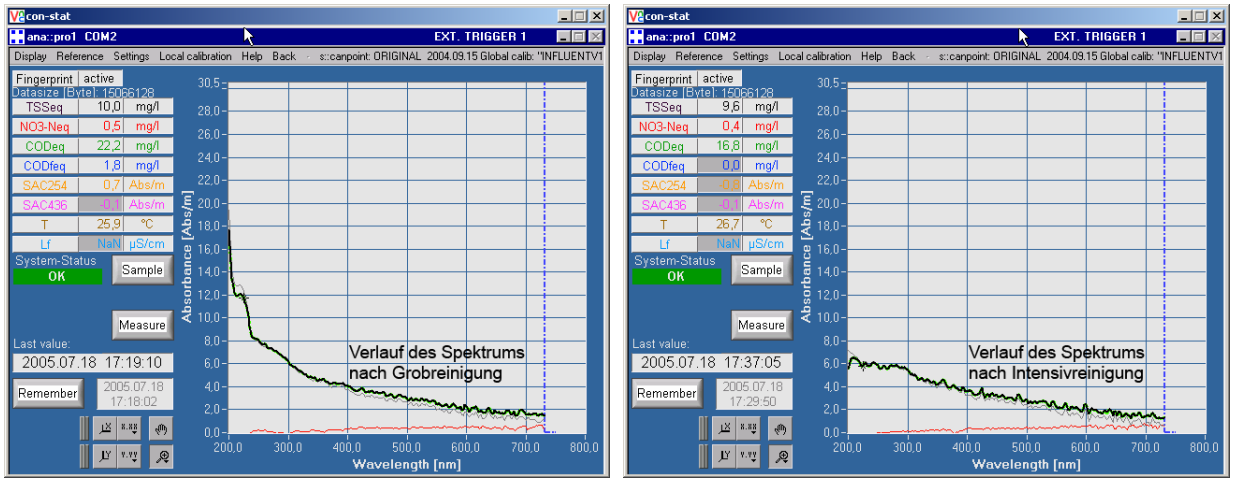

Abbildung 10 Referenznullspektren nach mechanischer Grobreinigung und darauffolgender chemischer Intensivreinigung des Messfensters des UV/VIS-Spektrometers

Die Referenznullmessungen in destilliertem Wasser ergaben nach dieser Grobreinigung für den CSB_{eq} einen Wert von 22,2 mg/l und für den TSS_{eq} einen Wert von 10 mg/l. Im Anschluss daran wurde das Messfenster zusätzlich auch noch mit verdünnter Salzsäure und Isopropanol gereinigt (chemische Intensivreinigung). Dies führte wohl zu einem weiteren Absinken der Absorptionen, aber in destilliertem Wasser immer noch zu nicht vorhandenen Überfunden von 16,8 mg/l CSB_{eq} und 9,6 mg/l TSS_{eq}. Die in weiterer Folge noch mehrfach durchgeführten Wiederholungen der chemischen Intensivreinigung brachten schließlich keine weitere Reduktion des „Nullspektrums“ in destilliertem Wasser mehr. Der nicht mehr entfernbare Belag kann schließlich nur noch durch eine sog. „Neureferenzierung“ des Spektrometers in destilliertem Wasser kompensiert werden, wodurch alle Absorptionen des Spektrums wieder auf Null gesetzt werden.

Da das Ausmaß und die Geschwindigkeit der Belagsbildung stark abwassermatrixabhängig ist, sollten die Referenznullspektren insbesondere vor Referenzmessungen, die in weiterer Folge zur lokalen Anpassung an die vorherrschende Abwassermatrix verwendet werden sollen, unbedingt überprüft und gegebenenfalls der Spektrometer zuvor neu referenziert werden. Anderenfalls enthalten die aufgenommenen Referenzspektren einen durch die Belagsbildung verursachten systematischen und leider auch fortschreitenden Fehler der letztendlich auch die lokalen Anpassungen verfälscht.

Man kann zuverlässige Referenzdatensätze einer Messstation unter Anwendung geeigneter statistischer Methoden auch dafür verwenden, vollkommen neue, eigene Kalibrationsmodelle zu entwickeln. Martina Kettner [15] hat das auf Basis von Referenzdatensätzen einer Wiener 24h-Messkampagne und unter Anwendung der PLS-Regression (Partial Least Square) für den Parameter BSB_5 versucht. Ein Ergebnis dieser Arbeit ist in Abbildung 11 dargestellt.

