



Untersuchung und Modellierung der Bildung partikulärer Ablagerungen in Trinkwasserverteilungsnetzen

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)

vorgelegt von

Diplomingenieur Klaus Ripl

geboren am 16. Januar 1981 in Pirna

Gutachter:

Prof. Dr. Rudolf Liedl, Technische Universität Dresden

Prof. Dr.-Ing. Jens Tränckner, Universität Rostock

Dr. Ir. Jan Vreeburg, Associate professor, Universität Wageningen, Niederlande

Tag der Verteidigung: 9. September 2016

Erklärung des Promovenden

Die Übereinstimmung dieses Exemplars mit dem Original der Dissertation zum Thema:

**„Untersuchung und Modellierung der Bildung partikulärer Ablagerungen in
Trinkwasserverteilungsnetzen“**

wird hiermit bestätigt.

.....
Ort, Datum

.....
Unterschrift (Vorname, Name)

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen mehrerer freundlicherweise durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie dem Bundesministerium für Wirtschaft finanzierter Forschungsprojekte. Auslöser des Forschungsthemas war ein Kooperationsprojekt zwischen der Professur Wasserversorgung der TU Dresden unter Herrn Professor Dr.-Ing. Wolfgang Uhl sowie dem Technologiezentrum Wasser (Außenstelle Dresden), vertreten durch Herrn Dr. rer. nat. Andreas Korth.

Unterstützt wurde ich über die Jahre durch zahlreiche Kollegen, Projektpartner, Freunde und Studenten. Ohne das Mitwirken nachfolgend nicht genannter Begleiter zu schmälern, sind rückblickend hervorzuheben:

Professur Uhl danke ich für das Vertrauen in mich bei der Durchführung der Arbeit und die persönliche Förderung sowie den Rückhalt in den Projekten. Meine Kollegin Cornelia Zarbock hat gerade in meinem ersten Projekt wichtige Randbedingungen definiert. Mit den Kollegen von der Professur Wasserversorgung, u. a. Bertram Skibinski, Ekaterina Vasyukova, Pei Hua, Nadine Siebdrath und André Lerch bestand eine kreative und solidarische Zusammenarbeit, die für eine solche Arbeit unbedingt förderlich ist. Prof. Dr. Rudolf Liedl danke ich sehr für die Abschlussbetreuung der Arbeit, wie auch den weiteren Gutachtern Prof. Dr.-Ing. Jens Tränckner und Associate Professor Dr. Ir. Jan Vreeburg.

Begleitet wurde ich in guten wie schlechten Stunden durch meine Freundin Miriam.

Meinen Eltern danke ich für die Unterstützung auf dem eingeschlagenen akademischen Weg.

Inhalt

1	PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG	11
2	LITERATURSTUDIE	12
2.1	ABLAGERUNGEN ALS URSACHE VON QUALITÄTSBEEINTRÄCHTIGUNGEN	12
2.2	PARTIKELQUELLEN	13
2.3	PARTIKELEIGENSCHAFTEN	18
2.4	MOBILISIERUNG VON ABLAGERUNGEN	24
2.4.1	<i>Abgrenzung zu anderen Systemen</i>	24
2.4.2	<i>Stabilität von Ablagerungen und deren Trübungspotential</i>	25
2.5	REINIGUNG VON TRINKWASSERNETZEN	28
2.5.1	<i>Rohrnetzspülungen</i>	28
2.5.2	<i>Selbstreinigende Trinkwasserverteilungsnetze</i>	29
2.6	MODELLE ZUR BESCHREIBUNG DER ABLAGERUNGSBILDUNG	30
2.6.1	<i>Makroskopische Modellierung der Ablagerungsbildung</i>	30
2.6.2	<i>Interaktion von Partikel und Fluid</i>	34
2.7	FAZIT ZUR LITERATURSTUDIE	51
3	EXPERIMENTELLE UNTERSUCHUNGEN AN VERSUCHSANLAGEN	52
3.1	ÜBERSICHT	52
3.2	UNTERSUCHUNGEN ZU TRANSPORT, ABLAGERUNG UND RESUSPENDIERUNG	52
3.2.1	<i>Untersuchung der Eigenschaften von Partikeln durch Sedimentation</i>	52
3.2.2	<i>Versuchsaufbau zur Untersuchung des Partikelverhaltens in Rohrströmungen</i>	58
3.2.3	<i>Versuchsprogramm zur Ablagerung suspendierter Partikel in Rohrströmung</i>	62
3.2.4	<i>Versuchsprogramm zur Mobilisierung abgelagerter Partikel in Kreislaufanlagen</i>	64
3.3	VERWENDETE PARTIKELSYSTEME UND ANALYSEMETHODEN	65
4	ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNGEN AN DEN VERSUCHSANLAGEN	67
4.1	PARTIKELCHARAKTERISIERUNG DURCH SEDIMENTATIONSVERSUCHE	67
4.2	DISKUSSION UND WEITERGEHENDE CHARAKTERISIERUNG VON EISENOXIDPARTIKELN DURCH DIE SEDIMENTATIONSVERSUCHE	73
4.3	ABLAGERUNG SUSPENDIERTER PARTIKEL IN DER ROHRSTRÖMUNG	75
4.4	DISKUSSION DER ABLAGERUNG SUSPENDIERTER PARTIKEL IN ROHRSTRÖMUNG	81
4.5	MOBILISIERUNG PARTIKULÄRER ABLAGERUNGEN IN ROHRSTRÖMUNG	87
4.6	DISKUSSION DER MOBILISIERUNG PARTIKULÄRER ABLAGERUNGEN IN ROHRSTRÖMUNG	90

5	ENTWICKLUNG EINES DYNAMISCHEN MODELLS FÜR PARTIKELTRANSPORT UND ABLAGERUNGSBILDUNG IN VERTEILUNGSNETZEN	96
5.1	EINLEITUNG.....	96
5.2	BESCHREIBUNG DER MASSENERHALTUNG	97
5.3	NUMERISCHES LÖSUNGSVERFAHREN	101
5.4	BESCHREIBUNG DER PARTIKEL.....	106
5.5	BESCHREIBUNG DER REAKTIONEN.....	109
5.5.1	<i>Transport und Ablagerungen von Partikeln</i>	109
5.5.2	<i>Mobilisierung von Ablagerungen</i>	110
5.5.3	<i>Korrosion als Partikeleintragspfad</i>	114
5.5.4	<i>Wasserwerksausgang als Partikeleintragspfad</i>	115
5.6	STARTBEDINGUNGEN EINER SIMULATION	116
6	SOFTWARETECHNISCHE UMSETZUNG DES WASSERGÜTEMODELLS	117
7	EXPERIMENTELLE UNTERSUCHUNGEN ZUR ABLAGERUNGSBILDUNG AN EINEM TRINKWASSERVERTEILUNGSNETZ	123
7.1	PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG	123
7.2	NETZSTRUKTUR UND HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN	123
7.3	ABLAGERUNGSUNTERSUCHUNGEN	127
7.4	ZUSAMMENHANG ZWISCHEN TRÜBUNG UND FESTSTOFFGEHALT	138
7.5	FESTSTOFFEINTRAG AM WASSERWERK	139
7.6	PARTIKELEINTRAG AM WASSERWERK	142
7.7	PARTIKELEINTRAG DURCH KORROSION METALLISCHER LEITUNGEN	144
8	ANWENDUNG DES WASSERGÜTEMODELLS AN EINEM VERTEILUNGSNETZ	146
8.1	DURCHFÜHRUNG DER BERECHNUNG	146
8.2	BERECHNUNGSERGEBNISSE.....	147
8.3	VERGLEICH DER MESS- UND BERECHNUNGSERGEBNISSE.....	155
8.4	DISKUSSION DER QUALITÄT DER RECHENERGEBNISSE	157

9	DISKUSSION DER ABLAGERUNGSBILDUNG DURCH PARTIKEL	159
10	ZUSAMMENFASSUNG	161
11	LITERATURVERZEICHNIS.....	165
12	FORMELZEICHEN	171
13	ABKÜRZUNGEN	179
14	ANHANG.....	180
14.1	DURCHFÜHRUNG EINER SYSTEMATISCHEN WASSERSPÜLUNG	180
14.2	ÜBERWACHUNG UND PROTOKOLLIERUNG EINER SPÜLUNG	181
14.3	MOBILE APPARATUR ZUR PROTOKOLLIERUNG VON NETZSPÜLUNGEN MIT KLARER WASSERFRONT ...	184
14.4	METHODIK ZUR LOKALISIERUNG VON ABLAGERUNGEN.....	186
14.5	METHODIK ZUR ERMITTLUNG DER GESCHWINDIGKEIT DER ABLAGERUNGSBILDUNG.....	190
14.6	BEPROBUNG VON WASSERWERKEN AUF PARTIKELEINTRÄGE	190
14.7	HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN IN ROHRLEITUNGEN	192
	14.7.1 <i>Laminare Rohrströmungen</i>	192
	14.7.2 <i>Turbulente Rohrströmungen</i>	193
	14.7.3 <i>Strömungsprofil und Druckverluste</i>	196
14.8	ZUSTANDSGLEICHUNGEN FÜR WASSER	198
14.9	AKN LOW-REYNOLDS NUMBER K-E MODEL	199
14.10	TECHNISCHE DETAILS ZU DEN KREISLAUFANLAGEN	201
14.11	EXPERIMENTELL GENUTZTE PARTIKELSYSTEME	206
	14.11.1 <i>Bilder</i>	206
	14.11.2 <i>Datenblätter der Hersteller</i>	208
	14.11.3 <i>Größenverteilung der Eisenoxid-Partikel</i>	212
14.12	ANMERKUNGEN ZU DEN ANALYSEMETHODEN	215
	14.12.1 <i>Übersicht über die verwendeten Verfahren und Geräte</i>	215
	14.12.2 <i>Trübungsmessung</i>	216
	14.12.3 <i>Trockensubstanz</i>	218
	14.12.4 <i>Optische Partikelzählung für Partikel größer 1 µm</i>	218
	14.12.5 <i>Größenverteilung von Partikeln kleiner 1 µm</i>	221
	14.12.6 <i>Zeta-Potential</i>	222
	14.12.7 <i>Organischer Kohlenstoff</i>	223
	14.12.8 <i>Eisen und Mangan</i>	224
14.13	ANALYSEDATEN DER PARTIKELTRANSPORTEXP.	225
	14.13.1 <i>Absetzgrad der PVC-Partikel in der Kreislaufanlage</i>	225
	14.13.2 <i>Absetzgrad der Eisenoxid-Partikel in der Kreislaufanlage</i>	231

14.14 MESSDATEN DER MOBILISIERUNGSEXPERIMENTE	237
14.14.1 <i>Hydraulische Bedingungen</i>	237
14.14.2 <i>Trübungsmessdaten</i>	240
14.15 MESSDATEN DER SEDIMENTATIONSVERSUCHE MIT NATÜRLICH GEBILDETEN EISENOXIDPARTIKELN ..	243
14.16 UNTERSUCHUNGEN AN EINEM VERTEILUNGSSYSTEM	244
14.16.1 <i>Spülstrecken und Spülergebnisse</i>	244
14.16.2 <i>Vergleich von Mess- und Berechnungsergebnissen</i>	252

1 Problemstellung und Zielsetzung

Die Qualität der Trinkwasserversorgung wird neben den Kriterien Wasserdruck und -menge sowie zeitlicher Verfügbarkeit auch durch die Wasserqualität beschrieben. In der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) definiert der deutsche Gesetzgeber Grenzwerte für verschiedene Wasserqualitätsparameter, die durch Wasserversorgungsunternehmen nicht nur am Wasserwerk, sondern häufig auch im Trinkwasserverteilungsnetz bis zur Übergabestelle beim Verbraucher, meist dem Hausanschlusswasserzähler, einzuhalten sind.

Bei der Verteilung des Trinkwassers durch Trinkwasserverteilungsnetze vom Wasserwerk zum Verbraucher kann sich die Wasserqualität merklich verändern. Das Auftreten von durch Partikel übermäßig verunreinigtem Trinkwasser (z. B. Braunwasser bzw. Rostwasser) am Wasserhahn des Verbrauchers ist eine der bekanntesten Beeinträchtigungen der Trinkwasserqualität. Solche Trübungsereignisse sind laut Slaats et al. (2003), Vreeburg (2007) sowie Husband und Boxall (2011) auf die Resuspendierung von Ablagerungen in Trinkwasserverteilungsnetzen zurückzuführen. Treten zwischenzeitlich höhere Strömungsgeschwindigkeiten auf, können Ablagerungen resuspendiert und beim Verbraucher als Trübwasser aus dem Verteilungsnetz ausgetragen werden.

Netzbetreiber wollen Wassergütebeeinträchtigungen durch partikuläre Ablagerungen vermeiden. Aufgrund fehlender Wassergütemodelle und Berechnungswerkzeuge kann jedoch häufig nur vermutet bzw. abgeschätzt werden, welche Abschnitte eines Versorgungsnetzes von Ablagerungen und einer intensiven Ablagerungsbildung betroffen sind. Diese verschmutzten Abschnitte müssen gereinigt werden.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, durch die mathematische Beschreibung des Partikeleintrages in Trinkwasserverteilungsnetze sowie den nachfolgenden Transport mit der Rohrströmung, einhergehend mit Ablagerungs- und Mobilisierungsvorgängen, ein dynamisches Modell zur Beschreibung der Ablagerungsbildung und des Partikeltransportes in Trinkwassernetzen zu entwickeln. Mit diesem Modell soll berechnet werden können, in welchen Rohrnetzabschnitten sich im täglichen Netzbetrieb Ablagerungen bilden und mit welchen Geschwindigkeiten dies erfolgt. Daraus sollen wiederum Rückschlüsse auf potentielle Wassergütebeeinträchtigungen gezogen werden können.

2 Literaturstudie

2.1 Ablagerungen als Ursache von Qualitätsbeeinträchtigungen

Das Auftreten von durch Partikel übermäßig verunreinigtem Trinkwasser am Wasserhahn des Verbrauchers ist eine der bekanntesten Beeinträchtigungen der Trinkwasserqualität und wird im Allgemeinen als Braunwasser oder Rostwasser bezeichnet. Vreeburg und Boxall (2007) berichten z. B., dass bei einem britischen Wasserversorger 34 % der über einen Zeitraum von 5 Jahren registrierten Verbraucherbeschwerden aufgrund von verfärbtem Wasser eingingen. Harmant et al. (1999) stellen exemplarisch für einen französischen Wasserversorger fest, dass bis zu 40 % aller Verbraucherbeschwerden durch das Auftreten von Braunwasser hervorgerufen werden. Ryan et al. (2008) gehen von anteilig bis zu 60 bis 80 % derartiger Beschwerden aus.

Erhöhte Partikelkonzentrationen beim Verbraucher sind das Ergebnis der im Verteilungsnetz ablaufenden Partikeleintragsprozesse (Abschnitt 2.2, S. 13) sowie der Ablagerung und Mobilisierung von Partikeln (Vreeburg, 2007). Die Ablagerung mobiler Partikel führt über einen Zeitraum von Wochen bis Monaten zur Anreicherung in Sedimenten.

Vreeburg et al. (2008) untersuchten die Ausbildung eines Trübungsrisikos in zwei verschiedenen Untersuchungsgebieten ohne korrodierende Leitungen. In einem System, das mit ultrafiltriertem (partikelarmem) Wasser beschickt wurde, dauerte dies 10 – 15 Jahre. Für das System mit normalem Trinkwasser mit einer Trübung von im Mittel 0,16 FNU dauerte die Ausbildung des Trübungsrisikos maximal 1,5 Jahre. Daraus wurde geschlossen, dass der Zeitraum, in dem eine Leitung durch Ablagerungen verschmutzt wird, wesentlich von den Partikelkonzentrationen am Leitungseingang abhängt.

Husband et al. (2008) konnten in Feldversuchen nachweisen, dass bereits drei Monate nach einer Spülung in einem Verteilungsnetz wieder ein hohes Trübungspotential vorhanden war.

Hohe Strömungsgeschwindigkeiten führen zur Mobilisierung dieser Ablagerungen in den Wasserkörper, wo sie in suspendierter Form wieder dem Transport mit der Rohrströmung unterliegen. Potentiell werden die Partikel dann an Netzausgängen

wie den Entnahmemarmaturen beim Verbraucher, aber auch an geöffneten Hydranten, ausgetragen oder lagern sich erneut ab (Friedman et al., 2003).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass ausspülbare Ablagerungen sich kontinuierlich im laufenden Betrieb eines Verteilungsnetzes bilden. Der Begriff „Ablagerungen“ beinhaltet dabei eine Vielzahl partikulärer Wasserinhaltsstoffe, die neben dem optischen Eindruck auch die chemischen Eigenschaften eines Trinkwassers beeinflussen.

2.2 Partikelquellen

Partikel stellen kleine, durch eine feste Oberfläche definierte Festkörper dar. Das Gemisch aus einer Flüssigkeit (Wasser) und partikulären Feststoffen wird als Suspension bezeichnet. Partikel kommen in Trinkwasserverteilungsnetzen als mobile Phase im freien Wasserkörper suspendiert und als stationäre Phase als Ablagerungen an Rohr- und Armaturen-Oberflächen vor. Ursache für die Existenz dieser Partikel sind (Gauthier et al., 2001; Vreeburg, 2007; ergänzt durch den Autor):

- Eintrag suspendierter Partikel am Wasserwerk,
- Korrosion metallischer, ungeschützter Rohr- und Armaturenoberflächen,
- Mikrobiologische Prozesse in Biofilmen,
- Fällung und Flockung von Wasserinhaltsstoffen,
- Eintrag bei Neubau-, Reparatur- und Wartungsarbeiten,
- Abtrag von Bitumen der Innenauskleidung, Absandung an Zementmörtelschichten,
- Stoffwechsel von Invertebraten (Wirbellosen).

Der Partikeleintrag am Wasserwerksausgang

Am Wasserwerksausgang gelangen kontinuierlich geringe Mengen partikulären Materials in suspendierter Form in das Trinkwasserverteilungssystem. Teile dieses Eintrags resultieren aus einer unvollständigen Entfernung von Inhaltsstoffen des ursprünglichen Rohwassers durch die Wasseraufbereitung, z. B. Mangandioxid (Gauthier et al., 2001). Andere Bestandteile werden im Rahmen der eingesetzten

Aufbereitungsverfahren dem Trinkwasser zugegeben (z. B. Aluminiumhydroxid) und nur unzureichend wieder abgetrennt.

Zu den am Wasserwerksausgang in das Verteilungsnetz eingetragenen partikulären Stoffen gehören insbesondere organisches Material, Flockungsrestmittel (Aluminiumhydroxid, Eisen(III)-oxidhydroxid), Mangandioxid (Braunstein) und Sand (Gauthier et al., 2001).

Bereits geringe Konzentrationen dieser Materialien führen über einen ausreichend langen Zeitraum summarisch zu einem intensiven Feststoffeintrag. Im DVGW-Arbeitsblatt W 223 Teil 1 (2005) wird ebenfalls darauf hingewiesen, dass „[...] Ablagerungen im Verteilungsnetz auch bei geringsten Konzentrationen von Eisen und Mangan entstehen können. Nach der Aufbereitung sollte für Eisen eine Konzentration $\leq 0,02 \text{ g/m}^3 \text{ Fe}^0$ und für Mangan $\leq 0,01 \text{ g/m}^3 \text{ Mn}^0$ angestrebt werden, um Ablagerungen von Eisen und Mangan im Verteilungsnetz gering zu halten. [...]“.

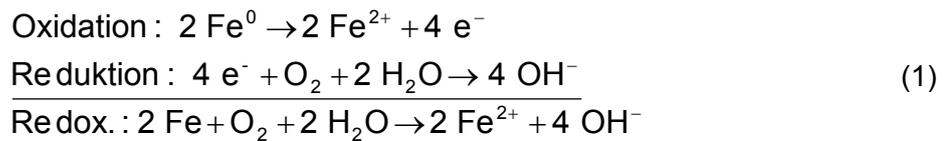
Als Indikator für den Partikeleintrag am Wasserwerk ist der Summenparameter „Trübung“ geeignet. Bereits Trübungswerte von 0,2 FNU können dabei einen deutlichen Partikeleintrag bedeuten (Vreeburg et al., 2008). Eine Korrelation zwischen Trübung und Partikelkonzentration über verschiedene Wasserwerke ist jedoch nicht möglich, da das Lichtstreuungsverhalten suspendierter Partikel neben der Anzahl der Partikel auch von deren Größe und Stoffeigenschaften abhängt (Vreeburg et al., 2008).

Korrosion in Transport- und Versorgungsleitungen

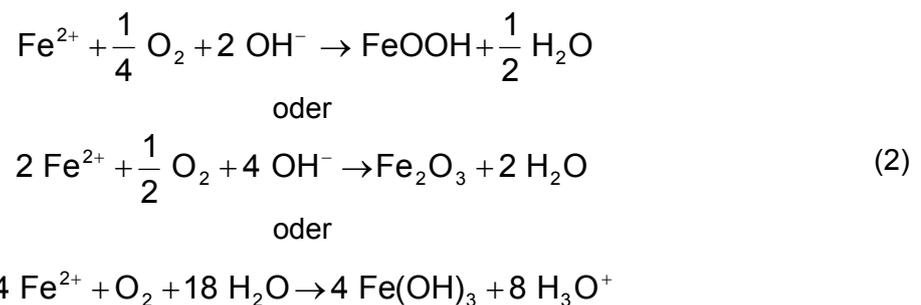
Häufig sind Korrosionsvorgänge die Verursacher von Ablagerungen und Braunwasser (z. B. Möller (1999), Friedman et al. (2003), Böhler et al. (2004), Brandt und Powell (2004), Mutoti et al. (2007)).

Świetlik et al. (2011) weisen darauf hin, dass Trinkwasserverteilungssysteme in zahlreichen Ländern zu großen Teilen aus Stahl und Grauguss bestehen, z. B. 53 % in Polen (Angabe von 2011), 56,6 % in den USA (2004) und 67,2 % in Italien (2010).

Stahl- und Gussrohrleitungen ohne passiven Korrosionsschutz, wie z. B. einer inwandigen Zementmörtelauskleidung, unterliegen der Korrosion durch den Kontakt mit sauerstoffhaltigem Trinkwasser. Dabei wird elementares Eisen Fe^0 aus der Rohrwand, wie in Gl. (1) dargestellt, durch eine Redoxreaktion zu zweiwertigem Eisen Fe^{2+} oxidiert (Kuch, 1984).



Das gebildete zweiwertige Eisen liegt gelöst vor und wird im sauerstoffhaltigen Milieu über verschiedene mögliche Reaktionen weiter zu dreiwertigem, festem Eisenoxid umgewandelt.



Dieses feste dreiwertige Eisenoxid bildet mechanisch mehr oder weniger stabile Deckschichten bzw. Inkrustationen an der korrodierenden Materialoberfläche. Bild 1 zeigt die Inkrustationen in einer ausgebauten Trinkwasserversorgungsleitung aus ungeschütztem Stahl mit einem Innendurchmesser von 80 mm.



Bild 1. Fotografie einer ausgegrabenen Stahlleitung mit einem Innendurchmesser von 80 mm und Wandstärke 5 mm.

Die Inkrustationen in dieser Leitung DN 80 weisen eine Dicke von maximal ca. 5 mm auf und haben sich über mehrere Jahrzehnte gebildet. Auf diesen Inkrustationen, aber auch auf blanken metallischen Oberflächen, bilden sich im laufenden Betrieb der Rohrleitung weitere lockere, stark wasserhaltige Korrosionsfilme (Böhler et al., 2004). Diese Ablagerungen setzen sich aus unzähligen Eisenoxid-Partikeln zusammen und werden innerhalb weniger Tage und Wochen sichtbar. White (1999), aber auch Beech und Gaylarde (1999) erläutern, dass Korrosionsprozesse neben physikalischen und chemischen Parametern auch durch mikrobiologische Vorgänge gesteuert werden. Nach Østerhus (2009) existiert kein ganzheitlicher Ansatz zur Vorhersage der Korrosion in beliebigen Trinkwasserleitungen. Es sind stattdessen umfangreiche Messreihen an lokalen Versuchsständen (z. B. im Wasserwerk) zur Quantifizierung der Einflussfaktoren auf die Korrosion erforderlich (Beispiel bei Bernats et al. (2012)).

Fällung und Flockung von Wasserinhaltsstoffen im Verteilungsnetz

Die Ursachen von Fällungs- und Flockungsvorgängen in Verteilungssystemen sind u. a. der Eintrag von Restmengen gelöster Flockungsmittel aus dem Wasserwerk. Weiterhin kann es in Verteilungsnetzen insbesondere im Sommer bei erhöhten Wassertemperaturen zu Calcit ausfällungen kommen.

Biofilme

Biofilme sind das Ergebnis einer Besiedelung von trinkwasserberührten Rohr- und Armaturenoberflächen durch Mikroorganismen. Ca. 95 % der Bakterien, Pilze, Algen und Protozoen in Trinkwasserverteilungsnetzen sind an Rohroberflächen bzw. in Biofilmen gebunden (Röske und Uhlmann, 2005). Eine mikrobiologische Besiedelung auf partikulären Ablagerungen ist ebenso möglich (z. B. Zacheus et al., 2001). Diese Biofilme setzen sich zu einem großen Teil aus Stoffwechselprodukten (z. B. extrazellulärer polymerer Substanz) und aus weiteren eingelagerten Keimen und Partikeln zusammen.

Durch die Rohrströmung wird der Biofilm hydraulisch belastet, was zur Abscherung von partikelförmigen oder größeren Teilen führt. Diese Ablösung hängt wesentlich von den hydraulischen Bedingungen und der Wachstumsgeschwindigkeit im Biofilm ab (z. B. Choi und Morgenroth, 2003; Manuel et al., 2007).

Neubau-, Reparatur- und Wartungsarbeiten im Versorgungssystem

Durch unsachgemäße Bauausführung mit nachfolgend unsachgemäßer (Wieder-) Inbetriebnahme können zeitlich und örtlich begrenzt Schmutzstoffe in das Versorgungssystem eingetragen werden.

Stoffwechsel von Invertebraten (Wirbellosen)

Kleintiere, wie z. B. Wasserasseln, verwerten organisches Material in Rohrleitungen und verursachen partikelförmige Ausscheidungen, sogenannte Pellets (Gunkel und Scheideler, 2011).

In Bild 2 sind an einem Rohrabschnitt die individuellen Prozesse skizziert, die die Bildung und Bewegung von Partikeln in Trinkwasserverteilungssystemen ausmachen.