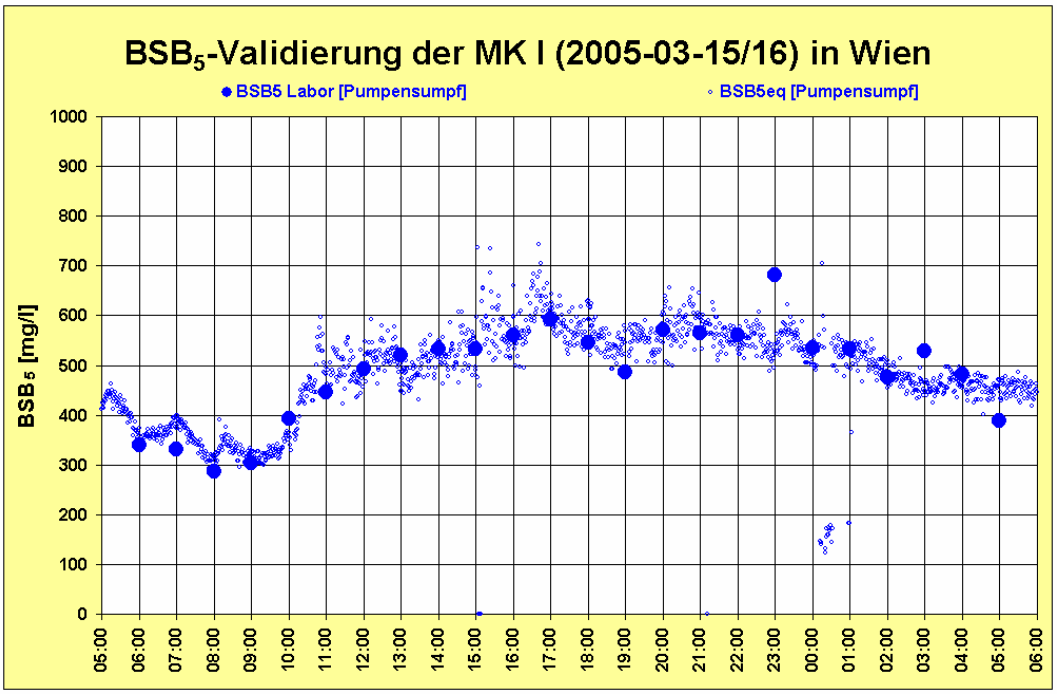

Abbildung 11 Ergebnis einer PLS-Regression für den Parameter BSB_5 auf Basis von Referenzdatensätzen einer Wiener 24h-Messkampagne [15]

4.5 Langzeitverhalten und Kalibrierung der ionenselektiven Sonden

Zur Messung der Nährstoffe NH_4-N und NO_3-N kommen an den Messstationen in Graz und Wien ionensensitive Sonden (ISE-Sonden) zum Einsatz. Ionensensitive Sonden arbeiten nach dem potenziometrischen Messprinzip. Die Messelektrode ist dabei mit einer speziellen Membran bestückt, die spezifische Ionen reversibel binden kann. Die Referenzelektrode hat ein konstantes Potenzial gegenüber dem Messmedium. Aufgrund der wechselnden Aktivität des zu messenden Ions im Medium ergibt sich eine Variation der Potenzialdifferenz zwischen Mess- und Referenzelektrode, die ausgewertet wird [16].

In Tabelle 2 sind wichtige Eigenschaften von ISE Sensoren zusammengefasst. Die Sonden weisen einen sehr großen Messbereich auf, müssen jedoch für den jeweiligen Anwendungsfall speziell kalibriert werden. 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 Potenzialdifferenz 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 Potenzialdifferenz wie 1 mg NH_4-N/l.

Tabelle 2 Grundsätzliche Eigenschaften von ionenselektiven (ISE) Sensoren [16]

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	0,1-5,0 mg_{Cl}/l
Hauptstörionen / Querempfindlichkeit:				
*) Störionen	Kalium 1:(15-30) Natrium 1:1300 --	Chlorid 1:(100-300) Bromid 1:28 Jodid 20:1	Ammonium 1:120 Natrium 1:2000 --	Bromid 1:1 Jodid 20:1 --

ISE-Sonden können als Ein- oder Mehrkanalsonden ausgeführt sein. Während an der Messstation in Graz drei sog. 2-Kanal-Sonden verwendet werden, wird in Wien bereits eine 4-Kanal-Sonde verwendet. Die 2-Kanal-Sonden in Graz sind jeweils mit einer Referenzelektrode und in den Kombinationen NH_4-N/K und NO_3-N/pH-Wert für den Kanal-Bypass und in der Kombination NH_4-N/pH-Wert für das Gewässer mit Messelektroden bestückt. Zusätzlich dazu sind die Sensorköpfe noch mit Temperatursensoren und Sprühdüsen für die automatische Reinigung ausgerüstet.