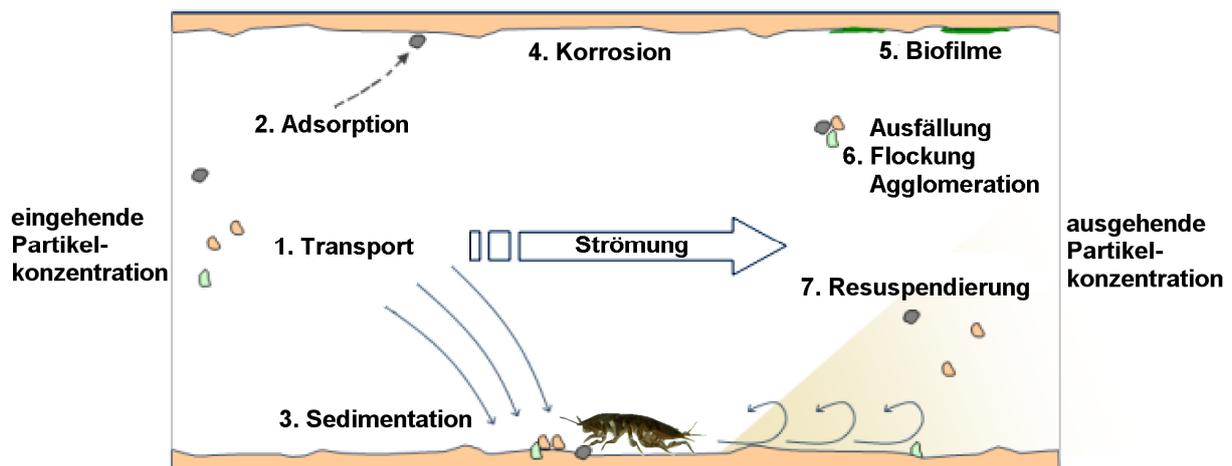


Bild 2. Partikelbezogene Prozesse in einem Rohrabschnitt eines Trinkwasserverteilungssystems (in Anlehnung an Vreeburg, 2007).

Neben den Partikelquellen *Biofilm* und *Korrosion*, die direkt zu Ablagerungen führen bzw. Partikel in den freien Wasserkörper abgeben können, werden Ablagerungen auch aus *Sedimentation* und *Adsorptionsvorgängen* (Physisorption) gebildet. Diese Ablagerungen können durch die Strömung des Fluids *resuspendiert* und im freien Wasserkörper verteilt werden. Zusätzlich kann es bei chemisch instabilen Wässern auch zu *Ausfällungs-* und *Flockungsprozessen* (Restflockungsmittel Wasseraufbereitung) sowie bei Partikel-Partikel-Interaktionen zu *Agglomerationsprozessen* kommen.

2.3 Partikeleigenschaften

Für die Bewegung von Partikeln in Rohrströmungen gelten die Gesetze der Mechanik und der untergeordneten Fluiddynamik. Die Bewegung bzw. das Verhalten von Partikeln resultiert aus verschiedenen Kräften, deren Wirkung sich u. a. aus den Eigenschaften der Partikel, wie z. B. Größe, Dichte, Form und Zeta-Potential ergibt. Von Bedeutung sind die genannten Eigenschaften, da sie, wie in den nachfolgenden Kapiteln erläutert wird, für die Modellierung des Partikeltransportes in der Rohrströmung bzw. der Verfrachtung in Verteilungssystemen erforderlich sind.

Die chemischen und physikalischen Eigenschaften von Partikeln in Verteilungsnetzen sind eine Folge der Mechanismen, die zu ihrer Bildung führten, sowie den fluiddynamischen Bedingungen in den Rohrleitungen und der chemischen Zusammensetzung des Wassers.

Die in Trinkwasserleitungen auftretende Partikelmatrix ist, auch aufgrund verschiedener Eintragspfade, äußerst heterogen und kann folgende Stoffe beinhalten (Slaats et al., 2003; Seth et al., 2004):

- anorganische Metalloxide wie Aluminiumhydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$), Mangandioxid (Braunstein, MnO_2), Eisenoxid (Magnetit Fe_3O_4 , Goethit $\alpha\text{-FeO}(\text{OH})$, Lepidokrokit $\gamma\text{-FeO}(\text{OH})$, Siderit FeCO_3)
- Quarzsandpartikel SiO_2 und Tonpartikel
- Calciumcarbonat CaCO_3
- belebtes und unbelebtes organisches Material: Bakterien, Mikroinvertebraten, Algen, Pilze, extrazelluläre polymere Substanzen (EPS), Ausscheidungen von Invertebraten
- Materialabrieb (Kunststoff, Bitumen, Teer, Asbest-Fasern)

Bei der Beschreibung und Bestimmung der Dichte von Partikeln ist deren Porosität zu berücksichtigen. Die Reindichte $\rho_{P,0}$ eines Partikels bezieht sich nur auf das Materialgerüst. Alle offenen Poren, die durch Wasser benetzt werden können, gehen nicht in das Volumen des Körpers ein und somit auch nicht in die Reindichte. Die Gesamtdichte eines Partikels bzw. Agglomerats einschließlich aller Poren wird als Partikeldichte bzw. bei in Wasser suspendierten Partikeln als Nassdichte ρ_P bezeichnet. Diese hängt von der temperaturabhängigen Fluiddichte ρ_F ab.

Für die Partikeldichte ρ_P wird bei einer vorhandenen Partikelporosität ε_P angenommen, dass alle Hohlräume wassergefüllt sind. Die Gesamtdichte poröser Partikel, bestehend aus Partikelgerüst und wassergefülltem Hohlraumanteil, ist somit

$$\rho_P = \varepsilon_P \cdot \rho_F + (1 - \varepsilon_P) \cdot \rho_{P,0} \quad (3)$$

Die Porosität resultiert bei Einzelpartikeln aus der Form des Materialgerüsts und bei Agglomeraten aus dem Freiraum zwischen mehreren Partikeln.

Für die in Trinkwasserverteilungsnetzen vorkommenden Partikel werden in der Literatur die in Tabelle 1 gelisteten Dichten angegeben.

Tabelle 1. Literaturangaben zur Dichte von Partikeln in Trinkwasserverteilungsnetzen (Auswahl).

Material	Dichte in kg/m ³	Referenz	Bemerkung; Analysenmethode
kristalline Korrosionsprodukte (z. B. Goethit, Lepidokrokit)	ca. 4.000	Böhler et al. (2004)	Bestimmungsmethode nicht angegeben
partikuläres Eisenoxid	3.140	Slaats et al. (2003)	Partikel aus Ablagerungen, Korngrößen 45-90 µm und 180-250 µm betrachtet; Bestimmungsmethode nicht angegeben
Eisen- und Manganpartikel	3.600	Harmant et al. (1999)	Bestimmungsmethode nicht angegeben
Eisenhydroxid (Fe(OH) ₃)	3.400	Vogelaar und Blokker (2010)	
gealtertes Eisen(III)-Oxidhydrat, (eventuell Flocken, Anmerkung Rippl)	ca. 1.010 - 1.020	Böhler et al. (2004)	
Primärpartikel aus Eisen(III)-oxidhydroxid (Größe 10 nm)	3.800	Gregory (2009)	
Eisen(III)-oxidhydroxid-Flocken	ca. 1.000 – 1.300		
Mangandioxid (MnO ₂)	5.000	Vogelaar und Blokker (2010)	
Calciumcarbonat (CaCO ₃) und organisches Material	1.300	Harmant et al. (1999)	
Organisches Material	„[...] sehr niedrig [...] ähnlich der Dichte von Wasser [...]“	Gauthier et al. (2001)	
20 verschiedene Mischproben von suspendierten Partikeln aus Trinkwasserverteilungssystemen	1.180 - 2.040 Mittel: 1.640 kg/m ³	Ryan et al. (2008)	Bestimmung über Masse- und Volumenverlust der Proben durch Trocknung
Mittlere Dichte aller Partikel aus mehreren Rohrnetzspülungen	1.000 - 1.300	Boxall et al. (2001), in van Thienen et al. (2010)	Bestimmungsmethode von van Thienen et al. (2010) nicht angegeben

Für Eisenoxidpartikel wird in Tabelle 1 eine Dichte zwischen 3.140 kg/m^3 und 3.800 kg/m^3 angegeben. Unklar bleibt, auch aufgrund der häufig nicht angegebenen Bestimmungsmethoden, ob es sich um die Reindichte oder um die Nassdichte der entsprechenden Partikel handelt. Ebenfalls bleibt ungeklärt, ob es sich bei den untersuchten Objekten um Einzelpartikel oder Agglomerate handelt. Für Flocken ist im Allgemeinen von einer abnehmenden Dichte mit zunehmender Größe zu rechnen (Gregory, 2006; Wessely, 1999).

Auch für die Angabe der Dichte von Mangandioxid fehlen Informationen zu der angewendeten Bestimmungsmethode und zum Agglomerationsverhalten. Bei der Angabe der mittleren Dichte für Spülproben durch Ryan et al. (2008) und van Thienen et al. (2010) ist hingegen unklar, wie groß die Dichteunterschiede zwischen den verschiedenen Partikeln sind. Ryan et al. (2008) stellen fest, dass für die große Variation von Partikeldichten in den untersuchten Mischproben die unterschiedliche Zusammensetzung der Partikelmatrizen eine Rolle spielen könnte.

Einige Aussagen zu Partikelgrößen in der Literatur werden in Tabelle 2 dokumentiert.

Tabelle 2. Partikelgrößen in der Literatur.

Material	Größe in µm	Referenz	Bemerkung; Analysemethoden
Abgelagerte Partikel (Verteilungsnetz)	5 – 16 µm	Harmant et al. (1999)	Mittlerer Durchmesser; Partikelzählung
Abgelagerte Partikel (aus Spülung Verteilungsnetz)	überwiegend < 10 µm	van Thienen et al. (2010)	Untersuchungen an verschiedenen Standorten in den Niederlanden; Partikelzählung
Abgelagerte Partikel (aus Spülung Verteilungsnetz)	breiter Peak zwischen 5 und 30 µm		Mittelwert aus mehreren Spülungen in Großbritannien durch Boxall et al. (2001)
Abgelagerte Partikel (aus Spülung Verteilungsnetz)	Mittlere Größe 10 µm, Peak bei 100 µm	Boxall und Saul (2005)	Mittelwert aus mehreren Spülungen in Großbritannien durch Boxall et al. (2001)
Suspendierte Partikel (ohne Mobilisierung; Verteilungsnetz)	Überwiegend (ca. 99 %) < 10 µm	Vreeburg (2007)	Drei Mittelwerte aus je 12 Messungen in einem Verteilungsnetz an verschiedenen Stellen; Partikelzählung
Abgelagerte Partikel; Suspendierte Partikel (letztere ohne Mobilisierung; Verteilungsnetz)	ca. 5 bis 20 µm	Ryan et al. (2008)	Laserbeugung (Coulter LS130) nach Ultraschallbehandlung
Suspendierte Partikel (Wasserwerk)	Vor allem kleine Partikel um 1-3 µm	Verberk et al. (2006)	On-Line-Partikelzählung (Met One PCX)

Im Allgemeinen ähneln sich die Aussagen in der Literatur hinsichtlich der Partikelgrößen in Trinkwasserverteilungsnetzen. Demnach liegen die detektierten Partikelgrößen im Bereich von ca. 1 bis 30 µm. Aufgrund der verwendeten Messverfahren war eine Erfassung von Partikeln mit einem Durchmesser von weniger als 1 µm nicht möglich.

Ryan et al. (2008) stellten in ihren Untersuchungen an Verteilungsnetzen fest, dass mit zunehmender Entfernung zum Wasserwerk die Größe der Partikel (Modalwert) abnahm. Verberk et al. (2006) hingegen stellten bei On-Line-Messungen in einem Verteilungsnetz fest, dass in 30 km Entfernung zum Wasserwerk große Partikel auftraten, nicht jedoch am Wasserwerk selbst. Beide Autoren mutmaßen, dass sich die Eigenschaften von Partikeln im Verteilungsnetz aufgrund verschiedener nicht

genauer definierter Prozesse ändern können. Trotz des geringen Anteils großer Partikel an der Partikelmatrix sind diese aufgrund des mit der dritten Potenz in das Einzelpartikelvolumen eingehenden Durchmessers (Volumen einer Kugel) für die Ablagerungsbildung von Bedeutung.

Verringert wird die Qualität der Informationen in Tabelle 2 durch das häufige Fehlen von Angaben zur Probenbehandlung. So können durch eine Ultraschallbehandlung eventuell vorhandene Agglomerate zerstört und Einzelpartikel unbeabsichtigt zerkleinert werden.

Hinsichtlich der durch Partikel in Trinkwasserverteilungssystemen verursachten Trübung kommen zahlreiche Autoren zu der Feststellung, dass ein linearer Zusammenhang zwischen der Konzentration suspendierter Feststoffe und der Trübung von Spülwasserproben bzw. Suspensionen besteht.

Die Trübung basiert auf der Streuung von Licht durch die im Trinkwasser suspendierten Partikel. Sie hängt von den Eigenschaften der Partikel (Größe, Brechungsindex, Absorptionsverhalten) und deren Menge ab (Wessely, 1999). Die Korrelation zwischen der Trübung und der Trockensubstanz im Trinkwasser ist empirisch mit ausreichender Genauigkeit als linear zu beschreiben (Vreeburg et al., 2008).

$$\text{Turb} = X_{\text{Turb,TS}} \cdot c_{\text{P,T}} \quad (4)$$

Dabei ist Turb die Trübung in FNU und $c_{\text{P,T}}$ die Massenkonzentration (= Trockensubstanzkonzentration) der Partikel in kg/m^3 . Der Verhältnissfaktor $X_{\text{Turb,TS}}$ einer Suspension in $\text{FNU}/(\text{kg/m}^3)$ ergibt sich demnach aus der Analyse von Trübung und Trockensubstanz zu

$$X_{\text{Turb,TS}} = \frac{\text{Turb}}{c_{\text{P,T}}} \quad (5)$$

Ändert sich die Partikelgrößenverteilung durch das Behandeln einer Probe (z. B. mit Ultraschall) nicht wesentlich bzw. ändern sich die chemischen Eigenschaften der Partikel nicht, z. B. beim Verdünnen, bleibt auch der Verhältnissfaktor $X_{\text{Turb,TS}}$ beim Verdünnen einer Suspension bis zu einer Trübung von ca. 400 FNU gleich (experimentelle Untersuchungen des Autors). Bei größeren Trübungen wird das Verhältnis aus Trübung und Feststoffkonzentration nichtlinear.

In zwei Verteilungsnetzen ermittelten Vreeburg et al. (2008) das Trübung-Feststoff-Verhältnis anhand mehrerer Spülproben zu 1269 FTU/(kg/m³) bzw. 614 FTU/(kg/m³). Der erste Wert verdeutlicht demnach, dass die Ablagerungen im ersten Verteilungsnetz ein stärkeres Trübungsverhalten als die im zweiten Netz aufwiesen. Ursächlich waren die unterschiedlichen Partikeleigenschaften, die aus den verschiedenen Partikeleintragspfaden der beiden Netze resultierten.

Unterschiedlich konzentrierte Spülproben aus ein und demselben Trinkwasserverteilungsnetz, die Partikel in unterschiedlichen Konzentrationen aus der gleichen Partikelquelle enthalten, zeigen demnach einen linearen Zusammenhang zwischen Trübung und Massenkonzentration.

2.4 Mobilisierung von Ablagerungen

2.4.1 Abgrenzung zu anderen Systemen

Bei der Studie des Feststofftransportes in Trinkwasserverteilungsnetzen bzw. vollgefüllten Rohrleitungen muss beachtet werden, dass sich die Bedingungen in Druckrohrleitungen von denen z. B. in (teilgefüllten) Abwasserkanälen und offenen Kanälen teilweise deutlich unterscheiden. In Trinkwasserverteilungssystemen gilt:

- Die Feststoffkonzentrationen und –frachten sind bedeutend niedriger (10⁻⁴ Vol.-% im Vergleich zu > 0,1 % in Kanälen).
- (Trübungsprobleme verursachende) Partikel sind wesentlich kleiner (< 10 µm) und haben eine geringe Dichte (< 2.000 kg/m³).
- Partikuläre Ablagerungen treten bevorzugt an der Rohrsohle auf, aber Adhäsion an der gesamten Rohrwand ist möglich.
- Ablagerungen sind sehr dünn, im Bereich von maximal wenigen Millimetern, und beeinflussen die Strömungsbedingungen nur unwesentlich (im Vergleich zu mehreren Zentimetern in Kanälen).
- Die Partikel sind sehr klein (< 10 µm) und haben eine geringe Dichte (<< 2.000 kg/m³). Kohäsive und adhäsive Effekte haben daher einen größeren Einfluss auf die Scherstabilität der abgelagerten Partikel als die auf die Partikel wirkende Gewichtskraft.

- Es tritt ausschließlich die Druckrohrströmung mit den dafür typischen Geschwindigkeitsprofilen auf.
- Die Veränderung der Fließrichtung ist möglich.
- Laminare und turbulente Strömungsverhalten kann abwechselnd auftreten.

Daraus folgt, dass Modelle zur Ablagerungsberechnung aus Abwasserkanälen oder zum Geschiebetransport in Flüssen auf Trinkwasserverteilungssysteme nicht anwendbar sind. Einige dieser Ansätze finden in abgeänderter Form in empirischen Methoden für Trinkwasserverteilungsnetze eine Verwendung.

2.4.2 Stabilität von Ablagerungen und deren Trübungspotential

Die Stabilität von Ablagerungen ergibt sich aus der Widerstandsfähigkeit gegen die Rohrströmung, die an der Rohrwand- bzw. Ablagerungsoberfläche zur Schubspannung führt. Aus der Schubspannung resultiert eine mögliche Verformung der Ablagerungen, die als Scherung bezeichnet wird.

Boxall und Saul (2005) erläutern, dass die Scherstabilität von Ablagerungen in Trinkwasserverteilungssystemen direkt von der maximalen täglichen Scherbelastung, also der maximalen täglichen Strömungsgeschwindigkeit in einer Leitung, abhängt.

Eine außergewöhnliche Mobilisierung abseits der täglichen Abscherung abgelagerter Partikel, die zu deutlichen Trübungswasserereignissen führt, tritt demnach auf, wenn die hydraulische Belastung auf eine Ablagerung die maximale täglich wiederkehrende Belastung überschreitet. Das in den Ablagerungen gespeicherte Trübungspotential wird in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung und der Stabilität der Ablagerungen aktiviert (Boxall und Saul, 2005, bis Gl. (6), S. 26).

Partikuläre Ablagerungen werden demnach durch täglich wiederkehrende Strömungsbedingungen konditioniert. Die Stabilität der Ablagerungen entspricht also der maximalen täglichen hydraulischen Belastung. Weiterhin wird im „Cohesive Transport Model“ (dt. Kohäsives Transportmodell) ein empirischer Zusammenhang zwischen der Scherstabilität der Ablagerungen τ_s und der Menge der Ablagerungen (bzw. deren Trübungspotential) ϕ_{Turb} in einer Leitung beschrieben.

$$\tau_s = \frac{\phi_{\text{Turb}}^b - \phi_{\text{Turb,max}}}{k_{\text{strength}}} \quad (6)$$

Das Trübungspotential Φ_{Turb} in FNU beziffert den Anstieg der Trübung im Wasserkörper einer Rohrleitung durch die teilweise Mobilisierung von Ablagerungen. Die Abhängigkeit des Trübungsanstiegs von der Masse (Menge) der mobilisierten Ablagerungen, dem Eintrübungsvermögen der Feststoffe ($X_{\text{Turb,TS}}$) und dem Rohrvolumen wird nicht berücksichtigt.

In Gl. (6) sind weiterhin das maximale Trübungspotential in einer Leitung $\Phi_{\text{Turb,max}}$ (bei vollständiger Mobilisierung der Ablagerungen) sowie ein Faktor k_{strength} zur Beschreibung des Verhältnisses zwischen Scherstabilität und Menge der Ablagerungen enthalten. Der Parameter b (Regressionsparameter) dient der Kalibrierung des Modells.

Je größer demnach die Menge der Ablagerungen ist, desto geringer ist deren Scherstabilität. Das maximale Trübungspotential entspricht der nach einer ausreichend langen, ungestörten Betriebsdauer in einer Leitung aufgebauten, unter den gegebenen täglichen hydraulischen Bedingungen maximal möglichen Ablagerungsmenge.

Das auf diesen Grundsätzen basierende Erosionsmodell „PODDS“ (2010) wird durch Spülungen im jeweils zu berechnenden Verteilungssystem kalibriert (Anwendung z. B. in Melbourne, Australien, durch Boxall und Prince, 2006). Es beschreibt die Mobilisierung kohäsiver, fertig ausgebildeter, partikulärer Ablagerungen und es wird der potentielle Einfluss von Ablagerungen auf die Wassergüte ermittelt. Der Transport von Partikeln und die zeitabhängige, dynamische Ablagerungsbildung selbst können nicht berechnet werden.

Als Parameter zur mathematischen Beschreibung der hydraulischen Belastung auf Ablagerungsoberflächen wird meist die Wandschubspannung verwendet. Unter stationären turbulenten Strömungsbedingungen führen die Viskosität („innere Reibung“) des Trinkwassers und dessen Turbulenz aufgrund der Anhaftung des Fluids an der Rohrwand zur stationären Schubspannung, die in der Nähe der Rohrwand einer zylindrischen Leitung nach Bollrich (2000) mit

$$\tau_{0,\text{stat}} = \rho_F \cdot r_{\text{hy}} \cdot g \cdot I_E \quad (7)$$

am höchsten ist. Dabei ist I_E das Energieliniengefälle (Gl. (145), S. 197) und r_{hy} der hydraulische Radius. Für zylindrische, vollgefüllte Rohre gilt

$$r_{\text{hy}} = \frac{D_{\text{Pipe}}}{4}. \quad (8)$$

Für eine korrodierte Stahl-Leitung mit einem inneren Durchmesser von 100 mm, Rauheit 5 mm und Wasser-Temperatur 15 °C ist die Wandschubspannung 0,09 N/m² bei 0,1 m/s Strömungsgeschwindigkeit und 0,36 N/m² bei 0,2 m/s. Bild 3 zeigt die Schubspannungsverteilung in einem zylindrischen Rohr.

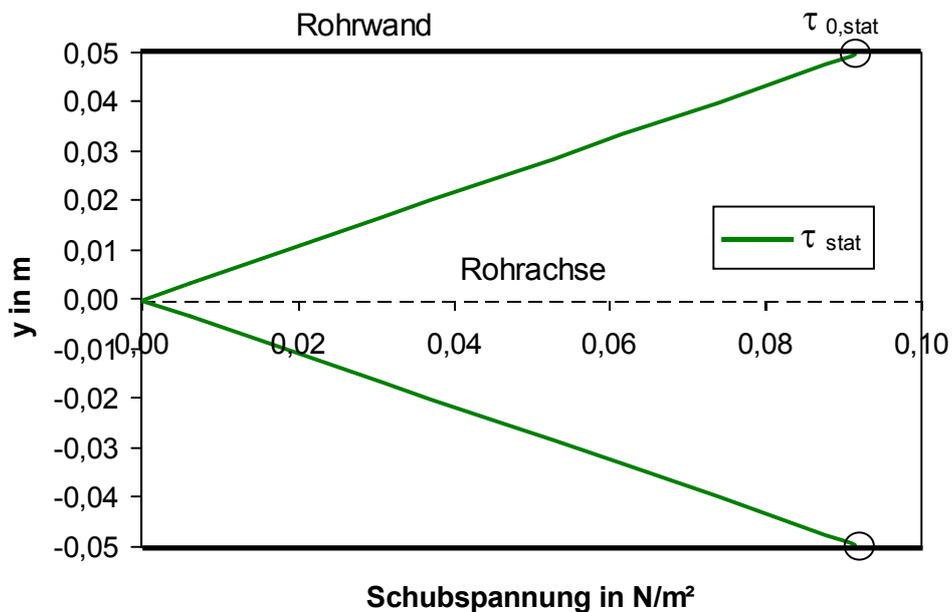


Bild 3. Schubspannungsverteilung in einer zylindrischen Rohrströmung. Rohrdurchmesser $D_{\text{Pipe}} = 0,1 \text{ m}$, absolute Rauheit $k = 5 \text{ mm}$, Wassertemperatur $T = 15 \text{ °C}$, mittlere Strömungsgeschwindigkeit $\bar{v} = 0,1 \text{ m/s}$.

Die Schubspannung hängt von den Gradienten der Strömungsgeschwindigkeiten radial zur Rohrachse ab. Diese sind in Rohrwandnähe am höchsten, so dass dort auch die größte Schubspannung auftritt.

Unter instationären Strömungsbedingungen erhöht sich die Wandschubspannung nach Slaats et al. (2003) zufolge um einen Impulsanteil und Gl. (7) wird zu

$$\tau_{0,\text{stat+dyn}} = \rho_F \cdot r_{\text{hy}} \cdot g \cdot l_E \cdot \left(1 + \frac{\partial \bar{v}}{\partial t} \cdot \frac{1}{g \cdot l_E} \right). \quad (9)$$

$\partial \bar{v} / \partial t$ beschreibt dabei die Änderung der mittleren Strömungsgeschwindigkeit \bar{v} im Rohr über die Zeit. Bei einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit von 0,1 auf 0,2 m/s in einer Zeitspanne von 5 Sekunden ist die Summe aus dynamischer und stationärer Wandschubspannung 0,86 N/m² mit einem stationären Anteil nach Gl. (7) von 0,36 N/m².

Aisopou, Stoianov und Graham (2010) untersuchten die Mobilisierung von Ablagerungen unter instationären Bedingungen, konnten jedoch keinen Unterschied zwischen stationärer und dynamischer Wandschubspannung bei der Beschreibung des Mobilisierungsvorganges feststellen.

Während für Ablagerungen in Abwasserkanälen durch Wotherspoon (1994) sowie Borovsky (2001) ein Zusammenhang zwischen dem Wassergehalt der Sedimente und deren Scherstabilität definiert wurde, konnte dies für partikuläre Ablagerungen in Trinkwassernetzen bisher nicht nachgewiesen werden. Für Sedimente in Abwasserkanälen ist z. B. bekannt, dass durch deren Eigengewicht eine Kompaktion auftritt, die zur Veränderung der Scherstabilität der Ablagerungen führt. Mit zunehmender Betttiefe (teilweise mehrere Dezimeter) nimmt der Wassergehalt durch Kompaktion ab und die Scherstabilität zu.

2.5 Reinigung von Trinkwassernetzen

2.5.1 Rohrnetzspülungen

Da Ablagerungen eine potentielle Beeinträchtigung der Trinkwasserqualität darstellen, muss deren Menge in Trinkwasserrohrnetzen durch Rohrnetzspülungen minimiert werden.

Das Ziel von Rohrnetzspülungen ist dabei der gezielte und effektive Austrag von lockeren, stark wasserhaltigen partikulären Ablagerungen aus Trinkwasserverteilungsnetzen zum Zwecke der Reinigung der Netze oder der Beprobung von Ablagerungen. Feste Inkrustationen in korrodierenden metallischen Leitungen können mit Rohrnetzspülungen nicht entfernt werden. Dies ist auch nicht

sinnvoll, da nachfolgend eine erhöhte Korrosion an frischen Korrosionsoberflächen eintreten kann.

Für den Austrag von Ablagerungen werden hohe Volumenströme in den zu reinigenden Leitungsabschnitten benötigt. Hohe Volumenströme bedeuten eine erhöhte hydraulische Belastung auf Ablagerungen durch die aus der Reibung des Wassers an der Rohrwand resultierende Scherung bzw. Wandschubspannung sowie hydraulisch verursachte Kräfte.

In Trinkwasserleitungen können verschiedene *Spülverfahren* angewendet werden, z. B. die *Wasserspülung*, die *Luft-Wasser-Spülung* oder die *Saugspülung*. Die Gemeinsamkeit aller Spülverfahren ist, dass im Verteilungsnetz an einer gewünschten Position ein vorhandener Hydrant geöffnet und das Trinkwasser, jetzt als *Spülwasser* bezeichnet, möglichst ungestört (unter geringen örtlichen Druckverlusten) aus dem System ausgeschleust wird. Unterschiede gibt es bei den Spülverfahren hinsichtlich der Methode der Beschleunigung des Spülwassers, also der Einstellung der hydraulischen Bedingungen während der Spülung, sowie der Verwendung von spülunterstützenden Zusätzen, z. B. Luft oder Eis. In Anhang 14.1 wird die Durchführung einer systematischen Wasserspülung skizziert und in Anhang 14.2 die erforderlichen Mess- und Überwachungserfordernisse. In Anhang 14.3, S. 184, wird eine mobile Anlage zur Messung und Protokollierung von Volumenstrom und Durchfluss bei systematischen Wasserspülungen vorgestellt.

2.5.2 Selbstreinigende Trinkwasserverteilungsnetze

Die Beschreibung der Mobilisierung von Ablagerungen wie auch der daraus resultierenden Wassergütebeeinträchtigungen in Trinkwasserverteilungsnetzen beschränkt sich bisher auf makroskopische Modellierungsansätze, wobei phänomenologische Aspekte eine wichtige Rolle bei der Formulierung empirischer Modelle spielen.

Im Idealfall soll eine Sedimentation und damit eine übermäßige Akkumulation partikulären Materials im Netz verhindert werden. Durch die systematische Untersuchung der Ablagerungsbildung in Trinkwasserverteilungsnetzen konnten Slaats et al. (2003) einen Zusammenhang zwischen der Ablagerungsmenge in einzelnen Leitungsabschnitten und den Strömungsbedingungen in diesen Leitungen herstellen. Je höher die maximale tägliche Strömungsgeschwindigkeit in einer

Leitung ist, desto geringer ist demnach die vorgefundene Ablagerungsmenge, wie auch Boxall und Saul (2005) feststellen.

Von Slaats et al. (2003) werden in diesem Zusammenhang selbstreinigende Netze diskutiert, in denen eine vorgegebene Bemessungsgeschwindigkeit von 0,4 m/s im Tagesverlauf wenigstens kurzzeitig erreicht werden soll, um den Spülaufwand für die Netzreinigung bzw. die Ablagerungsbildung zu minimieren. Für ein intensiv untersuchtes Ortsnetz gibt Blokker (2010) in diesem Zusammenhang eine erforderliche maximale tägliche Strömungsgeschwindigkeit von 0,2 bis 0,25 m/s an.

Die Umsetzung dieser Anforderungen erfordert die Auflösung vermaschter Netze und eine konsequente Reduzierung von Rohrdurchmessern. Damit werden eindeutige Strömungsbedingungen sowie höhere Strömungsgeschwindigkeiten im Vergleich zu stark vermaschten Netzen erreicht. Dieser Anpassung steht der über das Versorgungsnetz zu sichernde Feuerlöschwasserbedarf entgegen. Bestehende Netze sind somit meist überdimensioniert, was die Bildung von Ablagerungen fördert.

Eine vollständige Vermeidung von Ablagerungen ist auch unter turbulenten Strömungsbedingungen nicht möglich. Deshalb werden Rohrnetzspülungen durchgeführt.

2.6 Modelle zur Beschreibung der Ablagerungsbildung

2.6.1 Makroskopische Modellierung der Ablagerungsbildung

Auf Partikel in Fluiden wirken Kräfte. Diese können zur Bewegung des Partikels im Fluid führen. Suspendierte Partikel sind aufgrund einwirkender Kräfte bestrebt, sich abzulagern. Abgelagerte Partikel können mobilisiert werden. In einer makroskopischen Betrachtung drückt sich dies messtechnisch durch veränderliche Trübungswerte des Fluid aus.

Ryan et al. (2008) untersuchten die Abscheidung und den Transport von suspendiertem partikulärem Material sowie die Resuspendierung der Ablagerungen in einer Rohrströmung in einer kleintechnischen Kreislaufanlage. Die Summe dieser isoliert erfassten Prozesse soll die Bewegung von Partikeln in einer Rohrleitung und letztendlich einem Netzwerk von Rohrleitungen beschreiben. Gewonnen wurde das

Material für die Versuche aus der Spülung von Rohrleitungen bei sechs australischen Wasserversorgern. Es wurden aus den Versuchen neben der Ablagerungsgeschwindigkeit der Partikel auch die Strömungsgeschwindigkeiten ermittelt, bei denen eine Resuspendierung der abgelagerten Partikel auftritt. Aufbauend auf den Untersuchungsergebnissen wurde das „Particle Sediment Model“ (PSM) entwickelt und programmiert. Die Berechnung der Partikelbewegung (Transport mit der Rohrströmung und Ablagerungsbildung) erfolgt zeitabhängig, wobei Partikel berücksichtigt werden, die am Wasserwerksausgang suspendiert ins Rohrnetz gelangen. Für die Ausführung des PSM werden die topologischen Daten des betrachteten Verteilungssystems sowie die Rechenergebnisse der hydraulischen Tagessimulation aus einer Rohrnetzberechnungssoftware benötigt.

Die Prozesse der Sedimentation, Mobilisierung und des Transportes der Partikel werden durch die Strömungsgeschwindigkeiten beeinflusst. So werden Ablagerungen nur mobilisiert, wenn die Strömungsgeschwindigkeit einen kritischen Wert von z. B. $\bar{v}_{krit} > 0,2 \text{ m/s}$ für DN100-Leitungen überschreitet. Sedimentation findet hingegen statt, wenn die Strömungsgeschwindigkeit einen kritischen Wert von z. B. $\bar{v}_{krit} < 0,07 \text{ m/s}$ (für DN100-Leitungen) unterschreitet. Alle Partikel sedimentieren dann über die Zeit mit einer festgelegten Sinkgeschwindigkeit von z. B. $v_{Sed} = 1,6 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$. Der Beispiel-Wert ergibt sich aus einem Sedimentationsversuch, in dem sich Partikel aus dem jeweils betrachteten Verteilungssystem in unbewegtem Wasser in einer Rohrleitung absetzten und nach Versuchsende der Rohrdurchmesser durch die Absetzdauer aller Partikel geteilt wurde.

Für die Ablagerung suspendierter Partikel in Rohrströmung unterhalb von z. B. $\bar{v}_{krit} < 0,07 \text{ m/s}$ gilt die gravitationsgetriebene Sedimentation, beschrieben als

$$d_{Sed}(t + \Delta t) = d_{Sed}(t) - v_{Sed} \cdot \Delta t. \quad (10)$$

Unter der Annahme, dass bei Beginn der Sedimentation in einer Rohrleitung alle Partikel gleichmäßig über den Rohrquerschnitt suspendiert vorliegen, bewegen sich alle diese Partikel mit der Sinkgeschwindigkeit v_{Sed} in Richtung Rohrsohle. Die Höhe des waagerechten Sedimentationshorizontes (der Trenngrenze zwischen partikelhaltigem und partikelfreiem Wasser) über der Rohrsohle ändert sich also in einem Zeitraum Δt entsprechend um die Strecke $v_{Sed} \cdot \Delta t$. Aus der Abnahme des partikelhaltigen Rohrquerschnittes kann dann die im Zeitraum Δt abgelagerte Partikelmenge berechnet werden.

Es wurde durch Ryan et al. (2008) experimentell festgestellt, dass Partikel auch bei Strömungsgeschwindigkeiten größer 0,3 m/s abgelagert wurden, die oberhalb der Mobilisierungsgeschwindigkeit der Sedimente lagen. Dies wurde auf Partikel-Wand-Wechselwirkungen mittels Diffusion (Erstes Fick'sches Gesetz) und die Van-der-Waals-Kraft zurückgeführt. Die Änderung der Konzentration suspendierter Partikel beschreiben Ryan et al. (2008) dann als

$$c_{P,T}(t) = (c_{P,T}(t=0) - c_{P,T,rest}) \cdot \exp(-k_{dep} \cdot t) + c_{P,T,rest} \quad (11)$$

Dabei ist $c_{P,T,rest}$ die Konzentration nicht ablagerungsfähiger suspendierter Partikel, $c_{P,T}(t=0)$ die Konzentration aller suspendierten Partikel zum Zeitpunkt $t = 0$ und k_{dep} die experimentell bestimmte Ablagerungsgeschwindigkeitskonstante.

In einer Analyse des Programms „WQDMTB“ (Water Quality Distribution Modelling Tool Box), Version 4.3, stellen Vogelaar und Blokker (2010) fest, dass die Partikeleigenschaften große Auswirkungen auf die Qualität der Berechnung besitzen. Im Gegensatz zum PSM-Modellansatz, der auf einer mittleren Partikelgröße und einer mittlerer Dichte aller Partikel basiert, ist eine genauere Beschreibung der Partikelmatrix unter Berücksichtigung der Partikelgrößenverteilung, Dichteverteilung und Sinkgeschwindigkeiten erforderlich.

Das Programm WQDMTB ermöglicht den Autoren zufolge einen guten Einblick in die in Trinkwassernetzen ablaufenden Prozesse. Eine genauere Beschreibung der Mechanismen zur Ablagerung und Resuspendierung von Partikeln ist jedoch erforderlich.

Harmant et al. (1999) gehen einen ähnlichen Weg wie Ryan et al. (2008) und entwickelten ein Modell, das auf einem Gleichgewicht von Transport, Ablagerung, Bildung und Mobilisierung von Partikeln beruht. Der Transport und die Ablagerung von Partikeln wurden in Teststrecken untersucht, indem unter bekannten hydraulischen Bedingungen Partikel injiziert und die Abnahme der Partikelkonzentration über die Fließstrecke beobachtet wurde. Die Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung in einer Rohrstrecke entsprach somit der Änderung der Partikelkonzentration zwischen Rohreinlass und -auslass, beschrieben als Massenbilanz. Die Ablagerung von Partikeln soll dabei wesentlich in der laminaren Grenzschicht stattfinden.

Unterschreitet die mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Rohr einen Grenzwert $\bar{v}_{\text{crit, sed}}$ können Partikel abgelagert werden. Für diese kritische mittlere Strömungsgeschwindigkeit verwenden Harmant et al. (1999) einen modifizierten Ansatz von Thomas (1979) der zur Beschreibung des Geschiebetransportes in Abwasserkanälen und offenen Kanälen entwickelt wurde.

$$\bar{v}_{\text{crit, sed}} = 1,1 \cdot \frac{1}{\sqrt{\lambda_F / 2}} \cdot \left[\frac{g \cdot \eta_F \cdot (\rho_P - \rho_s)}{\rho_s^2} \right]^{1/3} \quad (12)$$

Partikel können bei $\bar{v} < \bar{v}_{\text{crit, sed}}$ abgelagert werden. Dabei ist λ_F der Rohrreibungsbeiwert nach Fanning (Gl. (56), S. 48). Die Größe der Partikel findet keinen Eingang in diese Gleichung, was nach Harmant et al. (1999) durch experimentelle Untersuchungen bestätigt wurde.

Die Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung, ausgedrückt als Massenstrom zur Rohrwand $\dot{m}_{P, \text{sed}}$ ist abhängig von der nicht genauer spezifizierten Sedimentationsgeschwindigkeit der Partikel v_{Sed} .

$$\dot{m}_{P, \text{sed}} = \pi \cdot R_{\text{Pipe}}^2 \cdot c_{P, T, \text{in}} \cdot \bar{v} \cdot \underbrace{\left[1 - \exp\left(\frac{-v_{\text{Sed}} \cdot L_{\text{Pipe}}}{R_{\text{Pipe}} \cdot \bar{v}} \right) \right]}_{\text{Transporteffizienz (1 ... keine Ablagerung)}} \cdot \Delta t \quad (13)$$

Dabei ist R_{Pipe} der Rohrradius, $c_{P, T, \text{in}}$ die über den Zeitschritt Δt konstante Feststofftransportkonzentration am Rohreinlass und L_{Pipe} die Rohrlänge.

Für die Resuspendierung der partikulären Ablagerungen wird eine kritische Geschwindigkeit berechnet, wobei auf Ansätze aus dem Geschiebetransport in Abwasserkanälen zurückgegriffen wird. Auch in diesem Modell ist die kritische Strömungsgeschwindigkeit, bei der Ablagerungen mobilisiert werden, größer als die kritische Geschwindigkeit, unter der Ablagerungen gebildet werden.

Richardt (2010) entwickelt ein empirisches Modell, mit dem auf Basis von Rohrleitungsspülungen ermittelt werden kann, wie häufig Leitungen zu spülen sind. Dafür sind an einem zu untersuchenden Leitungsabschnitt zwei Spülungen erforderlich. In einer ersten Spülung wird dieser Abschnitt mit definierten hydraulischen Bedingungen gereinigt. In der zweiten Spülung nach einem Zeitintervall von mehreren Monaten wird unter den gleichen hydraulischen

Bedingungen ermittelt, welche Ablagerungsmengen in der Leitung neu gebildet wurden.

Die Modellkalibrierung erfolgt also für jeden zu untersuchenden Leitungsabschnitt. Nur für gespülte Leitungen können Aussagen getroffen werden, die jedoch realitätsnah sind.

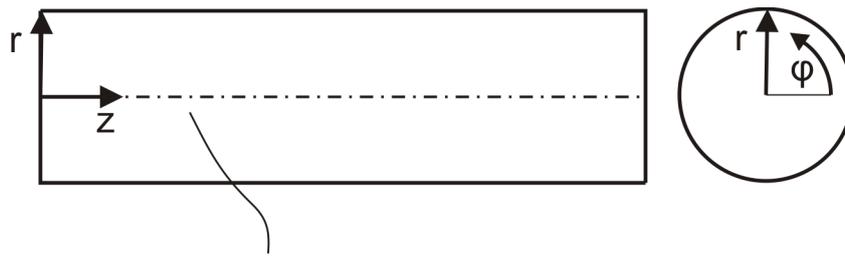
Unter der Annahme einer gleichbleibenden Ablagerungsneubildung (z. B. als neugebildetes Trübungspotential in FNU/Monat) im Untersuchungszeitraum kann die Ablagerungsmenge für verschiedene Prognosezeiträume ermittelt werden. Weiterhin wurde ein empirischer Zusammenhang zwischen den hydraulischen Bedingungen und der maximal möglichen Ablagerungsmenge in einer Rohrleitung entwickelt. Als maximal möglicher Ablagerungsspeicher wirkt demnach das Volumen der laminaren Grenzschicht in turbulenter Rohrströmung. Aus der maximal möglichen Ablagerungsmenge und der Bildungsgeschwindigkeit kann berechnet werden, in welchen Zeitabständen die Spülung von Rohrleitungen erforderlich ist.

2.6.2 Interaktion von Partikel und Fluid

2.6.2.1 Rohrströmungen

Die Bewegung von Trinkwasser in Rohrleitungen, bezeichnet als Rohrströmung, ist das treibende Element für den Transport, die Ablagerung sowie Mobilisierung von Partikeln in Trinkwasserverteilungsnetzen. Eine möglichst genaue Beschreibung der hydraulischen Bedingungen ist damit Grundvoraussetzung für die Beschreibung des Partikeltransportes. Da die Eigenschaften der Rohrströmung in axialer Richtung bei gleichbleibenden Rohreigenschaften konstant sind („gleichförmige Strömung“), liegt das Augenmerk insbesondere auf deren radial in Richtung Rohrachse veränderlichen Eigenschaften.

Für die mehrdimensionale Betrachtung von Fluidströmungen und Partikel-Fluid-Interaktionen in zylindrischen Rohrleitungen wird zweckmäßigerweise das in Bild 4 skizzierte Zylinderkoordinatensystem mit dem Koordinatenursprung auf der Rohrachse eingeführt.



Rohrachse

Bild 4. Koordinatensystem auf der Rohrachse

Das dreidimensionale Strömungsfeld des Fluids im Rohrquerschnitt wird bestimmt durch den Geschwindigkeitsvektor \vec{v}

$$\vec{v} = \vec{e}_r \cdot v_r + \vec{e}_\varphi \cdot v_\varphi + \vec{e}_z \cdot v_z \quad (14)$$

mit den Einheitsvektoren \vec{e}_r , \vec{e}_φ und \vec{e}_z und den Geschwindigkeitskomponenten in r-, φ - und z-Richtung.

Bei der Beschreibung von Rohrströmungen sind zwei Zustände zu unterscheiden, die mittels der *Reynoldszahl* identifiziert werden können.

$$Re = \frac{\bar{v} \cdot D_{\text{Pipe}}}{\nu_F} \quad (15)$$

Die Reynoldszahl ist eine dimensionslose Größe, die das Verhältnis der an einem Wasservolumen wirkenden Trägheitskraft (bedingt durch die dichteabhängige Masse des Volumens) zu zäher Reibungskraft (bedingt durch die Viskosität von Wasser) beinhaltet. Zwei Rohrströmungen in Rohren mit verschiedenen Rohrdurchmessern D_{Pipe} , mittleren Strömungsgeschwindigkeiten \bar{v} und kinematischen Viskositäten ν_F (Anhang 14.8, S. 198) sind demnach mechanisch ähnlich, wenn die Reynoldszahl gleich ist (Schlichting und Gersten, 2006).

Experimentell wurde nachgewiesen, dass bei $Re < 2320$ laminare Strömungsbedingungen zu erwarten sind, die auch bei störenden und Turbulenz verursachenden Strömungseinflüssen wiederkehren. Unter optimalen Bedingungen (glatte Rohrwände, sorgfältig beruhigte Strömung) sind jedoch auch bis $Re = 50.000$ im experimentellen (Labor-) Maßstab laminare Strömungsbedingungen nachgewiesen worden (Bollich, 2000). Laminare Ströme bedeutet, dass eine turbulenzfreie Strömung auftritt, in der der vertikal zur Hauptströmungsrichtung gerichtete Impulsaustausch zwischen den parallel zueinander verlaufenden

Flüssigkeitsschichten durch die Fluid-Viskosität erfolgt. Charakteristika laminarer Strömungen werden in Anhang 14.7.1, S. 192, gelistet.

Bei $Re \geq 2320$ ist mit turbulenter Strömung zu rechnen. Der Impulsaustausch zwischen den Flüssigkeitsschichten erfolgt insbesondere durch die Bildung und den Zerfall von Turbulenzballen, die eine Durchmischung vertikal zur Hauptströmungsrichtung bewirken. Die Bildung von Turbulenzballen erfolgt in Strömungsbereichen mit hohen Geschwindigkeitsgradienten des Strömungsprofils im Rohrquerschnitt, also in Rohrwandnähe. Charakteristika turbulenter Strömungen werden in Anhang 14.7.2, S. 193, gelistet.

2.6.2.2 Eigenschaften der laminaren Grenzschicht in turbulenter Rohrströmung

Rohrströmungen zählen aufgrund des Einflusses der Rohrwand auf die Strömungsbedingungen als Grenzschichtströmungen (Schlichting und Gersten (2006)). In turbulent durchströmten Rohrleitungen existiert, wie in Bild 5 skizziert wird, eine Zweischichten-Struktur mit einer turbulenten Kernzone und einer viskosen Unterschicht (laminare Grenzschicht) an der Rohrwand.

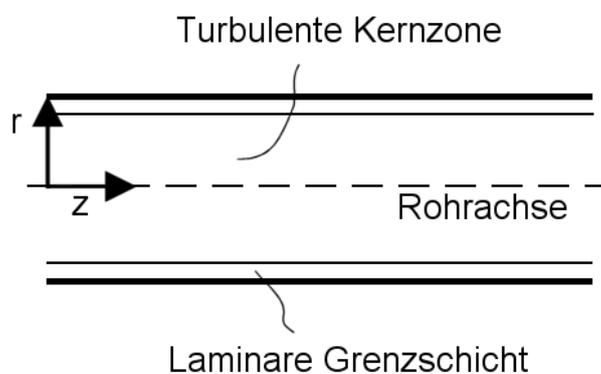


Bild 5. Unterteilung einer turbulenten Rohrströmung in laminare Grenzschicht (viskose Unterschicht) und turbulente Kernzone (wandnahe Schicht).

Die laminare Grenzschicht ist eine turbulenzberuhigte Schicht auf allen Rohroberflächen. Schlichting und Gersten (2006) stellen fest, dass die Grenzfläche zwischen laminarem und turbulentem Bereich nicht starr ist. Turbulenzwirbel in der Kernzone stauchen und dehnen die laminare Grenzschicht.

Für glatte Rohroberflächen listet Bohl (2001) eine Auswahl von Gleichungen verschiedener Autoren zur Berechnung der Dicke der laminaren Grenzschicht auf:

Bollrich, 2000 (nach Prandtl)

$$\delta_{\text{LBL}} = \frac{62,7}{\text{Re}^{7/8}} \cdot D_{\text{Pipe}} \quad (16)$$

Kirschmer, 1963

$$\delta_{\text{LBL}} = \frac{32,8}{\text{Re} \cdot \sqrt{\lambda}} \cdot D_{\text{Pipe}} \quad (17)$$

Schiller, 1922

$$\delta_{\text{LBL}} = \frac{8}{\text{Re} \cdot \lambda} \cdot D_{\text{Pipe}} \quad (18)$$

Brauer, 1971

$$\delta_{\text{LBL}} = \frac{\sqrt{200 / \lambda}}{\text{Re}} \cdot D_{\text{Pipe}} \quad (19)$$

Nach Schlichting und Gersten (2006) ist die Dicke der laminaren Grenzschicht

$$\delta_{\text{LBL}} = 122 \cdot \frac{\ln \text{Re}}{\text{Re} \cdot G_1(\ln \text{Re})} \cdot D_{\text{Pipe}} \quad (20)$$

λ ist dabei der Rohrreibungsbeiwert nach Gl. (142) und $G_1(\ln \text{Re}) \approx 1,35$ für $2300 < \text{Re} < 10^7$.

Bei Verwendung der Gln. (16) bis (20) ergibt sich für eine Leitung mit einem Innendurchmesser von 100 mm, einer Wassertemperatur von 15 °C und 0,1 m/s Strömungsgeschwindigkeit eine Dicke der laminaren Grenzschicht von 0,5 bis 2,2 mm. Eine grafische Darstellung unter Verwendung von Gl. (16) zeigt Bild 6.

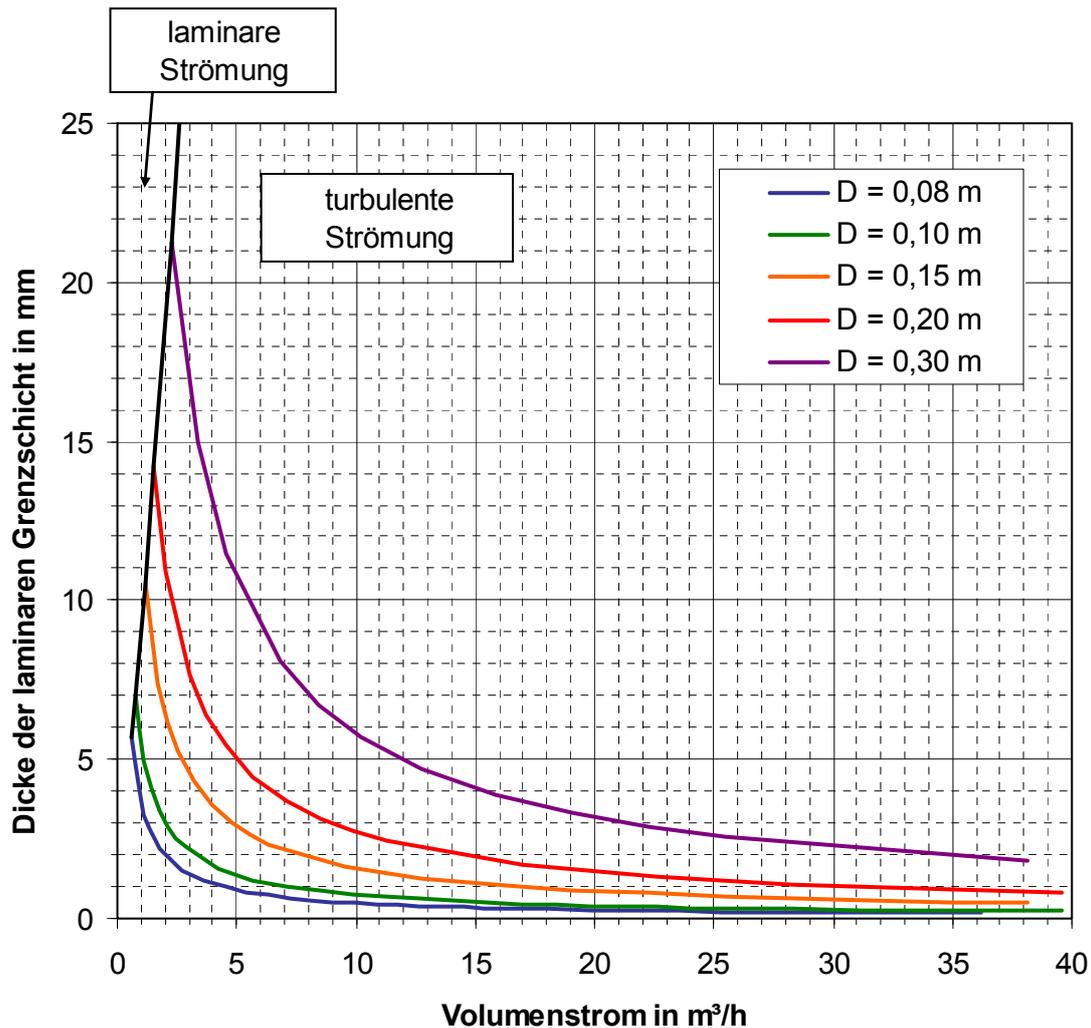


Bild 6. Dicke der laminaren Grenzschicht für verschiedene Rohrdurchmesser und Volumenströme bei 15 °C Wassertemperatur.

Je größer ein Rohr im Durchmesser ist, desto dicker ausgeprägt ist die laminare Grenzschicht. Ein höherer Volumenstrom oder aber auch eine höhere Wassertemperatur führen hingegen zu einer geringeren Dicke.

Die Geschwindigkeitsverteilung in der laminaren Grenzschicht ist nach Oertel et al. (2011) unter Berücksichtigung einer konstanten Wandschubspannung τ_0

$$v(R_{\text{Pipe}} - r) = \frac{\tau_0}{\eta_F} \cdot (R_{\text{Pipe}} - r) \quad (21)$$

mit der Distanz zur Rohrwand $R_{\text{Pipe}} - r$ und der dynamischen Viskosität η_F .