Als Armaturen für die ISE-Sonden werden in Graz für das Gewässer eine Taucharmatur verwendet und wurden für den geschlossenen Bypass aus dem Kanal anfangs zwei Durchflussarmaturen des Herstellers versucht. Dabei stellte sich jedoch sehr bald heraus, dass die kleinen Durchflussquerschnitte der Durchflussarmaturen keine kontinuierliche Probenförderung aus dem Kanal zuließen und relativ schnell verstopften (Abbildung 12, *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 die Richtigkeit der Messwerte litt. Deshalb wurde schließlich eine für einen kontinuierlichen Bypass-Betrieb mit Rohabwasser geeignete Durchflusszelle entwickelt (Abbildung 12, *rechts*), in welche die einzelnen Elektroden und ein Reinwasserspülventil hineinragen.

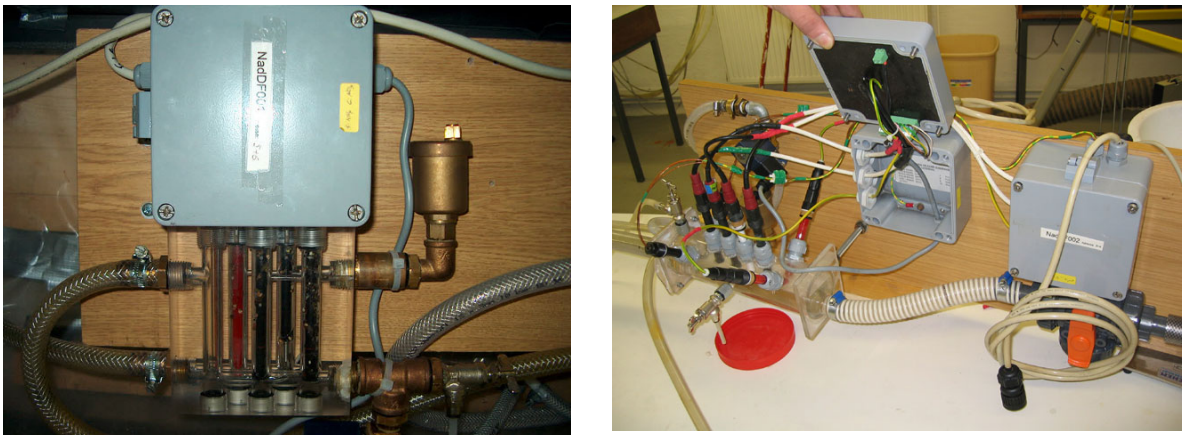

Abbildung 12 Durchflussarmatur der ISE-Sonden im Bypass; links: verstopfungsanfällige und für Rohabwasser ungeeignete Durchflussarmatur des Herstellers, rechts: Prototyp einer für Rohabwasser geeigneten Durchflusszelle

Mit dieser Durchflusszelle war es letztendlich möglich, einen kontinuierlichen Bypass aus dem Kanal zu fördern und die Abwasserqualitäten in der Zelle kontinuierlich zu messen. Zur regelmäßigen Spülung der Zelle wurde sie mit einem Reinwasseranschluss versehen, mit welchem es möglich ist, die Elektrodenköpfe in vorgegebenen Intervallen zu reinigen. Während dieser Spülzyklen hat es sich bewährt, die Laufrichtung der Peristaltikpumpe umzukehren, wodurch auch die Saugleitung und der Ansaugbereich im Kanal gespült werden. In Abbildung 13 sind die durch die automatische Spülung der Durchflusszelle mit Reinwasser hervorgerufenen Konzentrationseinbrüche am Verlauf eines NH_4-N-Tagesganges deutlich zu erkennen. Des Weiteren wurde auch die Möglichkeit implementiert, die Bypass-Förderung in Abhängigkeit des im Kanal vorherrschenden Wasserstandes, z.B. während der Nachtminima, abzuschalten, was in Abbildung 13 am Verlauf der Bypass-Fördermenge Q_{bypass} zu erkennen ist.