Im Bereich der turbulenten Kernzone der Rohrströmung, von Oertel et al. (2011) als Bereich der Wandturbulenz bezeichnet, überwiegt die durch die Turbulenz

hervorgerufene turbulente Viskosität η_{turb} („Scheinviskosität“) die molekulare Viskosität η_F . Es gilt weiterhin die von Ludwig Prandtl eingeführte Konstanz der Wandschubspannung, bezogen auf die mittlere Strömungsgeschwindigkeit (Bollrich, 2000; Oertel et al., 2011). Allerdings zeichnet sich der dünne Übergangsbereich zwischen laminarer Grenzschicht und turbulenter Kernzone durch Maxima der Turbulenzparameter, u. a. der turbulenten kinetischen Energie K und der mittleren Schwankungsbewegung der Strömungsgeschwindigkeit $\overline{v_r^{*2}}$, aus (Oertel et al., 2011). Die maximale Turbulenzproduktion P_K liegt also in diesem Übergangsbereich im dimensionslosen Abstand r^+ von der Rohrwand (Oertel et al., 2011)

$$r^+ = \frac{v_\tau \cdot (R_{\text{Pipe}} - r)}{v_F} \quad (22)$$

Die Wandschubspannungsgeschwindigkeit v_τ ist

$$v_{\tau,0} = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho_F}} \quad (23)$$

Die viskose Unterschicht erstreckt sich nach Oertel et al. (2011) demnach im Bereich $0 < r^+ = 5$ und der Übergangsbereich bei $5 < r^+ < 30$ mit den Maxima von Turbulenzgrad und turbulenter kinetischer Energie im Rohrquerschnitt bei $r^+ = 20$. Wird dieser Wert für r^+ in Gl. (22) eingesetzt, ergeben sich für den absoluten Abstand zur Rohrwand $(R_{\text{Pipe}} - r)$ ähnliche Werte wie bei Verwendung der Gln. (16) bis (20). Für Ablagerungen an der Rohrwand bedeutet dies ein Maximum an hydraulischer Belastung unter turbulenten Strömungsbedingungen. Ablagerungen in der Nähe der Übergangsebene zwischen laminarer Grenzschicht und turbulenter Kernzone sind also besonders hohen hydraulischen Kräften ausgesetzt, was deren Abscherung befördert.

2.6.2.3 Partikelbewegung in Rohrströmungen

Analog zur Beschreibung der Bewegung eines quaderförmigen Flüssigkeitskontrollvolumens in Gl. (128) bilden auf ein Partikel wirkende Kräfte zusammen mit der Trägheitskraft dieses Partikels ein Kräftegleichgewicht, wobei die Trägheitskraft der Änderung des Bewegungszustandes der Partikelmasse entgegenwirkt.

Im Allgemeinen wird bei der Beschreibung der auf Partikel wirkenden Kräfte von ideal kugelförmigen Festkörpern ausgegangen, die entweder flexibel oder starr sind (z. B. Johnson, Massoudi und Rajagopal, 1990; Zhu et al. 2007). Die Klassifizierung dieser Kräfte erfolgt nach Stieß (1995) z. B. basierend auf dem Angriffspunkt auf das Partikel in Oberflächenkräfte (z. B. die Reibungskraft bzw. Widerstandskraft) und Volumenkräfte (z. B. die Schwerkraft). Zhu et al. (2007) gruppieren die Kräfte in

- Schwerkraft,
- Kräfte durch Partikel-Flüssigkeit-Kontakt (Widerstandskraft, Druckgradientenkraft (u. a. Auftrieb), Virtuelle-Massen-Kraft, Bassetkraft, Saffmankraft, Magnuskraft)
- Kräfte durch Interaktion zwischen Partikeln ohne Kontakt (z. B. Van-der-Waals-Kraft, Kapillarkraft, Elektrostatische Kraft)
- Kräfte durch Partikel-Partikel-Kontakt oder Partikel-Wand-Kontakt (daraus resultierende Partikel-Deformation mit Kräften (Normal- und Tangentialkräfte) und Drehmomenten (Rollreibung und Drehmoment durch Tangentialkraft)).

Alle wirkenden Kräfte bilden durch Superposition ein Kräftegleichgewicht, welches die zwei Bewegungsarten von Partikeln – Translation und Rotation – beschreibt (Zweites Newtonsches Gesetz).

Hydraulisch ähnliche Bedingungen wie in Rohrleitungen finden sich in Ultrafiltrationskapillaren zur Trinkwassergewinnung. Lerch (2008) berechnet den Transport und die Ablagerung von Flocken in diesen Kapillaren in der CFD-Software Comsol Multiphysics. Die Geschwindigkeitsvektoren des Wassers werden dazu in einem ersten Schritt mittels Navier-Stokes-Gleichungen ermittelt.

Die Bewegung einzelner Flocken mit einer Größe von ca. 20 μm wird dann in einem Lagrange-Ansatz beschrieben, indem die auf die jeweilige Flocke wirkenden Kräfte in Abhängigkeit von den hydraulischen Bedingungen, der Position der Flocke im Strömungsquerschnitt der Kapillare sowie der Feststoffkonzentration als Kräftegleichgewicht beschrieben werden. Eine Impulsrückkopplung von der partikulären Phase zur kontinuierlichen Phase findet nicht statt.

Für die longitudinale (axiale) Bewegung parallel zur Rohrachse gilt das Kräftegleichgewicht (Lerch, 2008)

$$F_{D,z} + F_{VM,z} + F_{BS,z} = 0. \quad (24)$$

Hier ist F_D die Widerstandskraft, F_{VM} die Virtuelle-Masse-Kraft und F_{BS} die Kraft durch Auftrieb und Sedimentation (bei vertikal gerichtetem Rohr).

Für die radiale Bewegung senkrecht zur Rohrachse gilt

$$F_{D,r} + F_{VM,r} + F_{BS,r} + F_{LM,r} + F_{vdW,r} + F_{DL,r} + F_{SD,r} + F_{BD,r} = 0. \quad (25)$$

mit der Kraft durch laterale Migration F_{LM} , der Van-der-Waals-Kraft F_{vdW} , der Kraft durch Oberflächen-Interaktionen (z. B. elektrostatische Abstoßung/Anziehung) F_{DL} , der Kraft durch scherinduzierte Diffusion F_{SD} und der Brownschen Diffusion F_{BD} .

Als dritte Bewegungsart wird die Winkelbewegung, die Rotation um die Rohrachse, beschrieben mit

$$F_{D,\varphi} + F_{VM,\varphi} = 0. \quad (26)$$

In allen Kräftegleichgewichten wird die Trägheitskraft aufgrund der geringen Flockenmasse vernachlässigt. In Experimenten mit Partikeln der Größe 100 bis 500 μm (Dichte 500 bis 2500 kg/m^3) in Luft bzw. Wasser als Fluiden (Feststoffkonzentration 0,04 bis 20 %) stellten Durst, Milojevic und Schönung (1984) nur einen geringen (Rück-) Einfluss der Partikel auf die Fluid-Bewegung fest. Sie gehen davon aus, dass die von ihnen eingesetzten Partikel (100 bis 500 μm) groß genug waren, um eine Geschwindigkeitsdifferenz zwischen der Fluid-Phase und den Partikeln zu ermöglichen.

Durch Umstellen dieser Kräftegleichgewichte in den Gln. (24), (25) und (26) auf die in der Widerstandskraft F_D enthaltene Flockengeschwindigkeit kann für alle Bewegungsrichtungen der Geschwindigkeitsvektor analog zu Gl. (14) ermittelt werden.

Folgende Unterschiede bestehen jedoch zwischen Ultrafiltrationskapillaren und Rohrleitungen, die potentiell zu einer Vereinfachung des Partikeltransportmodells von Lerch (2008) für Rohrleitungen führen:

1. Rohrwände sind im Vergleich zu Kapillarwänden nicht permeabel. Die Partikel-Fluid-Interaktionen durch die filtrationsbedingte Querströmung zur Rohrachse können somit entfallen.
2. Der Durchmesser von Rohrleitungen in Verteilungssystemen ist im Vergleich zu typischen 1-mm-Kapillaren mit mindestens ca. 60 mm um den Faktor 60 größer. Demzufolge ist das Verhältnis von Partikeldurchmesser (z. B. 10 μm) zu Rohrdurchmesser (z. B. 60 mm) mit 1 zu 6000 deutlich größer im Vergleich zu Kapillaren (1 mm Durchmesser) mit 1 zu 100. Kräfte infolge von Partikel-Wand-Interaktionen (Abstoßung durch Oberflächenladungseffekt nach DLVO-Theorie; Van-der-Waals-Kraft) werden deshalb nicht berücksichtigt.
3. Partikelkonzentrationen in der Trinkwasserverteilung sind mit kleiner/gleich 10^{-5} Vol.-% deutlich geringer als bei der Filtration geflockter Rohwässer zur Trinkwasseraufbereitung mit 10^{-2} Vol.-% bis 10^{-3} Vol.-%. Partikel-Partikel-Interaktionen und konzentrationsbasierte Effekte sind wesentlich schwächer ausgebildet. Die auf Basis der DLVO-Theorie wirkenden Anziehungs-/Abstoßungseffekte zwischen Partikeln werden daher nicht berücksichtigt. Konzentrationsbasierte Effekte (Scherinduzierte Diffusion, Brownsche Diffusion) können ebenfalls vernachlässigt werden. Für die Partikel-Partikel-Wechselwirkung stellte Stieß (1995) fest, dass bei Feststoffkonzentrationen von kleiner 0,02 % eine ungestörte Bewegung von Partikeln in Wasser – im Rahmen von Absetzvorgängen – zu erwarten ist. Balakin et al. (2011) beschreiben, dass durch (elastische) Stöße von Partikeln untereinander und an der Rohrwand die kinetische Energie dieser Partikel abgebaut wird, was zu erhöhten Widerstandskräften der Partikel und durch die Wechselwirkung mit der Trägerflüssigkeit auch zu deren Ausbremsen führen kann. Allerdings sind die experimentell verwendeten Feststoffvolumenkonzentrationen von ca. 14 % (Hydrate in Wasser mit einer Partikeldichte von 1138 kg/m^3) sehr hoch und die resultierende Erhöhung des Druckverlustes um ca. 1 % im Vergleich zu feststofffreiem Wasser vernachlässigbar klein.
4. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit in einer Rohrleitung ist konstant, besonders im Vergleich zur Dead-End-Filtration in Kapillarmembranen, bei der die Strömungsgeschwindigkeit entlang der Kapillarachse Richtung Null tendiert.

Werden Kräfte aus der Interaktion zwischen Partikeln sowie Partikel und Rohrwand nicht weiter berücksichtigt, resultiert die Partikelbewegung wesentlich aus der Widerstandskraft F_D , der Sedimentationskraft F_{BS} , der Virtuelle-Masse-Kraft F_{VM} und der in der lateralen Migration F_{LM} beschriebenen Querbewegung durch Geschwindigkeitsfelder im Strömungsquerschnitt.

Die Widerstandskraft (bzw. Reibungskraft) ist nach Schütz et al. (2007)

$$\vec{F}_D = \lambda_p \cdot R_{p,proj} \cdot \frac{\rho_F}{2} \cdot (\vec{v} - \vec{v}_P) \cdot |\vec{v} - \vec{v}_P| \quad (27)$$

mit dem projektionsflächenäquivalentem Partikelradius $R_{p,proj}$ (z. B. mit Partikelzählgeräten nach Abschnitt 14.12.4, S. 218 bestimmt), der vektoriellen Partikelgeschwindigkeit \vec{v}_P und dem Partikelreibungsbeiwert (Durst et al., 1984; Guha, 2008)

$$\lambda_p = \frac{24}{Re_p} \cdot (1 + 0,15 \cdot Re_p^{0,687}). \quad (28)$$

Dieser ist nach Crowe et al. (1998) für Partikelreynoldszahlen $Re_p < 1.000$ gültig

$$Re_p = \frac{D_p \cdot |\vec{v} - \vec{v}_P|}{\nu_p}. \quad (29)$$

mit dem Partikeldurchmesser D_p .

Die Gültigkeit des Reibungsbeiwertes λ_p ist nach Angaben von Schütz et al. (2007) begrenzt auf eine

- „[...] ungestörte, stationäre Anströmung eines einzelnen kugelförmigen Partikels,
- eine glatte Partikeloberfläche [und]
- ein[en] vernachlässigbaren Wandeinfluss auf die Partikelbewegung und damit insbesondere ein genügend kleines Verhältnis [...] von Partikel- und Rohrdurchmesser [...]“

$$\frac{D_P}{D_{\text{Pipe}}} < 0,05 \quad (30)$$

Für sehr kleine Partikelreynoldszahlen („Schleichströmung“) mit $Re_P \rightarrow 0$ kann unter Vernachlässigung von Trägheitseinflüssen für das bewegte Partikel der Stokessche Ansatz für die Partikelreibung

$$\lambda_{P,\text{Stokes}} = 6 \cdot \pi \cdot \eta_F \cdot R_P \cdot \quad (31)$$

verwendet werden (Schütz et al., 2007; Lerch, 2008). Die Widerstandskraft in laminarer Strömung ist nach Lerch (2008) in den drei Bewegungsrichtungen im dreidimensionalen Polarkoordinatensystem dann

$$\vec{F}_{D,r} = \lambda_{\text{Stokes}} \cdot (\mathbf{v}_r - \mathbf{v}_{P,r}) \quad (32)$$

$$\vec{F}_{D,\varphi} = \lambda_{\text{Stokes}} \cdot (\mathbf{v}_\varphi - \mathbf{v}_{P,\varphi}) \quad (33)$$

$$\vec{F}_{D,z} = \lambda_{\text{Stokes}} \cdot (\mathbf{v}_z - \mathbf{v}_{P,z} + R_P \cdot \omega_{P,\text{lam}}) \quad (34)$$

mit der Rotationsgeschwindigkeit des Partikels

$$\omega_{P,\text{lam}} = \frac{\mathbf{v}_{P,\varphi} + \mathbf{v}_\varphi}{R_P} \cdot \quad (35)$$

bzw. für turbulente Strömung mit logarithmischem Geschwindigkeitsprofil nach van Thienen et al. (2010)

$$\omega_{P,r,\text{turb}} = \frac{\mathbf{v}_{\tau,r} \cdot \ln\left(\frac{r_P + R_P}{r_P - R_P}\right)}{\kappa \cdot r_P} \cdot \quad (36)$$

Hier ist κ die von-Karman-Konstante mit dem Wert von ca. 0,4 (Bollrich, 2000), R_P der Partikelradius, dessen Zentrum in der radialen Distanz r_P zur Rohrachse liegt und $\mathbf{v}_{\tau,r}$ die Schubspannungsgeschwindigkeit an der Partikelposition, also die auf das Partikel wirkende Schubspannung des Fluids.

$$v_{\tau,r} = \sqrt{\frac{\tau_r}{\rho_F}} \quad (37)$$

Für die Sedimentationskraft, der Summe aus Auftrieb und Gewichtskraft, ergibt sich in Anlehnung an Lerch (2008) und Johnson et al. (1990) für kugelförmige Partikel

$$\vec{F}_{BS,r} = V_P \cdot g_r \cdot (\rho_P - \rho_F) \text{ und} \quad (38)$$

$$\vec{F}_{BS,z} = V_P \cdot g_z \cdot (\rho_P - \rho_F) \quad (39)$$

mit dem Partikelvolumen V_P und der Erdbeschleunigung g .

Wird ein Partikel in einem Fluid beschleunigt, führt die Anhaftung des Fluides an der Partikeloberfläche zu einem geänderten Partikelbewegungsverhalten, welches einer scheinbar höheren Masse, bzw. einer höheren Trägheit entspricht. Dieser Effekt wird durch die Virtuelle-Masse-Kraft beschrieben. Nach Lerch (2008) gilt

$$\vec{F}_{VM,r} = -k_{VM} \cdot \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot R_P^3 \cdot \rho_F \cdot \frac{\partial \vec{V}_P}{\partial t} \quad (40)$$

$\frac{\partial \vec{V}_P}{\partial t}$ ist die Partikelbeschleunigung und k_{VM} der Virtuelle-Masse-Koeffizient, der den Einfluss des Partikeloberflächenabstandes zur Rohrwand beschreibt.

$$k_{VM} = \frac{1}{2} + \frac{3}{16} \cdot \left(\frac{R_P^*}{\delta_{PS}^*} \right)^3 + \frac{3}{256} \cdot \left(\frac{R_P^*}{\delta_{PS}^*} \right)^6 + \dots \quad (41)$$

Der dimensionslose Partikelradius R_P^* ist

$$R_P^* = \frac{R_P}{D_{Pipe}} \quad (42)$$

und die dimensionslose Entfernung der Partikeloberfläche zur Rohrwand

$$\delta_{PS}^* = \frac{R_{Pipe} - r_P - R_P}{R_P} \quad (43)$$

Ohne den Einfluss der Rohrwand gilt für kugelförmige Partikel $k_{VM} = 0,5$ und Gl. (40) wird, wie auch durch Johnson et al. (1990) beschrieben, zu

$$\vec{F}_{VM} = 0,5 \cdot \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot R_P^3 \cdot \rho_F \cdot \frac{\partial \vec{v}_P}{\partial t}. \quad (44)$$

Dabei sehen Johnson et al. (1990) die Bedeutung dieser Kraft insbesondere bei großen, leichten Partikeln, z. B. Luftblasen in Wasser.

Radial zur Rohrachse erfolgt eine hydraulisch induzierte Partikelbewegung, bezeichnet als laterale Migration oder Hub (engl. lift) durch Partikelrotation und die ungleichförmige Geschwindigkeitsverteilung im Strömungsquerschnitt eines Rohres. Johnson et al. (1990) berichten, dass durch verschiedene Autoren in laminarer Rohrströmung bei niedrigen Reynoldszahlen die Anreicherung von Partikeln in einem ringförmigen Bereich um die Rohrachse experimentell festgestellt wurde. Dieser Vorgang wird u. a. als „tubular pinch effect“ (zu dt. „Effekt der schlauchförmigen Einschnürung“) bezeichnet. Bei „höheren“ Reynoldszahlen wurde dieser Effekt hingegen nicht festgestellt. Durch Saffman (in Johnson et al., 1990) wird der *Partikel-Hub durch das Geschwindigkeitsfeld* beschrieben als

$$\vec{F}_{Saff,r} = 6,46 \cdot \eta_F^{\frac{1}{2}} \cdot \rho_F^{\frac{1}{2}} \cdot R_P^2 \cdot \left(\frac{\Delta \vec{v}_r}{\Delta t} \right)^{\frac{1}{2}} \cdot (\vec{v}_{P,r} - \vec{v}_r). \quad (45)$$

Dabei ist $\Delta \vec{v}_r / \Delta t$ der Geschwindigkeitsgradient des Fluids in radialer Richtung. Gl. (45) gilt in einfacher, langsamer Scherströmung ohne Wandbegrenzung. Wenn das Partikel die Strömung behindert, wird der Term $(\vec{v}_{P,r} - \vec{v}_r)$ negativ, d. h. die Kraft wirkt als Hub in Richtung der höheren Fluidgeschwindigkeit, in Rohrströmungen also in Richtung der Rohrachse.

Die *durch die Rotation eines Partikels ausgelöste Hub-Bewegung* wird als Magnus-Effekt bezeichnet. Experimentelle Untersuchungen sind laut Johnson et al. (1990) nur für große Objekte (Partikeldurchmesser ab mehreren Millimetern) und größere Reynoldszahlen (ca. ab $Re = 550$) bekannt. Johnson et al. (1990) verweisen auf Rubinow und Keller (1961) die eine analytische Lösung für niedrige Reynoldszahlen in einer gleichförmigen Strömung ermittelten.

$$\vec{F}_{M,r} = \pi \cdot \rho_F \cdot R_P^3 \cdot \omega_{P,lam} \times \vec{v}_z. \quad (46)$$

Hier ist $\omega_{P,lam}$ die Rotationsgeschwindigkeit in laminarer Strömung (Gl. (35)) und \vec{v}_z die Fluidbewegung entlang der Rohrachse. Johnson et al. (1990) merken an, dass unklar ist, welche Einflussfaktoren die Partikelrotation auslösen sollen. Crowe et al.

(1998) geben an, dass eine Partikelrotation z. B. durch die Kollision von Partikeln mit der Rohrwand auftreten kann. Allerdings resultiert daraus eine undefinierte Rotationsbewegung und somit auch eine undefinierte Bewegungsrichtung. Ein Einfluss der Magnuskraft ist nach Recherchen von Johnson et al. (1990) aufgrund der Größe der Kraft im Vergleich zum schergetriebenen Hub nach Saffman erst bei höheren relativen Strömungsgeschwindigkeiten (der Differenz aus Partikel- und Strömungsgeschwindigkeit) zu erwarten.

Für schwach laminare Strömung beschreibt Lerch (2008) die radiale (laterale) Migration durch die Kraft

$$\vec{F}_{LM,r} = \lambda_{P,Stokes} \cdot \vec{v}_{P,lm}, \quad (47)$$

mit der Stokesschen Partikelreibung nach Gl. (31). Die Wirkung der Kraft entspricht somit der Reibung analog zur Stokesschen Widerstandskraft. Die laterale Migrationsgeschwindigkeit $v_{P,lm}$ als trägheitsverursachte Geschwindigkeit ist

$$\vec{v}_{P,lm} = \frac{R_P}{v_F} \cdot \vec{v}_{max} \cdot \left((R_P^*)^2 \cdot \vec{v}_{max} \cdot f_2(r_P^* \cdot \cos \varphi) - \vec{v}_{Stokes} \cdot f_1(r_P^* \cdot \cos \varphi) \right) \quad (48)$$

mit der maximalen Strömungsgeschwindigkeit des Fluids parallel zur Rohrachse im Strömungsquerschnitt v_{max} , dem dimensionslosen Partikelradius R_P^* nach Gl. (42), der radialen dimensionslosen Partikeldistanz zur Rohrachse

$$r_P^* = \frac{r_P}{R_{Pipe}}, \quad (49)$$

sowie den Parametern f_1 und f_2 .

$$f_1(\delta_{PC}^*) = -0,6089 \cdot \delta_{PC}^* + 3,0573 \cdot (\delta_{PC}^*)^2 - 6,3347 \cdot (\delta_{PC}^*)^3 + 6,969 \cdot (\delta_{PC}^*)^4 - 3,5474 \cdot (\delta_{PC}^*)^5 + 0,4647 \cdot (\delta_{PC}^*)^6 \quad (50)$$

$$f_2(\delta_{PC}^*) = 1,5321 - 12,1828 \cdot \delta_{PC}^* + 21,6523 \cdot (\delta_{PC}^*)^2 + 4,4951 \cdot (\delta_{PC}^*)^3 - 28,1767 \cdot (\delta_{PC}^*)^4 + 10,9507 \cdot (\delta_{PC}^*)^5 + 0,1980 \cdot (\delta_{PC}^*)^6 \quad (51)$$

δ_{PC}^* ist die dimensionslose Entfernung des Partikelzentrums zur Rohrwand

$$\delta_{PC}^* = \frac{R_{Pipe} - r_P}{R_P}. \quad (52)$$

Neben den beschriebenen Kräften kann in turbulenter Strömung auch die von Sager (2007) beschriebene in turbulenter Diffusion wirksame Partikelträgheit zur Bildung von Ablagerungen führen. Mittels der Sherwoodzahl Sh und der Partikeldiffusionskonstante d_P kann laut Sager (2007) eine Ablagerungsgeschwindigkeit der Partikel

$$v_r = \frac{Sh \cdot d_P}{D_{Pipe}} \quad (53)$$

berechnet werden. Die Sherwoodzahl ist

$$Sh = \frac{\frac{\lambda_F}{8} \cdot (Re - 1000) \cdot Sc}{1 + 12,7 \cdot \sqrt{\frac{\lambda_F}{8}} \cdot \left(Sc^{\frac{2}{3}} - 1 \right)} \cdot \left[1 + \left(\frac{D_{Pipe}}{L_{Pipe}} \right)^{\frac{2}{3}} \right]. \quad (54)$$

Die Partikeldiffusionskonstante wird durch die Stokes-Einstein-Gleichung beschrieben als

$$d_P = \frac{k_B \cdot T_{abs}}{3 \cdot \pi \cdot D_P \cdot \eta_F}, \quad (55)$$

mit dem Reibungsbeiwert nach Fanning

$$\lambda_F = \frac{0,0791}{\sqrt[4]{Re}} \quad (56)$$

und der Schmidtzahl

$$Sc = \frac{v_F}{d_P}. \quad (57)$$

Der Abscheidegrad $0 \leq X_{dep} \leq 1$ durch turbulente Diffusion ist dann

$$X_{\text{dep}} = 1 - \exp\left(-\frac{\pi \cdot D_{\text{Pipe}}}{Q} \cdot v_r \cdot L_{\text{Pipe}}\right). \quad (58)$$

Die turbulente Diffusion ermöglicht im Gegensatz zum gravitationsbedingten Absetzen die gleichmäßige Ablagerung von Partikeln über den gesamten Rohrumfang in einer geradlinigen Rohrströmung.

Je höher die Turbulenz der Rohrströmung ist, desto besser lagern sich Partikel demnach ab. Turbulenzbegünstigende Parameter wie eine niedrige kinematische Viskosität (bei höheren Wassertemperaturen) und eine hohe Strömungsgeschwindigkeit ermöglichen höhere Abscheidegrade. Größere Partikel hingegen lagern sich eher durch die gravitationsbedingte Sedimentation anstelle von turbulenter Diffusion ab. Größere Rohrdurchmesser bedingen aufgrund eines ungünstigeren Verhältnisses von Rohrumfang und Strömungsquerschnittsfläche niedrigere Abscheidegrade. Da es sich nur um die Beschreibung des radialen Transportes der Partikel handelt, bleibt der bedeutsame Einfluss von Oberflächenstrukturen und Rauheiten bei der Frage des Anhaftens der Partikel bei Kontakt mit der Rohrwand unberücksichtigt.

Bezüglich der Wichtung der Kräfte in den für Trinkwasserversorgungsleitungen typischen Strömungskonditionen von ca. 0,06 m/s bis 0,2 m/s stellen van Thienen et al. (2010) in Vergleichsrechnungen fest, dass Magnuskraft, Saffmankraft und Virtuelle-Masse-Kraft keine oder nur eine geringe Bedeutung für den radialen Partikeltransport besitzen. Ein Grund dafür sind auch die geringen Partikelgrößen von ca. 10 bis 100 µm.