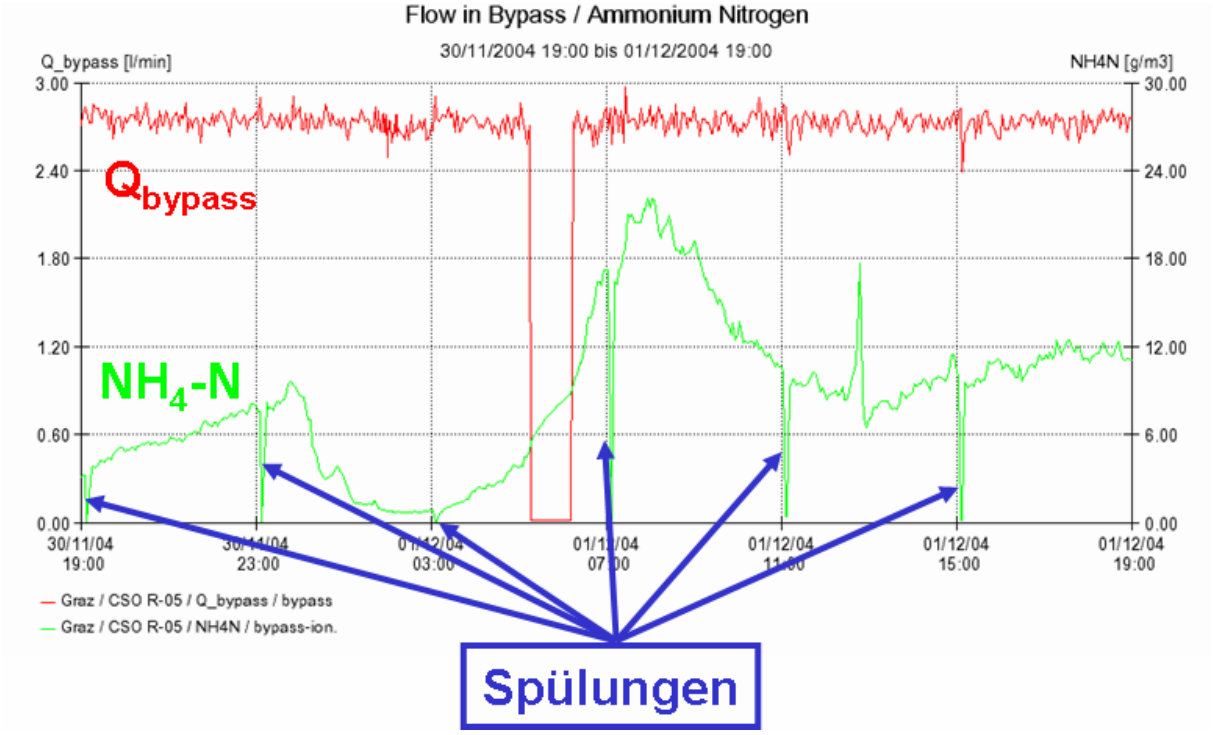

Abbildung 13 NH_4-N-Tagesganglinie gemessen in der neu entwickelten Durchflusszelle im Bypass der Messstation Graz. Deutlich zu erkennen ist der Einfluss der automatischen Spülung der Zelle mit Reinwasser.

Für die Messstation in Wien kam bereits eine 4-Kanal-Sonde als Taucharmatur zum Einsatz, welche anfänglich mit den Messelektroden NH_4-N/K/pH-Wert/NO_3-N bestückt wurde. Allerdings stellte sich kurze Zeit nach der Inbetriebnahme der Messstation heraus, dass die in Wien verwendete NO_3-N-Membran der vorherrschenden Abwassermatrix nicht standhielt, was sich in einer extremen Drift der Messwerte nach oben zeigte (siehe Abbildung 14). Um den NO_3-N-Messkanal in weiterer Folge jedoch nicht ungenutzt zu belassen, wird er seither mit einer zweiten baugleichen NH_4-N-Elektrode genutzt. Damit ist es in Wien nun möglich, die NH_4-N-Konzentrationen mit zwei ISE-Sonden parallel zu messen und damit auch Aussagen über die Reproduzierbarkeit der gemessenen NH_4-N-Konzentrationen zu machen. Dabei werden beide NH_4-N-Elektroden mit automatischer K-Kompensation betrieben.