Für ein 4,25-µm-Partikel in einer 80-mm-Leitung bei einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 0,0123 m/s und einer Wassertemperatur von 20 °C ergeben sich nach Berechnung des Autors folgende maximale Kräfte (absteigend sortiert nach Größe): Sedimentationskraft $2 \cdot 10^{-13}$ N, Saffmankraft $5 \cdot 10^{-14}$ N, Scherinduzierte Diffusion $2 \cdot 10^{-17}$ N, Brownsche Diffusion $4 \cdot 10^{-18}$ N, Laterale Migration $4 \cdot 10^{-19}$ N und Virtuelle-Masse-Kraft $2 \cdot 10^{-20}$ N. Die Saffmankraft besitzt also eine um ca. 75 % geringeren Betrag als die Sedimentationskraft, welche den größten Betrag hat. Da die Saffmankraft u. a. vom Geschwindigkeitsgradienten abhängt, wurde deren Betrag an der Rohrwand ermittelt, dem Ort der höchsten radialen Geschwindigkeitsänderung. Andererseits bedeutet dies, dass bereits nach wenigen Millimetern Entfernung zur Rohrwand der Betrag der Saffmankraft abnimmt und somit nur ein geringer Anteil des Rohrströmungsquerschnittes von Bedeutung

für diese Kraft ist. Weitere Kräfte, wie die scherinduzierte Diffusion, wirken um mehrere Größenordnungen schwächer und sind vernachlässigbar.

In turbulenter Strömung ist die Partikelrelaxationszeit ein Indikator für die trägheitsbedingte Partikelablagerung, auch als Wirbelträgheit bezeichnet (Sager, 2007). Sie bezeichnet den Zeitraum, den ein Partikel benötigt, um bei einer Geschwindigkeitsänderung des Fluides 63 % der neuen stationären Geschwindigkeit zu erreichen. Van Thienen et al. (2010) berücksichtigen bei der Berechnung der Partikelrelaxationszeit t_p auch die virtuelle Masse des Partikels:

$$t_p = \frac{(2 \cdot \rho_P + \rho_F) \cdot D_P^2}{36 \cdot \rho_F \cdot v_F} \quad (59)$$

Diese ist speziell für große und schwere Partikel von Bedeutung. Die dimensionslose Partikelrelaxationszeit ist (van Thienen et al., 2010)

$$t_p^* = \frac{t_p \cdot (v_{\tau,r})^2}{v_F} \quad (60)$$

Die von van Thienen et al. (2010) und Vreeburg (2007) dadurch erläuterte Turbophorese beschreibt demnach die Bewegung von Partikeln aus stärker turbulenten in Richtung schwächer turbulenten Strömungen aufgrund der Partikelträgheit. Die Bedeutung dieses Effektes gewinnt nach van Thienen et al. (2010) im Bereich der dimensionslosen Partikelrelaxationszeit von 0,2 bis 20 an Bedeutung und ist für $t_p^* > 20$ der dominierende Prozess. Allerdings wird eingeschränkt, dass dieser Effekt hauptsächlich für Partikel größer 50 μm eine Bedeutung hat. Marchioli et al. (2003) stellen fest, dass die Ablagerung von großen Partikeln mit $t_p^* > 200$ in turbulenter Strömung von Trägheitseffekten abhängt. Kleine Partikel mit $t_p^* < 0,03$ werden durch turbulente Diffusion abgelagert. Eigene Berechnungen ergaben für im Trinkwasser eher große Partikel mit einem Durchmesser von 10 μm bei einer Dichte von 1.100 kg/m^3 und einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,1 m/s in einem DN80-Rohr bei 10 °C eine dimensionslose Partikelrelaxationszeit von $3,7 \cdot 10^{-4}$. Diese Partikel lagern sich demnach nicht durch die massebedingte Trägheit in turbulenter, wirbelbehafteter Strömung ab, sondern durch die generell einwirkenden Kräfte.

2.7 Fazit zur Literaturstudie

Untersuchungen zum Partikelverhalten in Trinkwassernetzen bezogen sich bisher vor allem auf die phänomenologische Beschreibung der ablaufenden Prozesse. Ein Schwerpunkt lag in der Vergangenheit z. B. auf der Mobilisierung von Ablagerungen, da dieser Prozess regelmäßig zu deutlich sichtbaren Auswirkungen und Komplikationen in der Trinkwasserversorgung führte. Demzufolge griffen erste Modellierungsansätze, die ihren Fokus auf Ablagerungen in Trinkwassernetzen richteten, das Verhalten bereits fertig ausgebildeter Ablagerungen auf. Dabei handelt es sich um empirische, makroskopische Ansätze, die versuchen, Beobachtungen an der Black Box „Trinkwassernetz“ zu beschreiben.

Beim Transport der Partikel, aber auch der Beschreibung des Verhaltens der kohäsiven Ablagerungen, muss im Vergleich zum Geschiebetransport in Flüssen und Kanälen auf eine andere Größenskala gewechselt werden. Die Ablagerungen bilden sich in millimeter-dünnen Schichten aus und die Partikel selbst sind nur wenige Mikrometer klein. Dadurch entstehende Phänomene können mit den bisherigen Modellen nicht erklärt werden, was aber auch nicht deren Ziel gewesen ist. Die kleinen Partikel können z. B. aufgrund ihrer geringen Größe sehr gut transportiert werden und bilden dabei Ablagerungen unter Strömungsbedingungen, die gleichzeitig auch die Mobilisierung von Ablagerungen ermöglichen können. Auf die Partikeleigenschaften ging insbesondere Vreeburg (2007) ein, der intensiven Gebrauch von Partikelzählverfahren in Trinkwasserversorgungssystemen machte.

Methodisch weitergehende Betrachtungsansätze lieferten z. B. Ryan et al. (2008) und van Thienen et al. (2010), die eine mikroskopische Betrachtung des Partikeltransportes durchführen. Die Eigenschaften der Partikel werden über Kräfte einer Diskussion hinsichtlich ihres Einflusses auf das Verhalten der Partikel unterworfen. Wie bereits Harmant et al. (1999) verknüpfen auch Ryan et al. (2008) die Prozesse des Transportes, der Deposition und der Mobilisierung zu einem Modell. Dabei werden im Detaillierungsgrad bei den hydraulischen Bedingungen und den Partikeleigenschaften noch zahlreiche Vereinfachungen getroffen.

Das Ziel des Autors war es deshalb, eine ganzheitliche Beschreibung des Partikeltransportes, soweit möglich unter mikroskopischen Gesichtspunkten, durchzuführen, um eine Kausalkette in der Diskussion des Partikeltransportes von den Eintragspfaden über die Ablagerungsbildung im Rohrnetz bis hin zum Austrag beim Kunden zu ermöglichen.

3 Experimentelle Untersuchungen an Versuchsanlagen

3.1 Übersicht

Um die Ablagerung, Resuspendierung und den Transport von Partikeln in Rohrleitungen beschreiben zu können sind zunächst Kenntnisse über die Eigenschaften der in Trinkwasserverteilungssystemen vorkommenden Partikel notwendig. Danach werden die Prozesse der Partikelbewegung untersucht.

Hierfür sind Experimente unter kontrollierten Bedingungen notwendig, während derer zusätzliche störende Einflüsse ausgeschlossen werden können.

Die Arbeiten zur Untersuchung des Verhaltens von Partikeln in Rohrströmungen unter definierten hydraulischen Bedingungen umfassen daher folgende Abschnitte:

1. Experimentelle Untersuchung der Eigenschaften von Partikeln, die für den Partikeltransport von Bedeutung sind.
2. Experimentelle Untersuchung des Transportes und der Ablagerung von Partikeln in Rohrströmungen an einer kleintechnischen Versuchsanlage
3. Experimentelle Untersuchung der Mobilisierung von Partikeln bzw. Ablagerungen an derselben Versuchsanlage

3.2 Untersuchungen zu Transport, Ablagerung und Resuspendierung

3.2.1 *Untersuchung der Eigenschaften von Partikeln durch Sedimentation*

3.2.1.1 *Versuchsaufbau*

Um die Interaktion von Partikeln mit der Rohrströmung berechnen zu können, werden die physikalischen Eigenschaften der Partikel benötigt. In Abhängigkeit von diesen Eigenschaften und den hydraulischen Bedingungen im Rohrnetz können auf die Partikel wirkende Kräfte berechnet werden, welche den Partikeltransport bewirken.

Größe und Zeta-Potential von Partikeln können direkt mit den in Kapitel 3.3, S. 65, beschriebenen Methoden der Partikelzählung und Zeta-Potential-Analyse ermittelt werden.

Die Bestimmung von Partikelmasse erfolgte in dieser Arbeit durch Sedimentationsversuche in Anlehnung an das *Suspensionsverfahren* in DIN 66111. Aus einer vorliegenden Stammsuspension wurde durch Zugabe von Trinkwasser, welches durch einen 1- μm -Kerzenfilter (Fa. Pall) filtriert wurde, eine verdünnte Versuchssuspension hergestellt. Diese wurde gut durchmischt in eine vertikal gerichtete, zylindrische (Sedimentations-) Säule gefüllt (Bild 7).

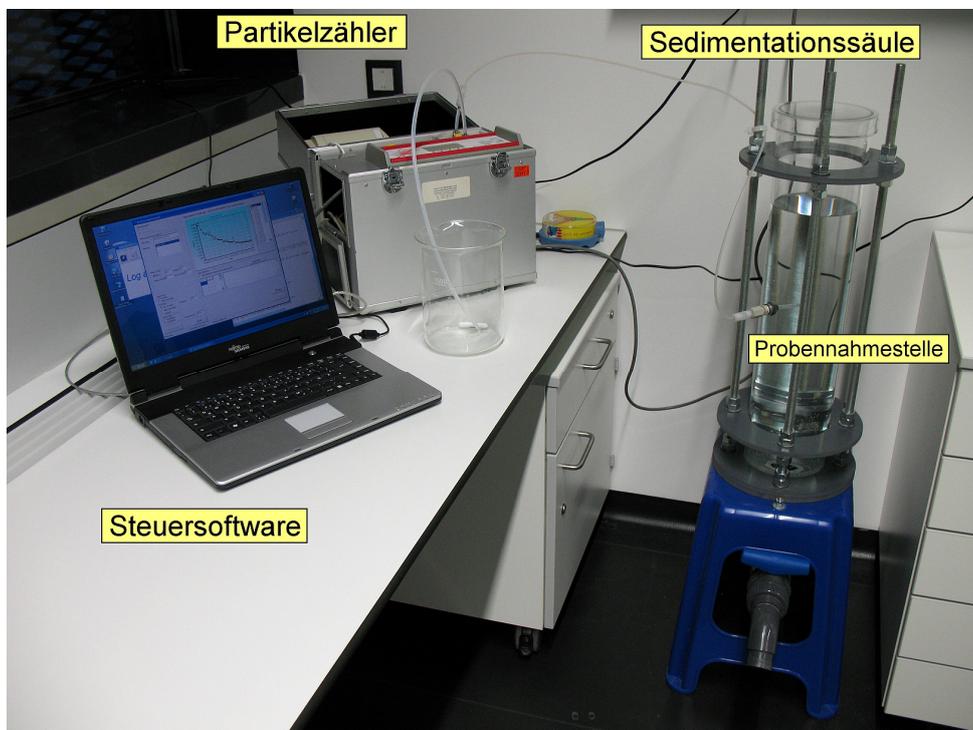


Bild 7. Versuchsaufbau für Sedimentationsanalysen.

An einer Probennahmestelle wird in definierter Höhe die Partikelkonzentration mittig am Entnahmehorizont über einen definierten Versuchszeitraum mittels Partikelzähler gemessen. Diese ändert sich über die Versuchsdauer durch die kontinuierliche Sedimentationsbewegung der Partikel und in geringem Maße auch durch die diskrete Probennahme. In Tabelle 3 sind die Mess- und Versuchsbedingungen zusammengefasst.

Tabelle 3. Definierte Bedingungen für die Sedimentationsversuche

Eigenschaft	Bemerkung
Wasser für Suspension	gereinigt durch Umkehrosmose (ca. 10 – 20 Partikel/mL)
Wassertemperatur	22 °C, konstant über Versuchsdauer
verwendete Partikelsysteme zur Erstellung der Suspension (siehe auch Abschnitt 3.3, S. 65, Anhang 14.11, S. 206)	ABS-Pulver (bekannte Eigenschaften), PVC-Pulver (Vinnolit E 2078), Sand (Sikron SF 300), Korrosionsprodukte (unbekannte Eigenschaften)
Höhe Wasserspiegel über Entnahmehorizont bei Versuchsbeginn s_0	260 mm
Gesamthöhe der Wassersäule	520 mm
Durchmesser Sedimentationsäule D_{Pipe}	140 mm
Innendurchmesser Probennahmeschlauch	4 mm
Messprogramm des Partikelzählers (pro Messzyklus)	alle 20(*) Minuten 2x Spülen + 1x Messen (Dauer ca. 90 s)
Mess-/Spülvolumina	je 10 ml pro Spülvorgang bzw. Messvorgang
Resultierende Versuchsdauer	90 Messzyklen * 20 Minuten = 30 Stunden*

(*) Bei langsam sedimentierenden Partikelsystemen kann das Messintervall auch verlängert werden mit entsprechend längerer Versuchsdauer.

Während der Probennahmen durch den Partikelzähler bewegt sich das Wasser in der Säule über der Probennahmestelle mit einer mittleren Geschwindigkeit von $2,17 \cdot 10^{-5}$ m/s (laminare Strömung). Bei 10 ml Probennahme durch den Partikelzähler in einem Zeitraum von 30 s hat die mittlere (laminare) Strömungsgeschwindigkeit an der Probennahmestelle in der Wassersäule ihr Maximum mit 0,027 m/s. Durch die Berechnung der hydraulischen Bedingungen in der Sedimentationsäule mit der CFD-Software Comsol Multiphysics konnte ermittelt werden, dass sich um die Probennahmestelle herum ein Ansaugtrichter ausbildet, der sich von 4 mm (Innendurchmesser des Probennahmeschlauches) auf 140 mm, den Durchmesser der Wassersäule über dem Entnahmehorizont, weitet.

Die maximale experimentell beobachtete Sinkgeschwindigkeit der betrachteten Partikel lag bei $5 \cdot 10^{-6}$ m/s für 22,5- μm -Partikel. In Anbetracht der geringen Strömungsgeschwindigkeiten ($2,17 \cdot 10^{-5}$ m/s) über die kurzen Zeiträume der Probennahmen (90 s pro 20 Minuten Versuchsdauer) kann eine wesentliche Beeinträchtigung der Partikelsedimentation durch die Probennahme vernachlässigt werden.

3.2.1.2 Auswertung

Bei der Partikelsedimentationsbewegung handelt es sich um einen Prozess mit laminaren Strömungsbedingungen (Schleichströmung). Die Partikel-Reynoldszahl nach Gl. (29), S. 43, ist deutlich kleiner als 1. Die Geschwindigkeit der Sedimentationsbewegung eines Partikels v_{St} kann daher mittels der um einen Partikelformfaktor f_{shape} erweiterten Stokesschen Gleichung berechnet werden

$$v_{St} = f_{shape} \cdot \frac{2 \cdot R_p^2 \cdot g \cdot (\rho_p - \rho_F)}{9 \cdot \eta_F} \quad (61)$$

mit dem Partikelradius R_p , der Erdbeschleunigung $g = 9,81 \text{ m/s}^2$, der Partikelmasse ρ_p , der Wasserdichte ρ_F und der dynamischen Wasserviskosität η_F .

Der Partikelformfaktor f_{shape} in Gl. (61) basiert auf Wadells Sphärizität ψ (Pettyjohn und Christiansen, 1948; zitiert in Turian et al., 1997) und ist für Partikelreynoldszahlen $\leq 0,05$ nach Gl. (29), S. 43, gültig.

$$f_{shape} = 0,843 \cdot \log(\psi / 0,065) \quad (62)$$

Hierin ist die Sphärizität ψ ein Maß für die Kugelförmigkeit eines Körpers und nimmt Werte ≤ 1 an.

$$\psi = \frac{\pi^{\frac{1}{3}} \cdot (6 \cdot V_p)^{\frac{2}{3}}}{A_{O,P}} \quad (63)$$

$A_{O,P}$ ist die Partikeloberfläche und V_p das Partikelvolumen. Je deutlicher die Form eines Partikels von der idealen Kugelform abweicht, desto kleiner ist die Sphärizität.

Für die Partikeldichte ρ_p in Gl. (61) wird bei einer vorhandenen Partikelporosität ε_p angenommen, dass alle Hohlräume wassergefüllt sind. Die Gesamtdichte poröser Partikel, bestehend aus Partikelgerüst und wassergefülltem Hohlraumanteil beträgt somit

$$\rho_p = \varepsilon_p \cdot \rho_F + (1 - \varepsilon_p) \cdot \rho_{P,0} \quad (64)$$

Um die mittlere Sinkgeschwindigkeit aller Partikel einer Größenklasse j aus den in

Bild 14 grafisch dargestellten Werten berechnen zu können, werden die mittlere Sedimentationszeit und die mittlere Sinkstrecke für alle diese Partikel benötigt.

Da alle Partikel einer Größenklasse nach Versuchsbeginn eine unterschiedliche Sedimentationsstrecke zurückzulegen haben und aufgrund von Abweichungen in Größe und Dichte nicht gleich schnell sedimentieren, ergibt sich eine stetige, nichtlineare Abnahme der Partikelkonzentration. Die mittlere Sedimentationszeit kann deshalb nur berechnet werden, wenn annähernd alle Partikel der Größenklasse sedimentiert sind (Bild 8).

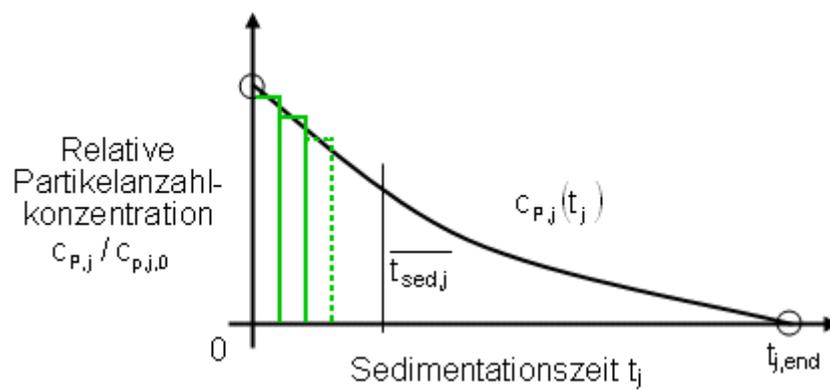


Bild 8. Partikelanzahlgewichtete Sedimentationszeit von Partikeln der Größenklasse j . Grün: zeitdiskret gemessener Konzentrationsverlauf.

Wird in den zeitdiskret gemessenen Verlauf der relativen Partikelanzahlkonzentration $c_{P,j}/c_{P,j,0}$ einer Größenklasse j eine stetige Funktion gelegt, entspricht die partikelanzahlgewichtete mittlere Sedimentationszeit $\bar{t}_{sed,j}$ aller sedimentierten Partikel der Größenklasse der Schwerpunktstelle auf der Zeit-Achse (x-Achse) der Funktion. $c_{P,j,0}$ ist die Partikelkonzentration in der Größenklasse j bei Versuchsbeginn.

$$\bar{t}_{sed,j} = \frac{\int_0^{t_{j,end}} t_j \cdot c_{P,j}(t_j) \cdot dt_j}{\int_0^{t_{j,end}} c_{P,j}(t_j) \cdot dt_j} \quad (65)$$

Da durch die Probenahmen in der Wasserspiegel in der Sedimentationsanlage sehr langsam und über die Versuchsdauer mit konstanter Geschwindigkeit sinkt, nimmt auch die mittlere Sinkstrecke \bar{s}_i , die ein Partikel im Wasserkörper über dem Entnahmehorizont bis zur Probennahmestelle zurücklegen muss, ausgehend von

26 cm bei Versuchsbeginn, ab. Die mittlere Sinkstrecke \bar{s} verringert sich pro Messung/Spülung in Abhängigkeit von Probenvolumen und Durchmesser der Sedimentationsssäule. Partikel, die bereits kurze Zeit nach Versuchsbeginn sedimentieren, verlieren deshalb nur wenig von ihrer ursprünglichen Sedimentationsstrecke s_0 bzw. werden nur in geringem Maße durch die Probennahmen in Richtung Entnahmehorizont transportiert. Partikel mit langer Sedimentationsdauer, durch langsame Sedimentation oder hohe Startposition in der Sedimentationsssäule, unterliegen hingegen vielen Probennahmen, bis sie den Entnahmehorizont erreichen. Demzufolge ergibt sich die mittlere Sedimentationsstrecke $\bar{s}_{j,m}$ nicht aus dem Mittelwert der Anfangsstrecke s_0 und der verbliebenen Strecke $s_{j,end}$ nach der Sedimentation aller Partikel einer Größenklasse sondern mit größerer Genauigkeit aus einer partikelanzahlgewichteten mittleren Sinkstrecke $\bar{s}_{j,m}$ individuell für jede Größenklasse (Bild 9).

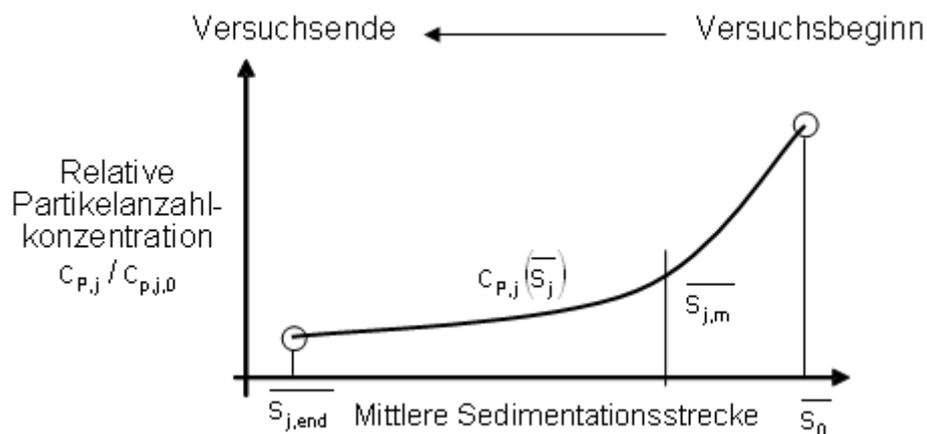


Bild 9. Partikelanzahlgewichtete mittlere Sinkstrecke $\bar{s}_{j,m}$ von Partikeln der Größenklasse j.

Wird die zeitdiskrete Partikelkonzentration über die mittlere Sedimentationsstrecke aufgetragen und durch eine stetige Funktion beschrieben, ist die mittlere Sinkstrecke \bar{s}_j aller sedimentierten Partikel einer Größenklasse gleich der Schwerpunktstelle der Funktion auf der Strecken-Achse (x-Achse) gemäß Gl. (66).

$$\overline{s_{j,m}} = \frac{\int_{\overline{s_{j,0}}}^{\overline{s_{j,end}}} \overline{s_j} \cdot c_{P,j}(\overline{s_j}) \cdot d\overline{s_j}}{\int_{\overline{s_{j,end}}}^{\overline{s_{j,0}}} c_{P,j}(\overline{s_j}) \cdot d\overline{s_j}} \quad (66)$$

Aus mittlerer Sinkstrecke und Sinkzeit ergibt sich dann die mittlere experimentelle Sinkgeschwindigkeit für alle Partikel einer Größenklasse:

$$\overline{v_{\text{exp},j}} = \frac{\overline{s_{j,m}}}{\overline{t_{\text{sed},j}}} \quad (67)$$

Durch Verwendung der so ermittelten Sinkgeschwindigkeiten in der umgestellten Stokes-Gleichung (61) für das Partikelsystem *Eisenoxid* wird die Partikeldichte für jede Größenklasse berechnet. Wird abweichend davon eine konstante Sinkgeschwindigkeit für alle Partikel einer Größenklasse angenommen (die Konzentration-Zeit-Kurve in Bild 8 hätte einen Rechteckverlauf) ergibt sich die Sinkgeschwindigkeit zu

$$\overline{v_{\text{exp},j}} = \frac{\overline{s_0}}{\overline{t_{\text{sed},j}}} - \frac{Q}{A} \quad (68)$$

Der Probennahmestrom Q ergibt sich aus dem Probennahmestrom Q (30 mL = $3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3$) pro Messzyklus (20 Minuten) und der Strömungsquerschnitt A aus dem Durchmesser (140 mm) der zylindrischen Sedimentationssäule.

Mit Gl. (61) kann dann unter Verwendung des mittleren Durchmessers (arithmetisches Mittel aus unterer und oberer Klassengrenze) der jeweiligen Partikelgrößenklasse die Nassdichte der Partikel berechnet werden.

3.2.2 Versuchsaufbau zur Untersuchung des Partikelverhaltens in Rohrströmungen

Die experimentellen Arbeiten zur Untersuchung des Transport-, Ablagerungs- und Mobilisierungsverhaltens von Partikeln im Trinkwasserverteilungsnetz wurden an einer kleintechnischen Versuchsanlage, bestehend aus zwei unabhängig voneinander arbeitenden, im Aufbau identischen Kreisläufen mit einer Länge von je

195 Metern, durchgeführt. Jede der beiden Kreislaufanlagen gliederte sich funktionell in eine Mess- und eine Steuerstrecke sowie die eigentliche Versuchsstrecke, die an beiden Systemen identisch ausgeführt wurde.

In System 1 bestand die Versuchsstrecke aus dem Rohrmaterial Polyethylen 100 (PE 100). An der Versuchsanlage wurden handelsübliche Ringbunde (DVGW-zertifiziert) mit einer Länge von 100 Metern und der Nennweite DN80 verbaut (Außendurchmesser 90 mm, Innendurchmesser 79,4 mm). Rohrverbindungen wurden längskraftschlüssig über Klemmverbindungen (Fa. Plasson, Fa. Georg Fischer) und Flanschverbindungen ausgeführt.

Am System 2 wurden für die Versuchsstrecke geschweißte Stahlrohre DN80 (Länge 6 m, Außendurchmesser 88,9 mm, Innendurchmesser 81,9 mm) ohne Korrosionsschutz eingesetzt. Es wurde auf eine gleichbleibende chemische Zusammensetzung der verwendeten Stahlsorte S235JR, nach der nicht mehr gültigen DIN 17100 als St 37-2 bezeichnet, geachtet. Dabei handelt es sich um einen niedrig legierten, kohlenstoffarmen (Bau-) Stahl bzw. Schwarzstahl. Die Zusammensetzung ist in Tabelle 4 hinterlegt. Zunder und Ölreste auf der inneren Rohrwandung wurden mit 10 %-iger Salzsäure entfernt (*Beizen*). Die einzelnen Segmente wurden durch Edelstahlklemmverbindungen der Fa. Norma („Normaconnect-Rohrkupplung“), Stahl-Flansche (St 37-2) sowie Schweißverbindungen längskraftschlüssig verbunden.

Tabelle 4. Chemische Analyse der Stahlrohre, entnommen aus dem Werkszeugnis für die Stahlrohre; Werte in %

C	Mn	P	S	Si	Cu	V	Mo	Cr	N
0,09	0,57	0,010	0,010	0,018	---	---	---	---	0,0060

Einen schematischen Überblick über den prinzipiellen Aufbau der Teilsysteme zeigt Bild 10.