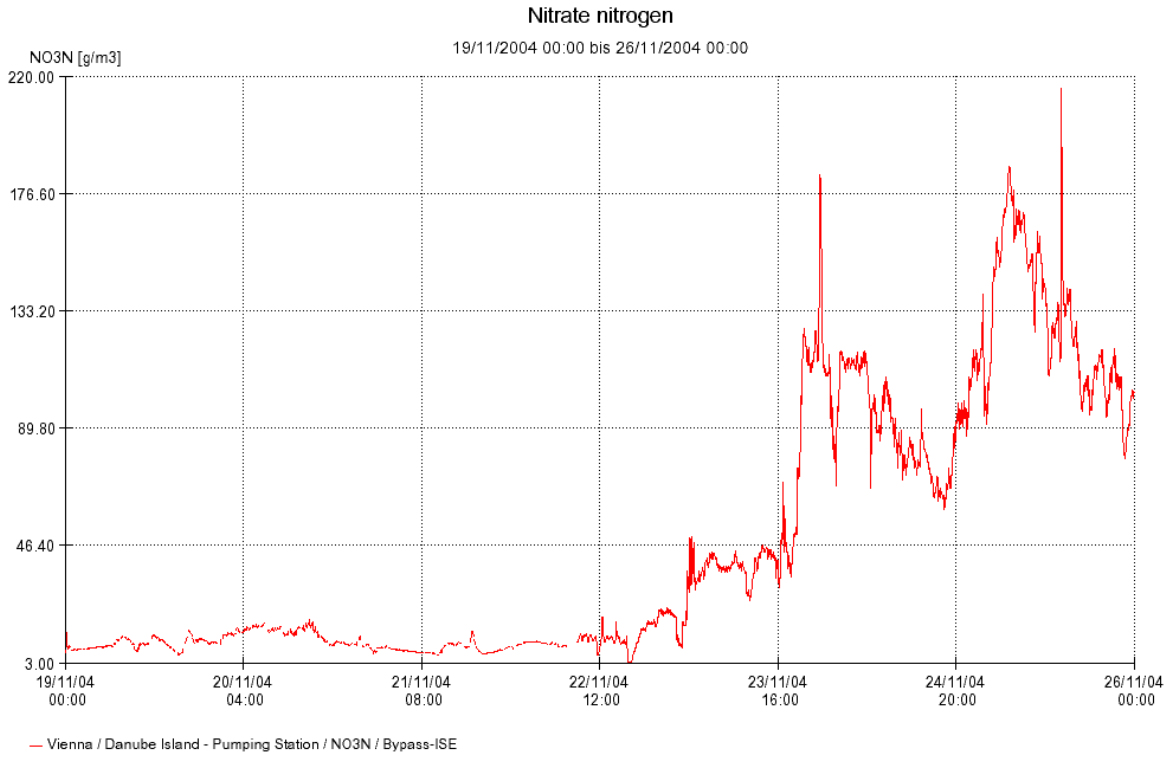

Abbildung 14 Drift der NO_3-N-Konzentrationen der ISE-Sonde an der Messstation Wien auf Grund einer Matrixunverträglichkeit der NO_3-N-Membran

Irreversible Bindungen von Ionen an den Messmembranen oder partielle Verschmutzungen verursachen nach [16] eine Drift des Messsignals, welche durch regelmäßiges Kalibrieren korrigiert werden muss. Hierfür stehen nach [16] je nach Anwendungsfall verschiedene Kalibrierverfahren zur Verfügung, wobei man prinzipiell zwischen Einpunkt- und Mehrfachkalibrationen in Standardlösungen oder direkt in der Abwassermatrix unterscheidet. An den Messstationen in Graz und Wien hat sich eine Kombination zwischen Zweipunkt- (ca. alle 8 Wochen) und Einpunktkalibration (=Offsetkalibration, ca. alle 2 Wochen) jeweils direkt in der Abwassermatrix bewährt. Dabei wurde bei der Zweipunktkalibration der kleinere Konzentrationsbereich jeweils durch Verdünnung der Abwasserprobe mit Trinkwasser im Verhältnis 1+9 hergestellt, um auch für den kleineren Konzentrationsbereich eine ausreichende Ionenstärke zu garantieren. Nach den bisherigen Erfahrungen an der Messstation Wien sind die Membranen der beiden Sonden ca. halbjährlich zu wechseln, die Referenzelektroden haben eine Standzeit von ca. einem Jahr.

Seit August des vergangenen Jahres ist eine weitere kaliumkompensierte NH_4-N-Sonde am Markt erhältlich, welche uns dankenswerterweise vom Hersteller ab Oktober für zwei Monate für einen Feldversuch zur Verfügung gestellt wurde. In Abbildung 15 sind für den Zeitraum einer Woche die NH_4-N-Wochengänge aller 3 Sensoren dargestellt. Wie man anhand der drei Konzentrationsverläufe erkennen kann, verliefen sie während dieser Periode nahezu deckungsgleich. Die dargestellten Konzentrationseinbrüche sind zum Teil wartungsbedingt, in einem Fall (7. Oktober 2005) sind sie auf ein Mischwasserereignis zurückzuführen.

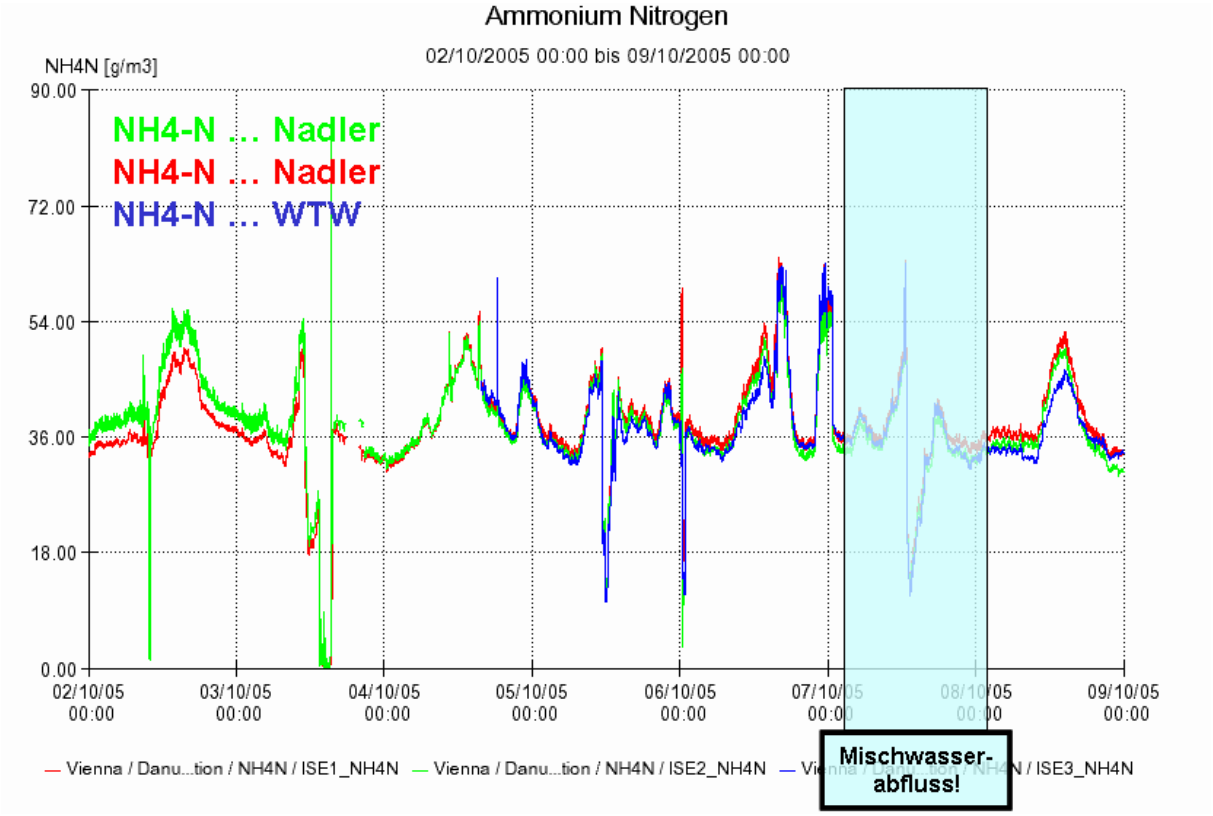

Abbildung 15 Parallele NH_4-N-Wochengänge von zwei, ab 4. Oktober 2005 drei kaliumkompensierten Ammoniumsonden an der Messstation Wien

Im Unterschied zu den beiden bisher verwendeten Sonden, sind bei dem neuen Sensor keine Membranen, sondern erforderlichenfalls die ganzen Elektroden zu tauschen, weshalb sie im Betrieb etwas teurer sind. Während bei der Fa. Nadler die Konzentrationen des Störions Kalium mitaufgezeichnet werden können, sind sie bei der WTW-Sonde für den Benutzer nicht direkt einsehbar. Bezüglich der Standzeiten der WTW-Elektroden können auf Grund der relativ kurzen Teststellung leider keine Aussagen gemacht werden.