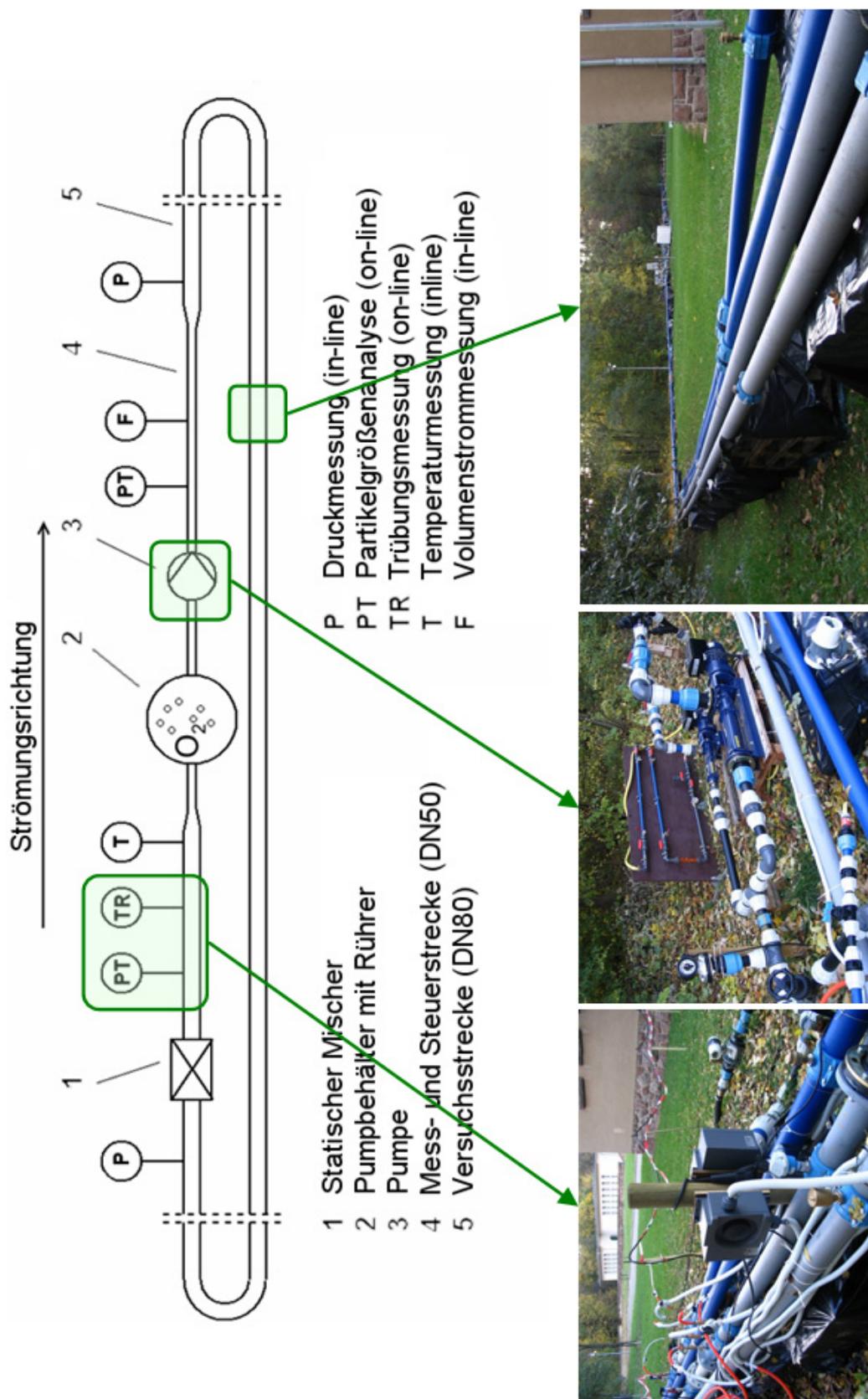


Bild 10. Schematischer Aufbau einer der beiden Kreislaufanlagen. Die Fotos zeigen teilweise beide Anlagen (PE-Anlage blau, Stahlanlage grau).

Die Kreislaufanlagen wurden mit je zwei Exzentrerschneckenpumpen unterschiedlicher Leistungsstufen betrieben, womit Durchflüsse von 1,5 bis 150 L/min im System erzeugt wurden, was im Versuchsabschnitt DN80 einer Fließgeschwindigkeit von 0,005 bis 0,5 m/s entsprach. Alle Pumpen konnten über Frequenzumrichter gesteuert werden, wobei auch definierte dynamische Durchflussszenarien automatisiert durchlaufen werden konnten.

Die Mess- und Steuerstrecken beider Teilsysteme bestanden aus Polyethylen mit der Nennweite DN50, wobei die einzelnen Rohrsegmente durch Kunststoffklemmverbindungen und -flansche längskraftschlüssig verbunden waren. Vereinzelt erforderten Armaturen die punktuelle Reduzierung des Rohrquerschnittes. Messstellen für Temperatur, Druck, Durchfluss, Trübung und Partikelzählung wurden per Rohrschellen angeschlossen.

Der Zwischenbehälter (2) in Bild 10 dient als Start- und Zielpunkt der jeweiligen Kreislaufanlage. Die Pumpen fördern das Versuchswasser aus dem Zwischenbehälter homogenisiert durch den ersten Teil der *Messstrecke*, in der die Partikelzusammensetzung gemessen wird, in die eigentliche *Versuchsstrecke*. Im *zweiten Teil der Messstrecke* nach der Versuchsstrecke erfolgt erneut eine Homogenisierung der Versuchssuspension durch einen statischen Mischer, damit die dort gewonnenen Messwerte aus Partikelzählung und Trübungsmessung mit den Werten vor der Versuchsstrecke vergleichbar sind. Die höhenverstellbaren Probennahmelanzen für Partikelzählung und Trübungsmessung waren während aller Versuche im Strömungsquerschnitt zentriert.

Durch die kontinuierliche Trübungsmessung wurde die Trübung über die gesamte Versuchsdauer zeitdiskret gespeichert. Bild 11 skizziert den Aufbau der Trübungsmessung.

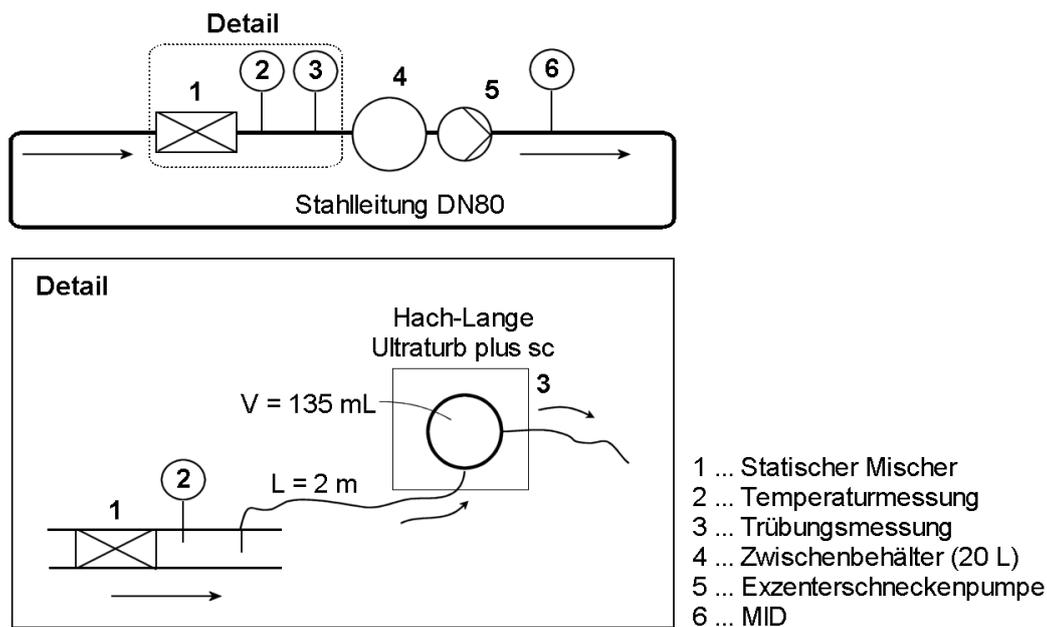


Bild 11. Trübungsmessung in den Experimenten zur Ablagerungsmobilisierung.

Durch den Statischen Mischer vor der Probennahmestelle am Ende der Versuchsstrecke wurden über den gesamten Versuchszeitraum Messfehler durch Konzentrationsgradienten im Strömungsquerschnitt der Rohrleitung vermieden. Der Probennahmestrom wurde manuell auf ca. 1 L/min justiert, so dass der 13-mm-Probennahmeschlauch mit einer Länge von 2 Metern zu einer Verzögerung in der Trübungsmessung von ca. 16 Sekunden führte. Das Probenwasser wurde in den Zwischenbehälter zurückgeleitet.

Die Partikelzählung verhält sich analog der Trübungsmessung. Zeitdiskret wurden über einen 4-mm-Bypass-Schlauch (PTFE) Proben entnommen, analysiert und dem Kreislauf wieder zugeführt.

Weitere technische Details zu den Kreislaufanlagen sind in Anhang 14.10, S. 201, hinterlegt. Die Analysenmethoden befinden sich in Anhang 14.12, S. 215.

3.2.3 *Versuchsprogramm zur Ablagerung suspendierter Partikel in Rohrströmung*

Durch Vorgabe definierter hydraulischer Bedingungen wurde in dem als Kreislaufanlage ausgeführten PE-Rohrstrang DN80 mit 195 m Länge das Transport- und Ablagerungsverhalten partikulärer Wasserinhaltsstoffe untersucht, die gleiche oder ähnliche Eigenschaften aufweisen wie die komplexe in realen Trinkwässern nachweisbare Feststoff-Matrix. Zum Einsatz kamen zwei Partikelsysteme, die getrennt betrachtet wurden und in ausreichender Menge mit identischer Qualität zur

Verfügung standen. Zum einen wurde ein PVC-Pulver mit einer Dichte von 1.400 kg/m^3 und kugelförmiger Partikelform untersucht, zum anderen amorphe, partikuläre Korrosionsprodukte aus der Stahl-Kreislaufanlage.

Vor Versuchsbeginn wurde die für die Transportversuche verwendete Kreislaufanlage aus PE-Rohren gespült. Die Partikel wurden in ausreichender Menge (ca. 20.000 Partikel/mL) in separaten Vorlagebehälter in Trinkwasser (ca. 500 Partikel/mL bereits enthalten) suspendiert, homogenisiert und in die Kreislaufanlage aus PE-Rohren überführt. Bei Versuchsbeginn wurde der gewünschte Durchfluss (bzw. die gewünschte Strömungsgeschwindigkeit) eingestellt und mittels Partikelzählung die Entwicklung der Partikelkonzentration über die Versuchsdauer aufgezeichnet. Physikalische Parameter wie Druck, Temperatur und Durchfluss wurden zur späteren Bearbeitung in regelmäßigen Zeitabständen gespeichert. Je nach Absetzverhalten des eingesetzten Partikelsystems zirkulierte die Suspension ca. ein bis zwei Tage pro Versuch in der Kreislaufanlage.

Von Interesse war der Einfluss der hydraulischen Bedingungen (Strömungsgeschwindigkeit, Viskosität) auf den Absetzgrad der betrachteten Partikel mit bekannten Eigenschaften (Größe, Dichte, Form). Als Absetzgrad wird der prozentuale Anteil der pro Umlauf in der Kreislaufanlage abgesetzten Partikel bezeichnet. In Tabelle 5 sind die hydraulischen Bedingungen in der Kreislaufanlage PE DN80 aufgeführt, unter denen das Absetzverhalten der Partikelsysteme untersucht wurde. Für jede Versuchsbedingung wurden bis zu drei Versuche durchgeführt. Es handelt sich in der Tabelle jeweils um über die Versuchszeit gemittelte Strömungsgeschwindigkeiten $\overline{v_{\Delta t}}$ und Wassertemperaturen \overline{T} .

Tabelle 5. Untersuchte hydraulische Bedingungen in der PE-Kreislaufanlage DN80 für Transport- und Absetzversuche.

Versuche mit Eisenoxid-Partikeln	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,013 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 12,1 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 837$	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,018 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 12,8 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 1221$	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,023 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 17,3 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 1776$	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,038 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 12,8 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 2579$	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,109 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 7,1 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 6360$
Versuche mit PVC-Pulver	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,012 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 16,8 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 939$	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,019 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 25,1 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 1736$	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,024 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 21,9 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 2099$	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,040 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 20,0 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 3267$	$\overline{v_{\Delta t}} = 0,113 \text{ m/s}$ $\overline{T} = 21,8 \text{ °C}$ $\overline{Re} = 9649$

3.2.4 Versuchsprogramm zur Mobilisierung abgelagerter Partikel in Kreislaufanlagen

Die Mobilisierung von Korrosionsprodukten wurde in der Kreislaufanlage aus Stahlleitungen experimentell untersucht. Durch Korrosion bildeten sich in den Stahlrohren partikuläre, stark wasserhaltige Ablagerungen aus *Korrosionsprodukten* über die gesamte Rohroberfläche aus, wie in Bild 12 zu sehen ist.



Bild 12. Ausgebildete Ablagerungen in der Kreislaufanlage aus Stahl, DN80.

Die Ablagerungen waren gleichmäßig über den kompletten Rohrumfang verteilt. Beim Ablassen des Wassers aus der Leitung löste sich jedoch ein Teil der Ablagerungen an der Rohrsohle (rechter unterer Bildteil = Rohrsohle). Inkrustationen, die die Korrosionsprozesse lokal beeinflussen können, sind in dieser frischen Stahlleitung nicht vorhanden.

Jedes Experiment begann mit dem Spülen des DN80-Kreislaufs mit Trinkwasser bei einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,5 m/s über mehrere Minuten bis zum

Erreichen eines klaren Spülwasserablaufs. Anschließend erfolgte die Versuchsdurchführung, deren Phasen in Bild 13 skizziert sind.

Mittlere Strömungsgeschwindigkeit

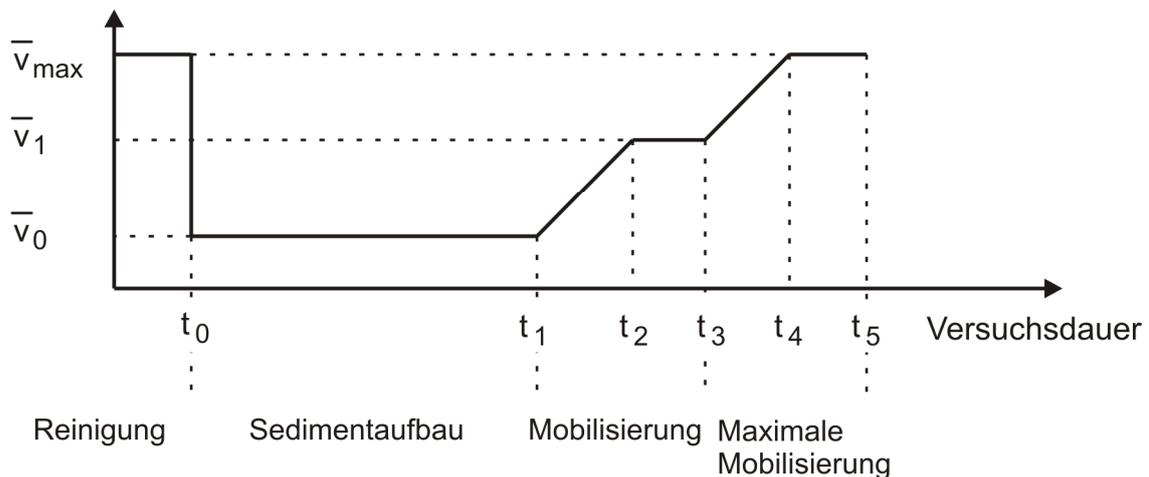


Bild 13. Ablauf eines Mobilisierungsexperimentes mit den Arbeitsschritten Reinigung der Anlage, Aufbau der Sedimente durch Korrosion sowie Mobilisierung der Sedimente.

Über einen definierten Zeitraum von t_0 bis t_1 (meist 3 Tage) konnten sich Ablagerungen unter konstanten Strömungsgeschwindigkeiten \bar{v}_0 ausbilden. Es wurden drei Versuchsreihen mit den Strömungsgeschwindigkeiten $\bar{v}_0 = 0,1 \text{ m/s}$, $\bar{v}_0 = 0,07 \text{ m/s}$ und $\bar{v}_0 = 0,05 \text{ m/s}$ durchgeführt. Dabei bedingte \bar{v}_0 stets turbulente Strömungsbedingungen im Zeitraum der Ablagerungsbildung.

Nach der Einfahrphase wurde die Strömungsgeschwindigkeit mittels der frequenzgesteuerten Pumpen gleichmäßig über den Zeitraum $t_2 - t_1 = 5 \text{ s}$ von der Strömungsgeschwindigkeit \bar{v}_0 auf eine neue Strömungsgeschwindigkeit \bar{v}_1 erhöht. Nach ca. 30 Minuten wurde dann die maximale Strömungsgeschwindigkeit $\bar{v}_{\max} = 0,5 \text{ m/s}$ eingestellt, bis sich ein stationäres Trübungsniveau ergab, um die Menge noch nicht mobilisierter Ablagerungen zu ermitteln.

3.3 Verwendete Partikelsysteme und Analysemethoden

Als Feststoffsysteme für die Suspensionen wurden ein PVC-Pulver (Vinnolit E 2078; Vinnolit GmbH & Co. KG), ein ABS-Pulver (Acrylnitril-Butadien-Styrol), Quarzsand

(Sikron SF 800, Sikron SF 300; Milisil, Quarzwerke GmbH), jeweils mit bekannten Eigenschaften, sowie natürlich gebildete Eisenoxid-Partikel aus der Korrosion der kleintechnischen Stahlkreislaufanlage in Trinkwasser verwendet.

Die Quarzsande, Vinnolit E 2078 und das ABS lagen als trockenes Pulver vor, die Eisenoxidpartikel als wässrige Suspension. Die Eigenschaften der Partikelsysteme sind in Tabelle 6 sowie Anhang 14.11, S. 206, gelistet.

Tabelle 6. Eigenschaften der verwendeten Partikelsysteme

Eigenschaft	PVC-Pulver	ABS-Pulver	Quarzsand	Eisenoxid
Bezeichnung	Vinnolit® E 2078	Acrylnitril-Butadien-Styrol	Sikron SF 300®, SF 800®, Milisil®	FeO(OH), aus Stahlleitung (St 37-2, bzw. S235JR+AR)
Phase	trockenes Pulver	trockenes Pulver	trockenes Pulver	suspendiert in Trinkwasser
Farbe	weiß	weiß	weiß /hellgrau	braun/ocker
Dichte	1400 kg/m³	1050 kg/m³	2650 kg/m³	unbekannt
Porosität	nicht-porös	nicht-porös	nicht-porös	porös
Form	kugelig, gerundet	kugelig, gerundet	kantig	unbekannt

Experimentell bestimmte Eigenschaften der Eisenoxide werden in Abschnitt 4.1, S. 67, erläutert.

Die Partikel und Suspensionen wurden hinsichtlich physikalischer und chemischer Eigenschaften charakterisiert. Physikalische Eigenschaften sind die Partikelgröße, Form, Oberflächenstruktur (Rauheit), Porosität, Agglomerat-Struktur und Dichte (Reindichte, Partikeldichte und Agglomeratdichte) sowie das Zeta-Potential.

Die Suspensionen wurden durch Summenparameter, wie z. B. die Trübung und die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe (AFS), Partikelgrößenverteilung und Partikelkonzentration sowie stoffliche Zusammensetzung, charakterisiert.

In Tabelle 15 in Anhang 14.12, S. 215 sind die in dieser Arbeit eingesetzten Analysemethoden gelistet. Für die Handhabung von Suspensionen bei der Analyse und bei der Interpretation der Messdaten sind Besonderheiten zu berücksichtigen, auf die im Anhang 14.12, S. 215, verwiesen wird.

4 Ergebnisse der Untersuchungen an den Versuchsanlagen

4.1 Partikelcharakterisierung durch Sedimentationsversuche

Durch eine Partikelzählung wurden in den Sedimentationsversuchen Konzentrationsverläufe wie in Bild 14 über die Dauer jedes einzelnen Versuches gemessen.

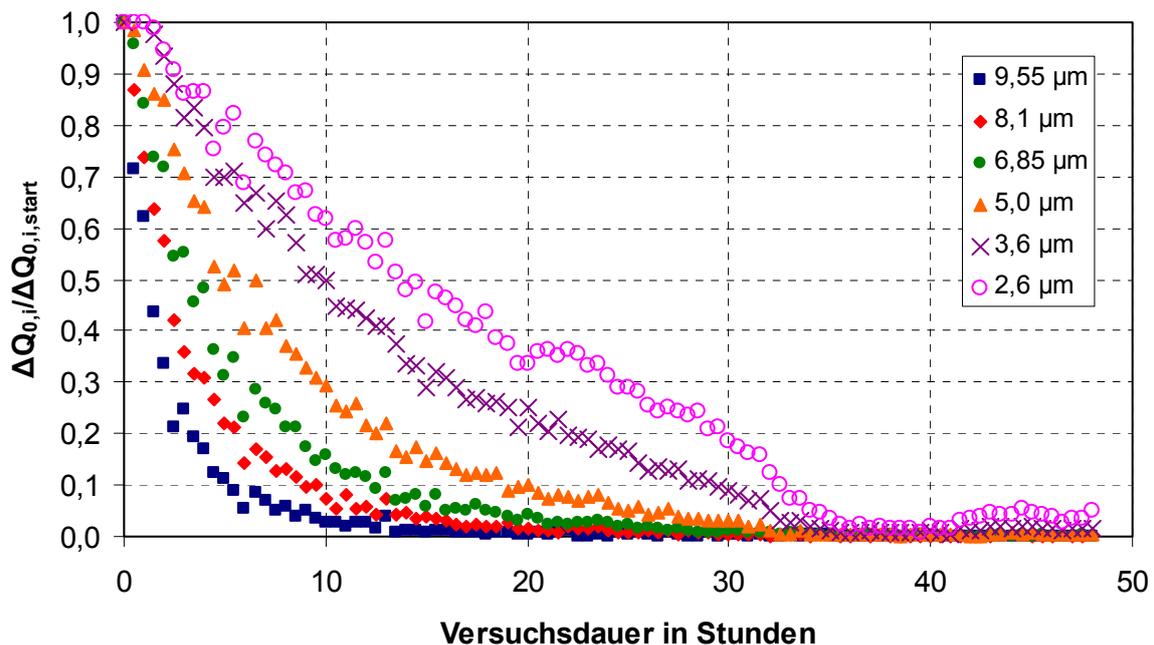


Bild 14. Änderung der Partikelanzahlkonzentration von SF-300-Sandpartikeln in verschiedenen Größenklassen in einem Sedimentationsversuch

Nachdem eine zu untersuchende Suspension in die Sedimentationsssäule gefüllt wurde, stellt sich der Sedimentationsvorgang aller suspendierten Partikel mit einer stationären Sinkgeschwindigkeit ein. Alle Partikel passieren in Abhängigkeit von der Sinkgeschwindigkeit die Probennahmestelle für den Partikelzähler und lagern sich auf dem Boden der Sedimentationsssäule ab. Dadurch sinkt die gemessene Partikelkonzentration über die Versuchsdauer.

Ausgehend von einer Partikelkonzentration $c_{P,0,i}$ in der Größenklasse i bei Versuchsbeginn nimmt die Partikelzahl am Probennahmehorizont über die Versuchsdauer stetig ab. Die Unterschiede zwischen einzelnen Größenklassen sind in den Messwerten deutlich erkennbar. Jeder Datenpunkt entspricht dabei der gemessenen Partikelkonzentration an der Probennahmestelle zu einem Zeitpunkt im fortlaufenden Versuch.

Für die Partikelsysteme *PVC-Pulver*, *ABS-Pulver* und *Quarzsand* sind die für die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit mittels der Stokes-Gleichung erforderlichen Eigenschaften bekannt. Da es sich um kugelförmige Partikel mit bekannter Dichte handelt, sollten zwischen gemessenen und nach Gl. (61) berechneten Sinkgeschwindigkeiten nur geringe Abweichungen bestehen. Für das partikuläre Eisenoxid ist hingegen die Dichte aufgrund der Porosität nicht bekannt und auch der Einfluss der unregelmäßigen Form auf die Sinkgeschwindigkeit nicht beschrieben.

Bild 15 zeigt die für verschiedene Partikelgrößenklassen mittels der Gl. (65) bis (67) aus Messwerten ermittelten Sinkgeschwindigkeiten von ABS-Partikeln sowie die theoretischen Sinkgeschwindigkeiten gemäß Stokes-Gleichung.

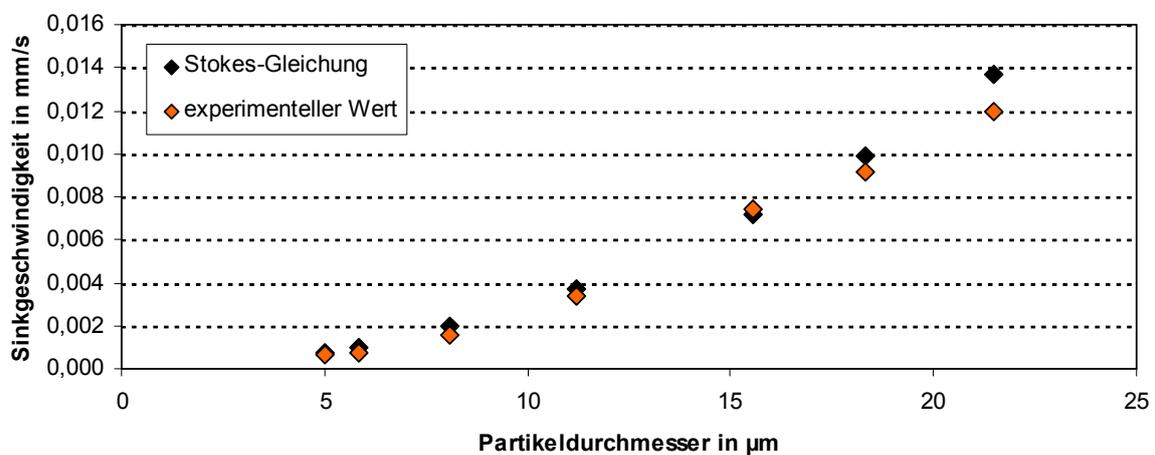


Bild 15. Experimentell ermittelte und berechnete Sinkgeschwindigkeiten von ABS-Partikeln in ruhendem Wasser bei 22 °C Wassertemperatur.

Die experimentell ermittelten Geschwindigkeiten liegen bei ca. 0,0006 mm/s (2,2 mm/h) für 5- μm -Partikel bis 0,012 mm/s (43 mm/h) für 21,5- μm -Partikel. Die mit der Stokes-Gleichung (61), S. 55, berechneten Sinkgeschwindigkeiten (Dichte 1.050 kg/m³, Formfaktor 1) weichen nur geringfügig von den experimentellen Ergebnissen ab.

Bild 16 zeigt die Sinkgeschwindigkeiten von Sand-Partikeln (SF 300, Milisil).