5 Zusammenfassung

Eine gezielte Mischwasserbewirtschaftung erfordert für die Dimensionierung von Bauwerken, für Modellsimulationen und zur Erfolgskontrolle und Überwachung den verstärkten Bedarf von Daten über die Variabilitäten in und aus Mischwasserkanälen.

Aus diesem Grund wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes in Graz und Wien zwei Kanal-Online-Messstationen installiert und betrieben, mit welchen es möglich ist, die Stofftransportvorgänge in und aus Mischwasserkanälen mit einer hohen zeitlichen Auflösung zu erfassen. Während in Graz zur Messung der Kohlenstoff- und Feststofffrachten der verwendete UV/VIS-Spektrometer in einem schwimmenden Ponton direkt im Kanal installiert ist, befindet er sich in Wien in einem Probendurchlaufbehälter außerhalb des Kanals, welcher kontinuierlich mit einer Schneideradpumpe aus dem Kanal beschickt wird. Neben den Kohlenstoff- und Feststoffäquivalenzkonzentrationen werden im Probendurchlaufbehälter auch noch NH_4-N, NO_3-N_{eq}, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und die Temperatur gemessen.
Die bisherigen Betriebserfahrungen an den beiden Standorten haben gezeigt, dass die schwimmende Ponton-Lösung gegenüber der Bypass-Lösung hinsichtlich des

erforderlichen Wartungseinsatzes Vorteile hat. Des Weiteren wirken sich der die Abwassermatrix verändernde Einfluss der Schneideradpumpe und auch der Einfluss der Druckluftspülung negativ auf die im Probendurchlaufbehälter gemessenen Konzentrationen aus. Zur Überwachung der Funktionsfähigkeit der Bypass-Förderung wird die Installation eines automatischen Durchflussmengenmesssystems empfohlen.

24h-Untersuchungen an beiden Messstationen haben gezeigt, dass die globalen Kalibrationsmodelle des UV/VIS-Spektrometers nur eine relativ grobe Annäherung der gemessenen Äquivalenzkonzentrationen an parallel untersuchte Laborreferenzproben ergeben haben. Zur Verbesserung der Richtigkeit der Äquivalenzkonzentrationen mussten daher an beiden Standorten die globalen Kalibrationsmodelle an die lokalen Abwassermatrizen angepasst werden. Für lokale Anpassungen an die Abwassermatrix sind repräsentative und möglichst fehlerfreie Laborreferenzproben und deren dazugehörige Referenzspektren erforderlich. Zur Vermeidung von systematischen Fehlern durch Belagsbildung an den beiden Messfenstern, sollte das Referenznullspektrum des Spektrometers in destilliertem Wasser nach vorhergehender chemischer Intensivreinigung des Fensters regelmäßig kontrolliert und gegebenenfalls neu referenziert werden. Im Langzeitbetrieb ist zur Vermeidung von Drifterscheinungen unbedingt auf eine einwandfrei funktionierende Druckluftspülung zu achten.

Die verwendeten ISE-Sonden sind ebenfalls regelmäßig mit Druckluft zu reinigen und je nach vorherrschender Abwassermatrix ca. alle zwei Wochen durch eine Einpunktkalibration und ca. alle 8 Wochen durch eine Zweipunktkalibration in der Abwassermatrix zu korrigieren. Die verwendeten Membranen haben ca. eine Standzeit von einem halben Jahr.

6 Danksagungen

Die beiden Kanal-Online-Messstationen in Graz und Wien konnten im Rahmen des Forschungsprojektes „Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft - IMW“ errichtet und betrieben werden, welches durch folgende Institutionen gefördert wurde: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; dem Land Niederösterreich; dem Land Steiermark; der Stadt Graz (Kanalbetriebe); der Stadt Wien (MA 30) und den Entsorgungsbetrieben Simmering GmbH (EbS). Für deren finanzielle Unterstützung ein herzliches Dankeschön. Für die darüber hinausgehende Unterstützung durch die beiden Magistratsabteilungen in Graz (Kanalbauamt) und Wien (MA30) gilt ein ganz besonderer Dank!

Literatur

[1] Scheer M. and Schilling W.: Einsatz von Online-Messgeräten zur Beurteilung der Mischwasserqualität im Kanal. KA-Abwasser, Abfall, 50(5), 585-595, (2003).

[2] Brombach, H. und Fuchs, S.: Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen, KA-Abwasser, Abfall, 50, 4, S. 441 – 450, 2003.

[3] Brombach, H. und Fuchs, S.: 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.
[4] Environmental Sciences & Pollution Management (ESPM), Cambridge Scientific Abstracts, status end 2001, Bethesda, MD 20814, USA.
[5] Macke, E., Koerber, N. von, Sander, T.: Schmutzuntersuchungen im Mischwassernetz der Stadt Braunschweig, Mitteilungen des Leichtweiß-Institutes für Wasserbau der TU Braunschweig, Heft 94, 1987.
[6] Macke, E. et al.: Zur Schmutzfracht von Regenwasser in großen, flach verlegten Mischwassernetzen, KA-Abwasser, Abfall, 49, 1, S. 40 – 48, 2002.
[7] Arbeitsblatt ATV-A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen, St. Augustin, 1992.
[8] Geiger, W. F.: Mischwasserabfluss und dessen Beschaffenheit – ein Beitrag zur Kanalnetzplanung, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, Band 50, 1984.
[9] Krauth, Kh.: Der Abfluss und die Verschmutzung des Abflusses in Mischkanalisationen bei Regen, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 45, 1970.
[10] Krauth, Kh.: Der Regenabfluss und seine Behandlung im Mischverfahren, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 66, 1979.
[11] Gruber, G., Pressl, A., Winkler, S. and Ecker M. (2003): Online-Monitoring zur einzugsgebietsbezogenen Überwachung verschiedener Wasserqualitäten. Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen, Wuppertal, 25. und 26. November 2003, Tagungsband.
[12] Gruber, G., Hochedlinger, M. und Kainz H. (2004a): Quantifizierung von Schmutzfrachten aus Mischwasserentlastungen mit Online-Messtechnik, ÖWAV-Seminar Datengewinnung, Datenverwaltung und Datennutzung in der Wassergütewirtschaft, Wiener Mitteilungen, Band 187, S. 93-118.
[13] Gruber, G., Winkler, S. and Pressl A. (2004b): Quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies by means of online techniques. Water Science and Technology, 50 (11), 73 – 80.
[14] Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Chocat B. (2000): La mesure de l'impact environnemental des systèmes d'assainissement : exemple de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU). Actes du 3° Congrès Universitaire de Génie Civil, Lyon, France, 27-28 juin, 35-42. ISBN 2-9509268-8-6.
[15] Kettner, Martina: Spektrometrische BSB- und BDOC-Online-Bestimmung in Abwasserproben. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der TU Graz, 2005.
[16] Winkler, Stefan: Entwicklungen auf dem Gebiet der Messtechnik für die Abwasserreinigung. Wiener Mitteilungen, Band 187, S. 119 – 144, 2004.

Autoren

[1] Dipl.-Ing. Dr.techn. Günter Gruber
Technische Universität Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
Stremayrgasse 10/I, A-8010 Graz
Tel.: +43(0)316/873-8373
Fax: +43(0)316/873-8376
Email: gruber@sww.tugraz.at

[1] Univ.-Prof. DDipl.-Ing. Dr.techn. Harald Kainz
Technische Universität Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
Stremayrgasse 10/I, A-8010 Graz
Tel.: +43(0)316/873-8370
Fax: +43(0)316/873-8376
Email: gruber@sww.tugraz.at

[2] Dipl.-Ing. Werner Sprung
Magistrat Graz, Kanalbauamt
Europaplatz 20, A–8011 Graz
Tel.: +43(0)316/872-3730
Fax: +43(0)316/872-3709
Email: werner.sprung@stadt.graz.at

[3] Dipl.-Ing. Norbert Flamisch
Für den Magistrat Wien, Wien-Kanal
Modecenterstraße 14/Block C, A–1030 Wien
Tel.: +43(0)1/282 15 25
Fax: +43(0)1/282 15 25
Email: n.flamisch@ibflamisch.at

[4] Dipl.-Ing. Alexander Pressl
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Siedlungswasserbau, Industrie-wasserwirtschaft und Gewässerschutz
Muthgasse 18, A–1190 Wien
Tel.: +43(0)1/36 006-5811
Fax: +43(0)1/36-89-949
Email: pressl@iwga-sig.boku.ac.at

[5] Dipl.-Ing. Stefan Winkler
Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13 / E 226, A 1040 Wien
Tel.: +43(0)1/58801-22623
Fax: +43(0)1/58801-22699
Email: swinkler@iwag.tuwien.ac.at