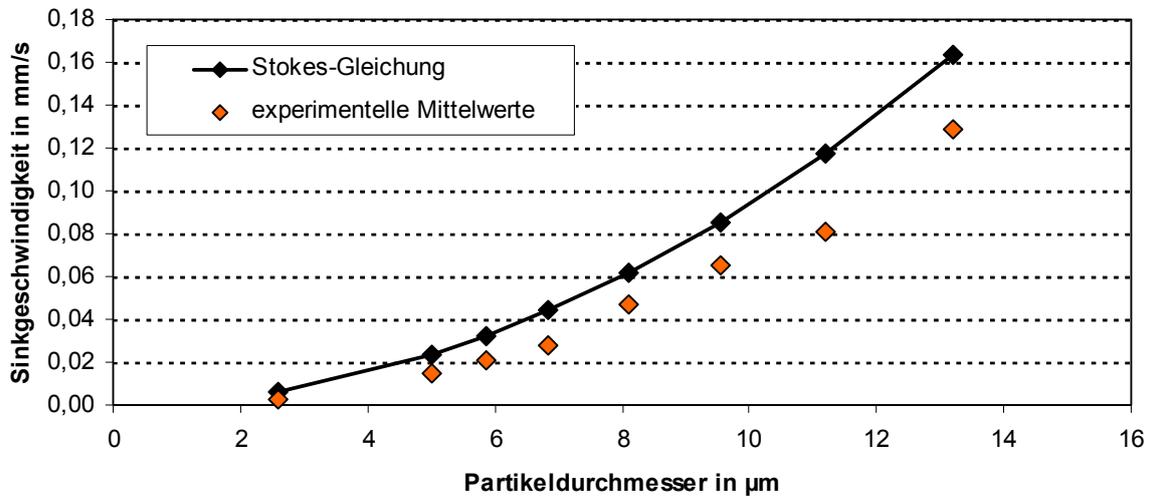


Bild 16. Experimentell ermittelte und berechnete Sinkgeschwindigkeiten von Sand-Partikeln (SF 300, Milisil) in ruhendem Wasser bei 21 °C Wassertemperatur.

Die experimentell ermittelten Geschwindigkeiten liegen bei ca. 0,003 mm/s (10,8 mm/h) für 2,6- μm -Partikel bis 0,13 mm/s (468 mm/h) für 13,2- μm -Partikel. Die mit der Stokes-Gleichung (61), S. 55, berechneten Sinkgeschwindigkeiten (Dichte 2.650 kg/m³, Formfaktor 1) weichen zwischen 55 % für 2,6- μm -Partikel und 21 % für 13,2- μm -Partikel von den experimentell ermittelten Werten ab.

Bild 17 zeigt die Sinkgeschwindigkeiten von PVC-Partikeln (Vinnolit).

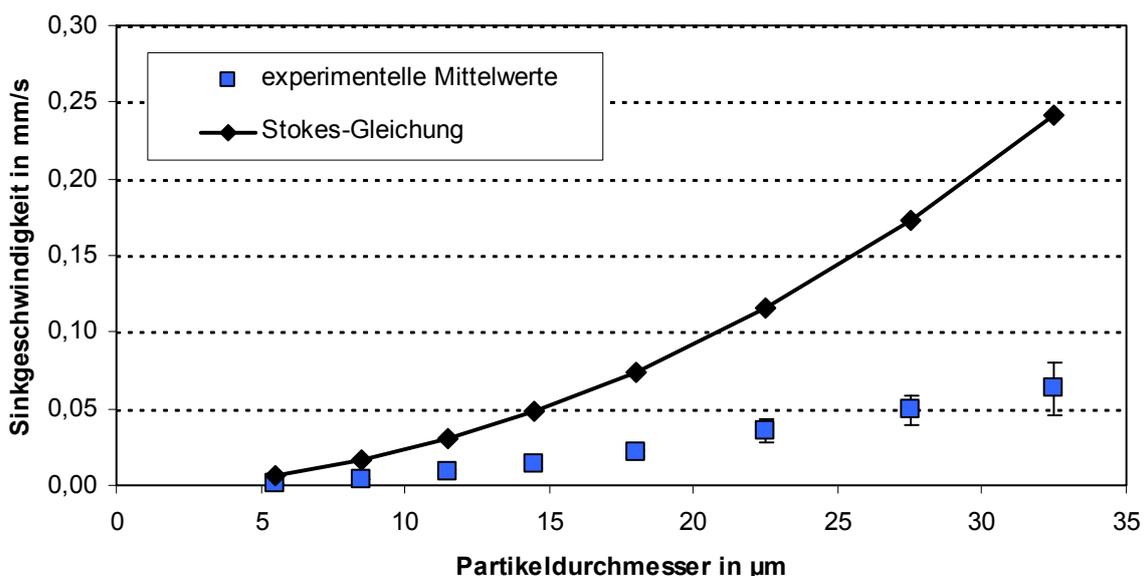


Bild 17. Experimentell ermittelte Sinkgeschwindigkeiten von PVC-Partikeln in ruhendem Wasser bei 22 °C Wassertemperatur. Fehlerbalken: Konfidenzintervall $\alpha = 0,05$, 4 Werte.

Die experimentell ermittelten Geschwindigkeiten liegen bei ca. 0,0013 mm/s (4,7 mm/h) für 5,5- μ m-Partikel bis 0,063 mm/s (227 mm/h) für 32,5- μ m-Partikel. Die mit der Stokes-Gleichung (61), S. 55, berechneten Sinkgeschwindigkeiten (Dichte 1.400 kg/m³, Formfaktor 1) weichen zwischen 82 % für 5,5- μ m-Partikel und minimal 69 % für 22,5- μ m-Partikel von den experimentell ermittelten Werten ab.

Wird mit Gl. (64), S. 55, unter Annahme von 0 % Porosität die Dichte der Partikel berechnet, ergibt sich eine Dichteverteilung von ABS-, PVC- und Sand-Partikeln, wie in Bild 18 dargestellt.

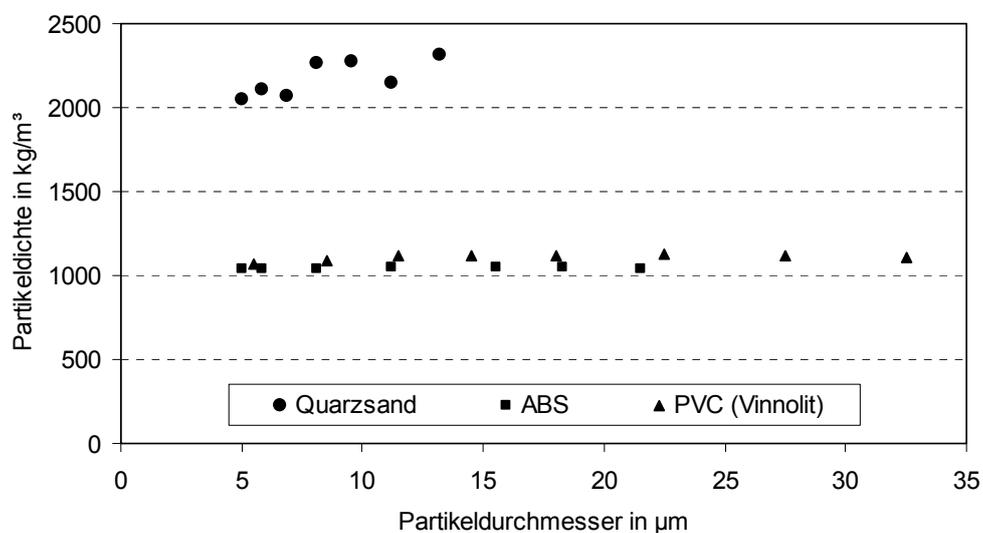


Bild 18. Aus den experimentell ermittelten Sinkgeschwindigkeiten berechnete Dichten.

Für alle Partikelgrößenklassen des jeweiligen Partikelsystems konnten ähnliche Nassdichten ermittelt werden, die sich jedoch unter den tatsächlichen, bekannten Partikeldichten einordneten (vgl. Tabelle 6). Die Nassdichte des ABS-Pulvers beträgt 1.050 kg/m³, wohingegen die gemessene Dichte bei 1.042 kg/m³ liegt (Messfehler 7 %). Die Nassdichte des PVC-Pulvers beträgt 1400 kg/m³, ermittelt werden 1107 kg/m³ (Messfehler 21 %). Für die Sande werden 2180 kg/m³ statt 2650 kg/m³ ermittelt (Messfehler 18 %).

Die Abweichung zwischen der experimentell ermittelten Partikeldichte und der Herstellerangabe wird durch eine Korrekturgleichung ausgeglichen. Diese basiert auf der experimentell ermittelten Dichtedifferenz $\Delta\rho_{P,meas}$ zwischen Partikel und Wasser.

$$\Delta\rho_{P,meas} = \rho_{P,meas} - \rho_F \quad (69)$$

Die Korrekturgleichung lautet

$$\rho_P = \rho_F + 12,181 \cdot \Delta\rho_{P,meas}^{0,695} \quad (70)$$

Bestimmungsfehler bei der Partikeldichte können u. a. aus Messfehlern des Partikelzählers, der Breite der Partikelgrößenklassen, die zu einer Ungenauigkeit bei der Berechnung und Messung führen, und aus Fremdpartikeln im Versuchsreaktor resultieren.

Für das Partikelsystem aus Eisenoxid liegen bis auf die mit dem Partikelzählgerät gemessenen projektionsflächen-äquivalenten Partikelgrößen keine Angaben zu den Partikeleigenschaften vor. Die Größenverteilung der durch Korrosion gebildeten Partikel wurde an Proben aus der Stahl-Kreislaufanlage (Kapitel 3.2.4, S. 64) ermittelt. Die entnommenen Spülproben hatten einen fast 100-%-igen Eisenoxidgehalt (Einzelanalyse: TS = 2,4 g/L, TOC = 17,7 mg/L, $Fe^0 = 1,6 \text{ g/L} \approx 2,5 \text{ g/L}$ bei $X_{Fe^0, FeOOH} = 1,59$).

Die Partikelgrößenverteilung im Messbereich des Partikelzählgerätes von 0,9 bis 200 μm ist in Bild 19 dargestellt.

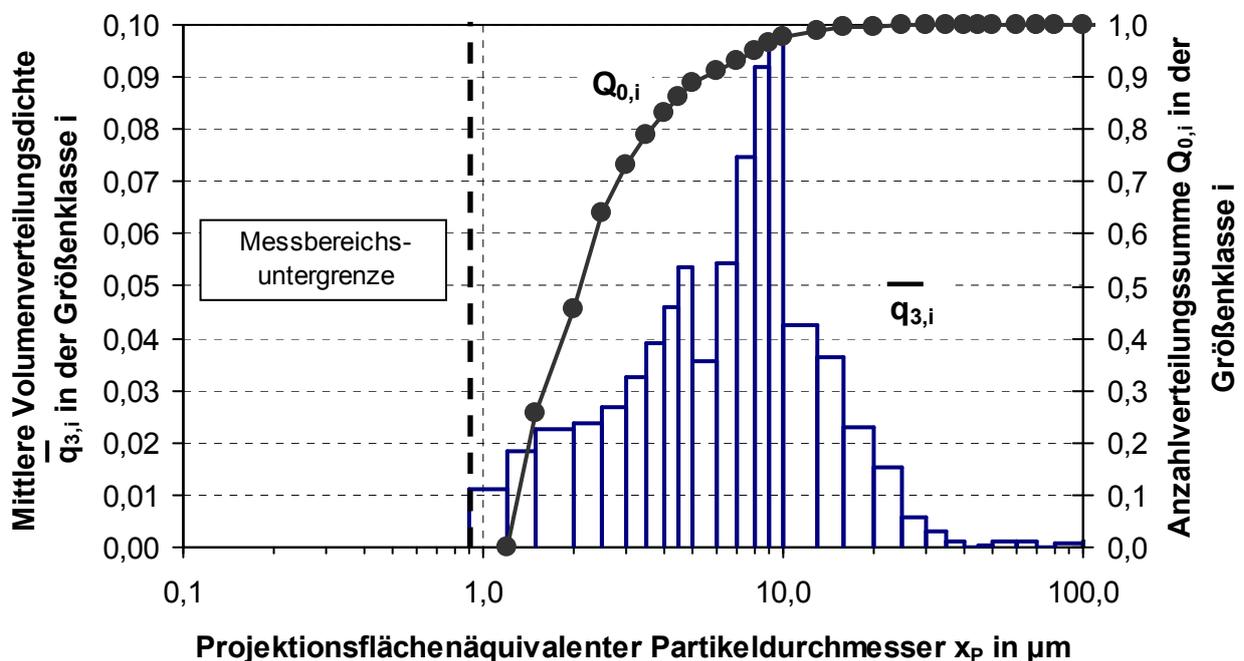


Bild 19. Größenverteilung der durch Sauerstoffkorrosion gebildeten Eisenoxidpartikel in einer experimentellen Stahlleitung (St 37-2).

Im betrachteten Größenspektrum sind 91 % der Partikel $\leq 5 \mu\text{m}$. Die Zahlenwerte sind in Anhang 14.11.3, S. 212 hinterlegt.

Aufgrund der kleinen Partikeldurchmesser von überwiegend $< 10 \mu\text{m}$ und der lichtabsorbierenden Oberfläche bewirken diese Partikel eine starke Eintrübung von Trinkwasser bereits bei geringsten Konzentrationen im Bereich von mg/m^3 . Andererseits sind Partikel $> 10 \mu\text{m}$ größtenteils für das Masseaufkommen verantwortlich.

Es werden nachfolgend die experimentell bestimmten Sinkgeschwindigkeiten verwendet, um mittels Stokes-Gleichung die von der Porosität beeinflusste Dichte der Eisenoxidpartikel zu berechnen (Gl. (61) und (64)). Bild 20 zeigt die experimentell ermittelten Sinkgeschwindigkeiten.

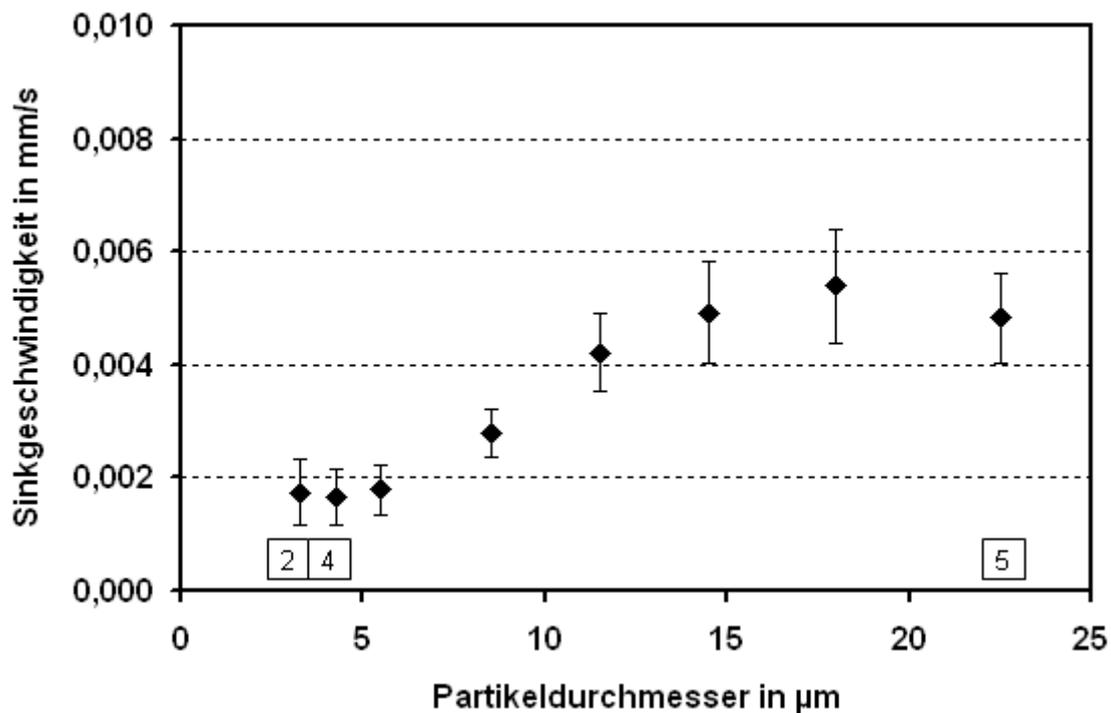


Bild 20. Experimentell ermittelte Sinkgeschwindigkeiten für Eisenoxidpartikel bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (schwarze Balken: Konfidenzintervall, $\alpha = 0,05$, $n = 6$, abweichende n in Kästchen).

Im Gegensatz zu den Partikelsystemen Sand und PVC-Pulver nähert sich die Sinkgeschwindigkeit im untersuchten Partikelgrößenbereich bei zunehmendem Partikeldurchmesser einem Maximum von ca. $0,005$ bis $0,006 \text{ mm}/\text{s}$ (18 bis $22 \text{ mm}/\text{h}$) im betrachteten Größenbereich von $3 \mu\text{m}$ bis $25 \mu\text{m}$ an.

4.2 Diskussion und weitergehende Charakterisierung von Eisenoxidpartikeln durch die Sedimentationsversuche

Mit den Gln. (61) bis (64), S. 55, wurde aus den größenabhängig bestimmten Sinkgeschwindigkeiten der Eisenoxidpartikel die Dichten bestimmt. Dabei wurde ein Formfaktor $f_{\text{shape}} = 0,95$ berücksichtigt, um auszudrücken, dass die betrachteten Eisenoxidpartikel bzw. Flocken nicht vollständig kugelig sind. Für noch kleinere Formfaktoren wären deutlich von der Kugelform abweichende Formen erforderlich, z. B. eine Plättchen- oder Stäbchenform.

Die so ermittelten Partikeldichten werden mit Gleichung (70) korrigiert und sind in Bild 21 dargestellt.

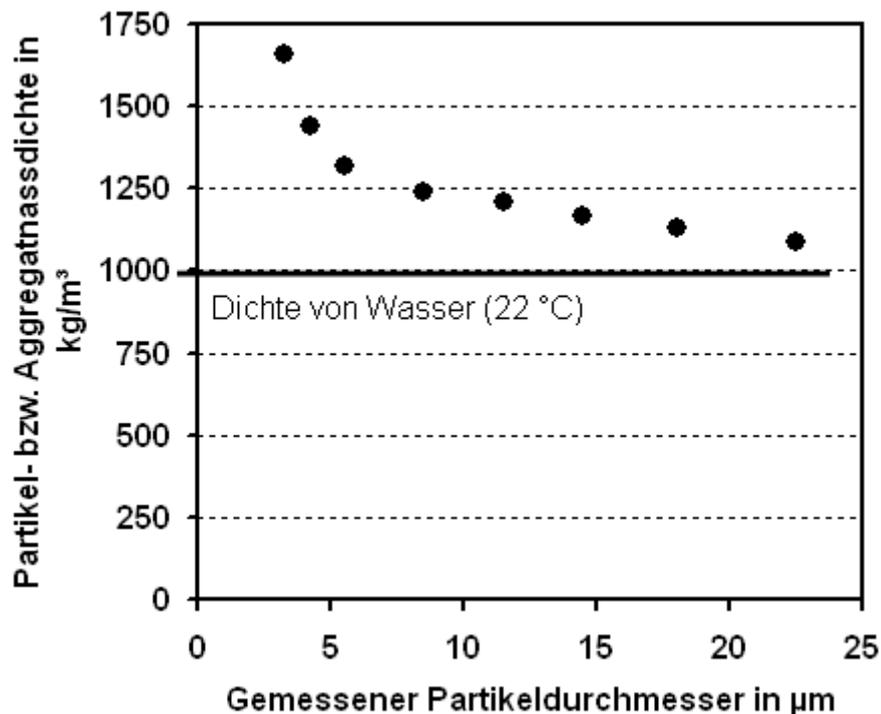


Bild 21. Experimentell ermittelte Dichten für Eisenoxidpartikel (bei 22 °C Wassertemperatur)

Die Dichte der Eisenoxidpartikel nimmt mit zunehmender Größe ab und nähert sich der Dichte von Wasser an, was auf eine zunehmende Porosität der Partikel und Agglomerate schlussfolgern lässt. Bei Partikeln/Agglomeraten größer 20 μm ist die Nassdichte nur noch 11 % höher als die Wasserdichte. Eine zunehmende Porosität führt zum Dichte- bzw. Masseverlust eines betrachteten Agglomerates und damit einer geringeren Sinkgeschwindigkeit. Mit Gl. (64) und der mittels Pyknometer

ermittelten Reindichte der Eisenoxidpartikel von 3.300 kg/m^3 kann die Agglomeratoporosität, wie in Bild 22 dargestellt, ermittelt werden.

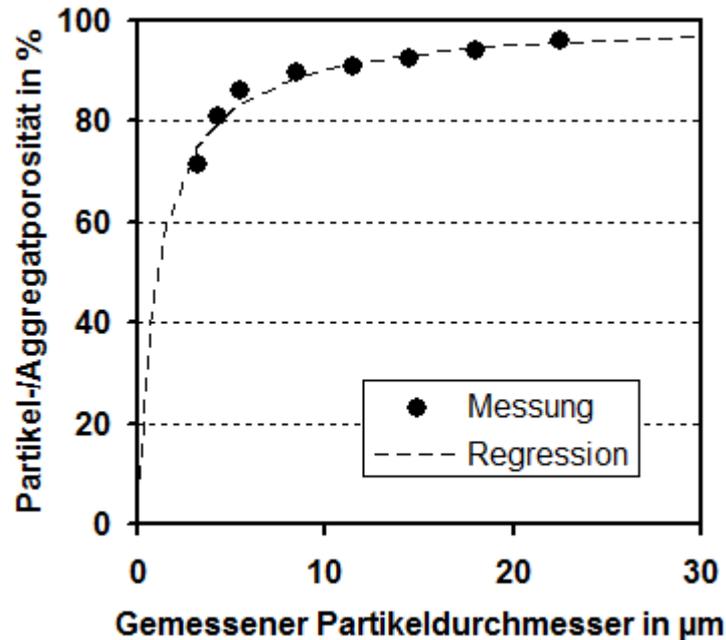


Bild 22. Porosität der Agglomerate aus Eisenoxidpartikeln in Prozent

Die Porosität der Agglomerate zur Flockencharakterisierung nimmt mit dem Partikeldurchmesser zu und strebt dem Grenzwert 100 % (Wassergehalt) zu. Aus der Vergrößerung des Durchmessers resultiert theoretisch eine größere Sinkgeschwindigkeit. Die gleichzeitig deutliche Abnahme der Partikeldichte wirkt einer erhöhten Bewegung jedoch deutlich entgegen. Im Ergebnis unterscheiden sich große Partikel bzw. Agglomerate hinsichtlich der Sinkgeschwindigkeit in ruhender Flüssigkeit nur noch unwesentlich. Eine passende Regressionsgleichung, wie in Bild 22 gestrichelt dargestellt, ist

$$\varepsilon_p = \frac{k_1 \cdot D_p}{k_2 + D_p} \quad (71)$$

mit den Koeffizienten $k_1 = 100$ (dimensionslos), $k_2 = 1,096 \mu\text{m}$ und dem Partikeldurchmesser D_p in μm .

Daten außerhalb des experimentell untersuchten Partikelgrößenbereiches können mit Gl. (71) durch Extrapolation ermittelt werden. Mit Gleichung (64) kann dann ausgehend von einer bekannten Partikelreindichte (hier: 3.300 kg/m^3) die Nassdichte der Partikel bzw. Agglomerate bestimmt werden.

Die mittlere Nassdichte $\bar{\rho}_p$ des Eisenoxid-Partikelsystems liegt bei 1250 kg/m^3 . Die Messwerte der Sedimentationsversuche mit Eisenoxidpartikeln sind in Anhang 14.15, S. 243, hinterlegt.

4.3 Ablagerung suspendierter Partikel in der Rohrströmung

In der Kreislaufanlage aus PE-Rohren wurde die Partikeltransportkonzentration mittels eines Partikelzählgerätes im 20-Minuten-Intervall am Einlass der Versuchsstrecke (am Auslass der Pumpen) und am Ende der Versuchsstrecke (nach dem statischen Mischer) gemessen. Dabei wurden die Partikelkonzentrationen in 32 Größenklassen bestimmt. In Bild 23 ist dies für eine PVC-Partikel-Fraktion mit einem mittleren Durchmesser von $2,75 \mu\text{m}$ und einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von $0,02 \text{ m/s}$ dargestellt.

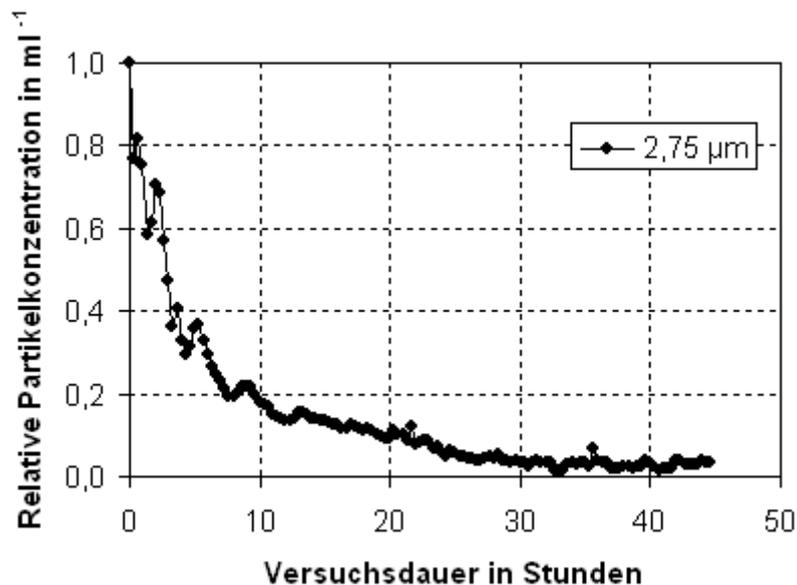


Bild 23. Änderung der relativen Konzentration von PVC-Partikeln mit einem Durchmesser von $2,75 \mu\text{m}$ bei einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von $0,02 \text{ m/s}$.

Die relative Partikelkonzentration $c_{P,T,i}^*$ entspricht der Konzentration der zum Versuchszeitpunkt t suspendierten Partikel der Größenklasse i im Vergleich zur Konzentration bei Versuchsbeginn.

$$c_{P,T,i}^*(t) = \frac{c_{P,T,i}(t)}{c_{P,T,i}(t=0)} \quad (72)$$

Aus dem kontinuierlich gemessenen Durchfluss Q , dem Volumen der Rohrstrecke $V_{\text{Versuchsanlage}}$ und des Zwischenbehälters $V_{\text{Zwischenbehälter}}$ wurde die Zeitdauer Δt ermittelt, die ein Wasserpaket für einen Umlauf in der Kreislaufanlage benötigte.

$$\Delta t = \frac{V_{\text{Versuchsanlage}} + V_{\text{Zwischenbehälter}}}{Q} \quad (73)$$

Die zu einem Zeitpunkt t am Einlass der Versuchsstrecke gemessene Partikelkonzentration der Größenklasse i wurde dann mit der zum Zeitpunkt $t + \Delta t$ ermittelten Partikelkonzentration verglichen. Der Anteil der abgesetzten Partikel wird durch den Absetzgrad beschrieben. Dieser ergibt sich aus der Veränderung der Konzentration innerhalb eines Zeitschritts Δt , bezogen auf die Konzentration zu Beginn des Zeitschrittes. Die Differenz zwischen beiden Messwerten beschreibt die abgelagerte Partikelmenge im jeweils betrachteten Umlaufzyklus.

$$AG_i(t) = \frac{c_{P,T,i}(t) - c_{P,T,i}(t + \Delta t)}{c_{P,T,i}(t)} \cdot 100\% \quad (74)$$

Diese Auswertung wurde für verschiedene Partikelgrößenklassen der beiden verwendeten Partikelsysteme „Korrosionsprodukte“ und „PVC-Pulver“ angewendet. Bild 24 zeigt exemplarisch den Zusammenhang zwischen der Strömungsgeschwindigkeit und dem Absetzgrad von PVC-Partikeln mit einem mittleren Durchmesser von $3,75 \mu\text{m}$ auf der 195 m langen PE-Rohrstrecke DN80.

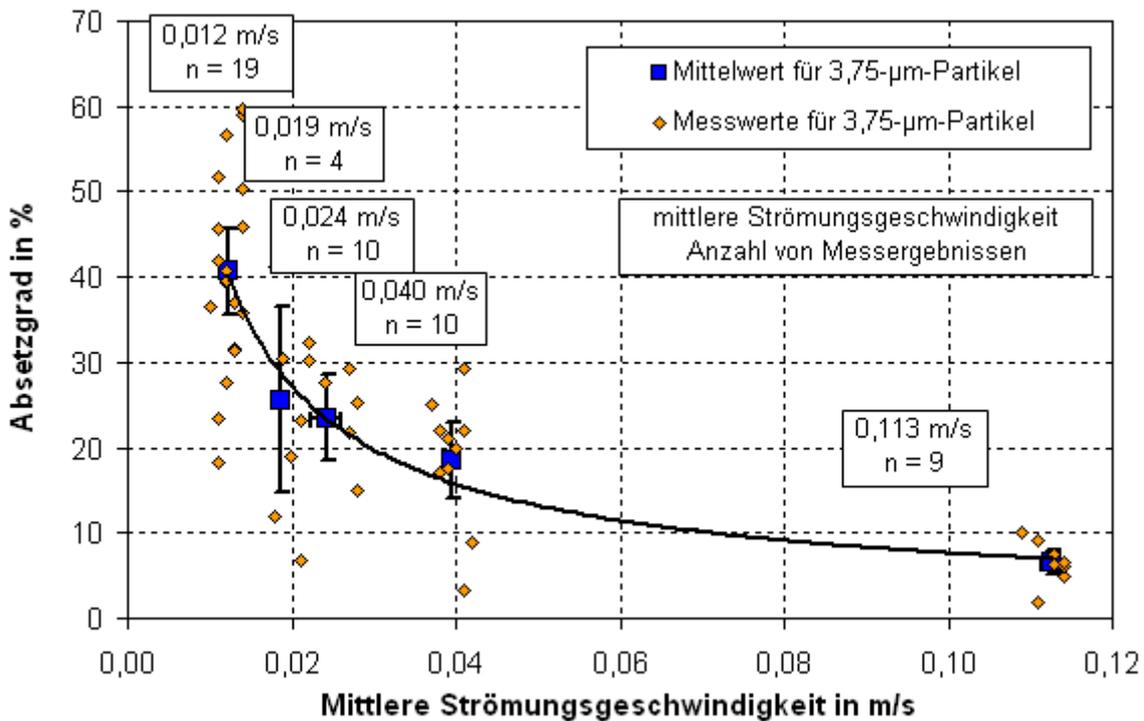


Bild 24. Absetzgrad von PVC-Partikeln mit 3,75 µm Durchmesser bei verschiedenen Strömungsbedingungen. Schwarze Balken zeigen das Konfidenzintervall der Messwerte mit $\alpha = 0,05$ und n laut Kästchen. Schwarze Kurve skizziert eine Potenzfunktion.

Bei einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 0,04 m/s setzen sich ca. 19 % der Partikel beim Transport durch die 195 m Rohrstrecke ab, während bei der niedrigeren Strömungsgeschwindigkeit von 0,019 m/s schon 26 % der Partikel abgelagert werden. Bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten tendiert der Ablagerungsgrad gegen Null und bei abnehmenden Geschwindigkeiten gegen 100 %.

In Anhang 14.12, S. 215, sind die experimentellen Ergebnisse zur Ablagerungsbildung hinterlegt. Es ist ersichtlich, dass die Messergebnisse besonders im laminaren Strömungsbereich streuen und dadurch viele Messungen erforderlich sind. Eine Ursache dafür sind die schwierig zu handhabenden Versuchsbedingungen an der relativ großen Kreislaufanlage. Des Weiteren führt der Betrieb im Freien zu veränderlichen Betriebstemperaturen, die sich auf die Viskosität des Wassers auswirken und damit auch auf die hydraulisch induzierten Kräfte auf die suspendierten Partikel.

In Bild 25 und Bild 26 ist der Einfluss des Partikeldurchmessers bzw. des Partikelvolumens auf den Absetzgrad dargestellt. Diese Bilder fassen die aus den

Versuchen resultierenden Mittelwerte der Absetzgrade (vgl. blaue Punkte in Bild 24) zusammen.

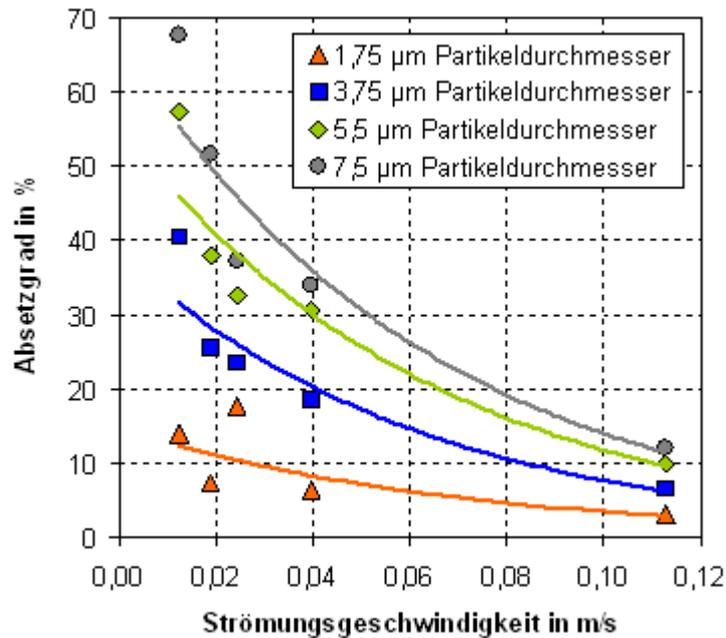


Bild 25. Absetzgrad von PVC-Partikeln verschiedener Partikeldurchmesser bei verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten in der Kreislaufversuchsanlage.

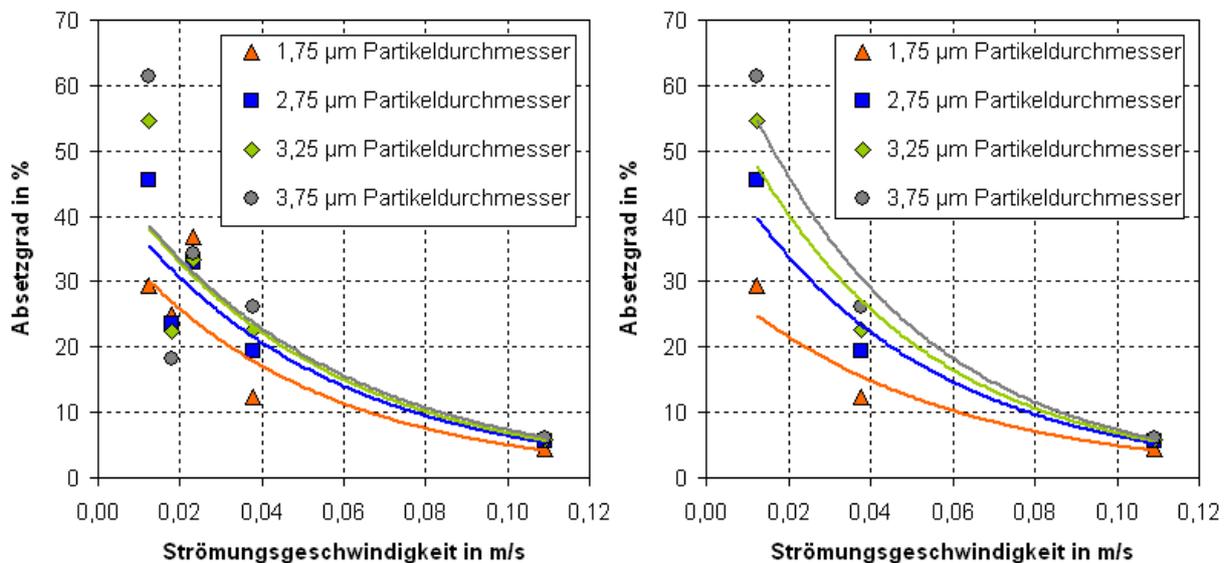


Bild 26. Absetzgrad von Eisenoxid-Partikeln verschiedener Partikeldurchmesser bei verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten in der Kreislaufversuchsanlage. Linkes Diagramm einschließlich abweichender Absetzgrade bei Strömungsgeschwindigkeit 0,018 und 0,023 m/s. Rechtes Diagramm ohne diese Werte.

Mit zunehmendem Partikeldurchmesser lagern sich die Partikel zu einem höheren Grad ab. Während sich dies bei den PVC-Partikeln in den Ergebnissen (Bild 25) sehr gut widerspiegelt, weisen die Versuche mit Eisenoxiden (Bild 26) aufgrund der stark abweichenden Ergebnisse für die Strömungsgeschwindigkeiten 0,018 m/s und 0,023 m/s keine deutliche Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser auf. Werden die Werte bei diesen Strömungsgeschwindigkeiten entfernt, ergibt sich ein ähnlicher Kurvenverlauf wie bei den PVC-Partikeln.

Als Ursache dafür wird vermutet, dass die kleineren Eisenoxidpartikel in der Rohrströmung agglomerieren und sich die Partikelgrößenverteilung dadurch ändert. In Rührversuchen in Becherglasexperimenten wurde dieser Vorgang im Labormaßstab bereits nachvollzogen, ist thematisch aber nicht weiter Bestandteil dieser Arbeit.

Die Abhängigkeit des (prozentualen) Absetzgrades der beiden Partikelsysteme in der 195-m-Rohrstrecke von der Strömungsgeschwindigkeit kann als Potenzfunktion beschrieben werden, wie in Bild 24 als schwarze Kurve skizziert.

$$AG(\bar{v}) = k_3 \cdot \left(\frac{\bar{v}}{\text{m/s}} \right)^{-k_4} \quad (75)$$

Hier ist \bar{v} die Strömungsgeschwindigkeit in m/s. Die Gleichung ist für den experimentell untersuchten Bereich mit einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,012 m/s bis 0,113 m/s und einem Partikeldurchmesser von 1 bis 7 μm gültig. Dabei sind k_3 und k_4 Regressionsparameter der Potenzfunktion, die vom Partikeldurchmesser abhängen (PVC-Partikel Bild 27, Korrosionspartikel Bild 28).

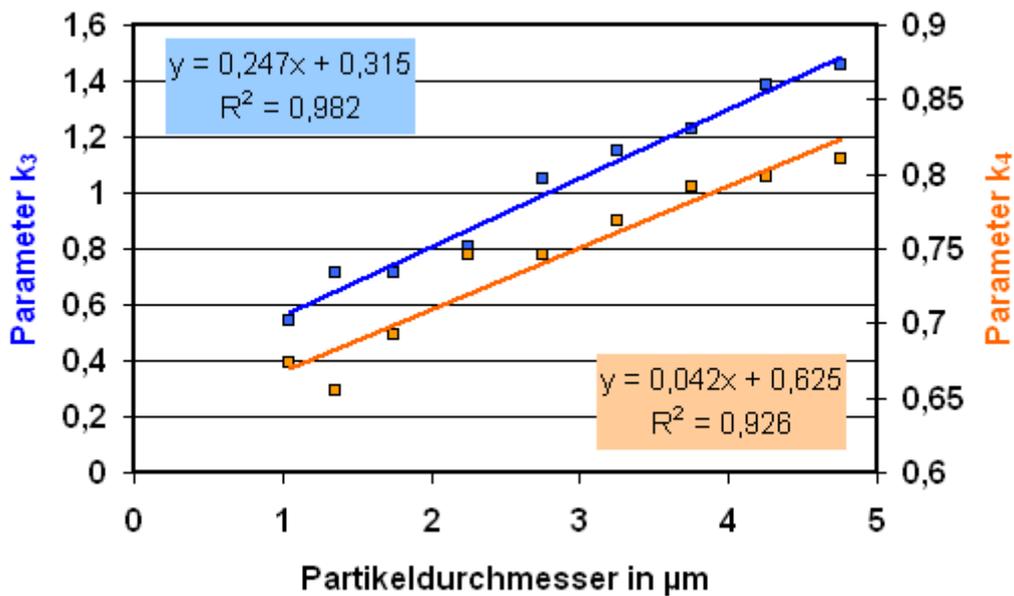


Bild 27. Regressionskoeffizienten k_3 und k_4 der Potenzfunktionen, die für verschiedene Partikeldurchmesser des PVC-Partikelsystems den Zusammenhang zwischen Absetzgrad und Strömungsgeschwindigkeit beschreiben.

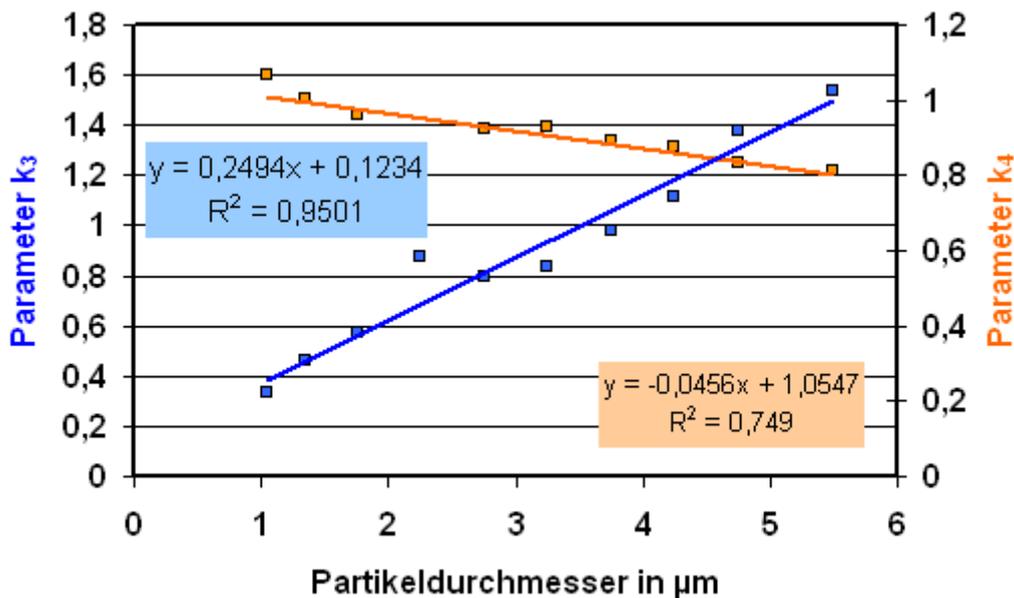


Bild 28. Regressionskoeffizienten k_3 und k_4 der Potenzfunktionen, die für verschiedene Partikeldurchmesser des Partikelsystems aus Korrosionsprodukten den Zusammenhang zwischen Absetzgrad und Strömungsgeschwindigkeit beschreiben.

Verallgemeinert auf die Partikelgröße D_p (in μm) kann der Absetzgrad der beiden Partikelsysteme in der 195-m-Rohrstrecke bei gegebener Strömungsgeschwindigkeit $\overline{v_F}$ (in m/s) mit Gleichung (75) in Prozent ermittelt werden.

Die Parameter k_3 und k_4 für die beiden Partikelsysteme sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Tabelle 7. Parameter für Gl. (75). Partikeldurchmesser D_p in μm .

Parameter	Korrosionsprodukte	PVC-Partikel
k_3	$0,249 \cdot D_p / \mu\text{m} + 0,123$	$0,247 \cdot D_p / \mu\text{m} + 0,315$
k_4	$-0,046 \cdot D_p / \mu\text{m} + 1,055$	$0,042 \cdot D_p / \mu\text{m} + 0,625$

Das Bestimmtheitsmaß R^2 , bezogen auf die Mittelwerte der Ergebnisse der einzelnen Strömungsgeschwindigkeiten, ist dann im Mittel 0,73.

4.4 Diskussion der Ablagerung suspendierter Partikel in Rohrströmung

Für die Strömungsgeschwindigkeit 0,109 m/s wurde der Absetzgrad durch turbulente Diffusion für die Eisenoxidpartikel mittels der Gln. (53) bis (58) berechnet. Dieser lag zwischen 0,07 % für 1,05- μm -Partikel und 0,02 % für 6,5- μm -Partikel. In Bild 29 werden die experimentell ermittelten und die turbulenzbasierten berechneten Absetzgrade gegenüber gestellt.

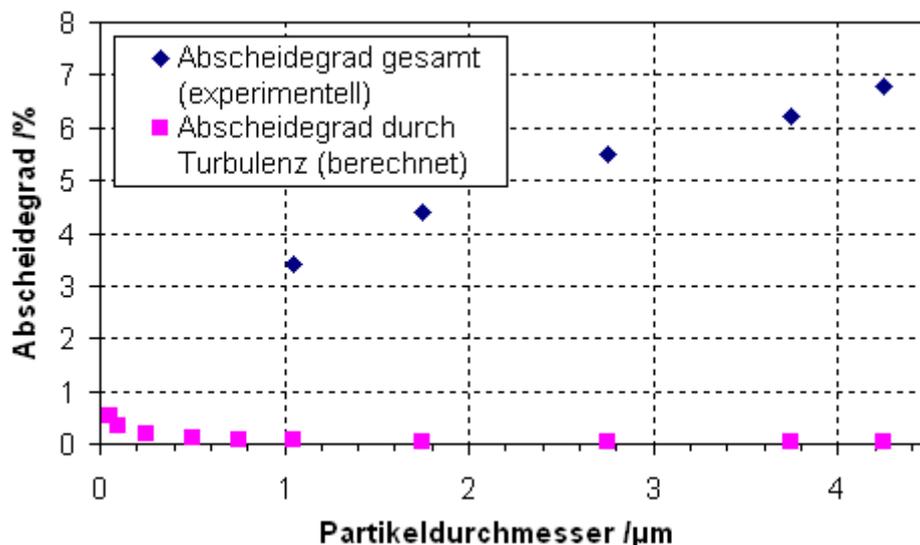


Bild 29. Experimentell ermittelte Absetzgrade der Eisenoxide (blaue Punkte) und berechnete Absetzgrade aufgrund turbulenter Diffusion (pinke Punkte).

Für die hier betrachteten Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 1 μm ist die Ablagerung durch turbulente Diffusion vernachlässigbar gering und liegt zwischen

0,3 % für die größeren 6,5- μm -Partikel und 2,1 % für die kleineren 1,05- μm -Partikel. Die wesentliche Ablagerungsursache ist somit die Sedimentation durch Gravitation.

Die Strömungsgeschwindigkeiten und die Bewegung von Partikeln in der 195 m langen Versuchsstrecke der Kreislaufanlage wurden unter Anwendung des CFD-Software-Paketes *Comsol Multiphysics* modelliert. Die Leitung wird als vertikaler Längsschnitt entlang der Rohrachse in voller Länge ohne Rohrbögen modelliert. Die physikalischen Bedingungen (Strömungsgeschwindigkeit, Fluid-Viskosität, Rohreigenschaften) werden aus dem Betrieb der Versuchsanlage übernommen. Die Partikeleigenschaften (Form und Dichte) wurden entsprechend Kapitel 4.1 berücksichtigt. Der Partikeltransport wurde mittels der Gleichungen aus Kapitel 2.6.2.3, S. 39, ermittelt. Die Ablagerung durch turbulente Diffusion wurde nicht berücksichtigt, Das Ergebnis einer einzelnen Berechnung in *Comsol Multiphysics* wird in Bild 30 dargestellt.

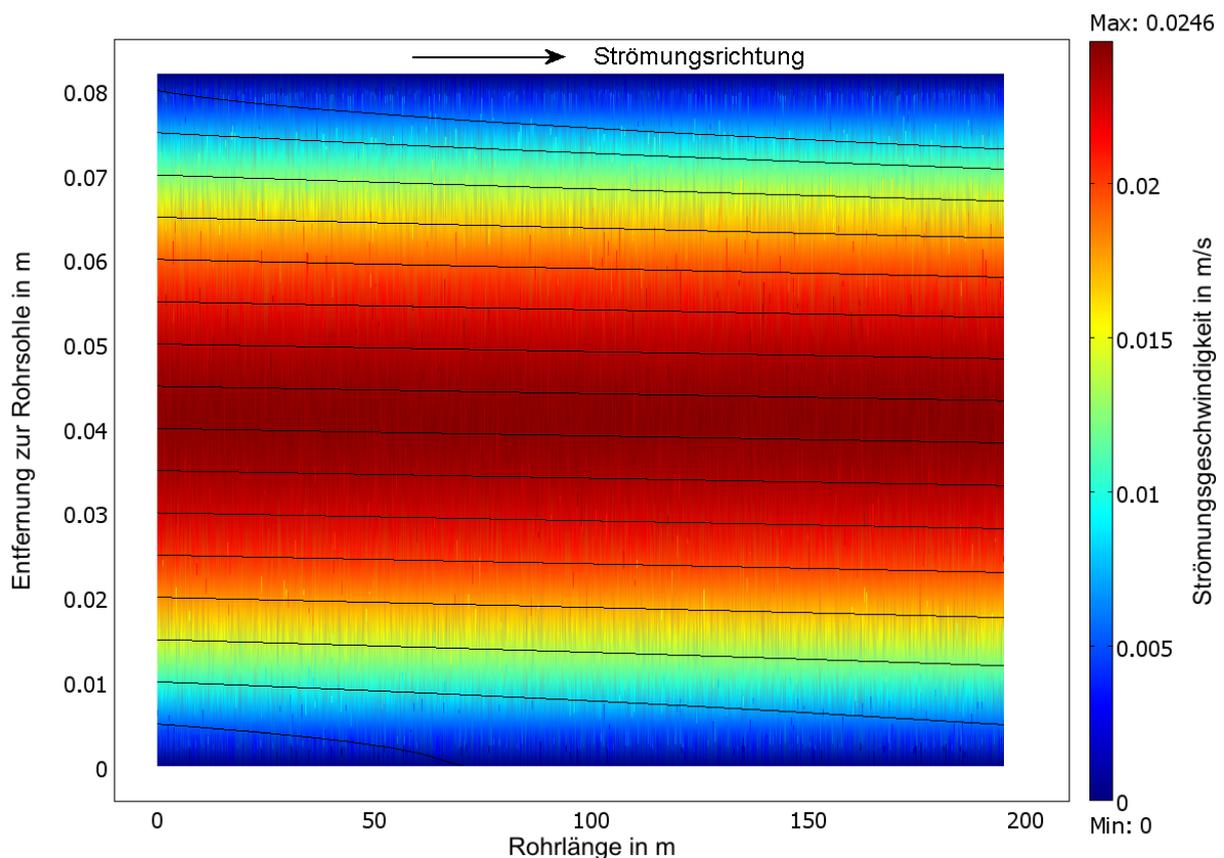


Bild 30. Modellierungsergebnis in *Comsol Multiphysics* für die Versuchsstrecke; mit farbigem Geschwindigkeitsprofil und schwarzen Partikelbahnen bei einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 0,012 m/s

Die Grafik ist in der Breite gestaucht. Es wird das laminare Geschwindigkeitsprofil der Versuchsstrecke bei einer mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 0,012 m/s gezeigt. Die schwarzen Linien bilden die Bahnen von Partikeln ab, die die Rohrleitung von links nach rechts passieren und sich gemäß der Kräftebilanz in Richtung Rohrsohle bewegen, während die Rohrströmung sie durch die Leitung transportiert.

Durch Variation der Starthöhe der Partikel kann – unter der Annahme homogener Durchmischung am Einlass der Rohrleitung (durch die Pumpen der Versuchsanlage) – der aus Ablagerungsvorgängen resultierende partikelfreie Teil des Rohrquerschnittes bestimmt werden. Das heißt, durch Anpassung der Startposition eines Partikels auf der (linken) Eingangsseite der Rohrleitung wird die Starthöhe gesucht, bei der dieses Partikel genau 195 m mit Kontakt am Ende der Rohrstrecke transportiert werden kann. Die Starthöhe entspricht dann der durch das Partikel auf 195 m Rohrstrecke zurückgelegten Sedimentationsstrecke. Partikel, die eine höhere Startposition aufweisen, werden demzufolge nicht durch Sedimentation abgelagert.

Mittels der Annahme einer gewölbten Sedimentationsfront im Rohrquerschnitt kann aus der Sedimentationsstrecke s_{sed} der Anteil der Rohrquerschnittsfläche berechnet werden, der auf der Rohrstrecke sedimentiert ist (Bild 31).

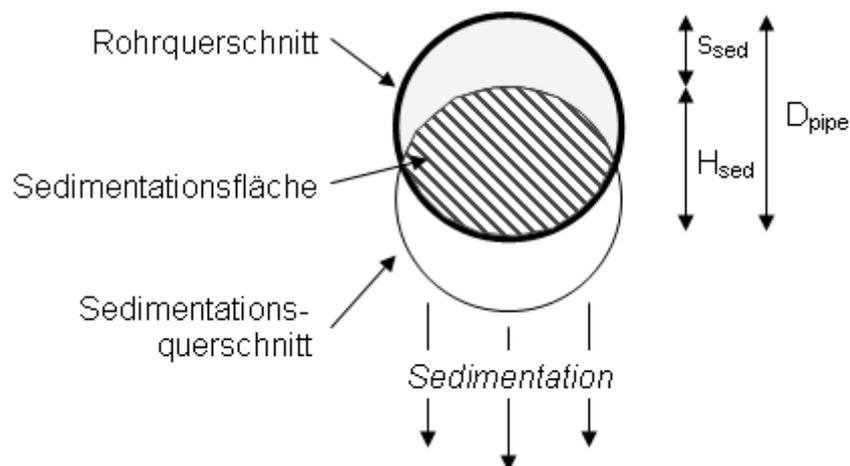


Bild 31. Modell der Sedimentation im Rohrquerschnitt

Der Sedimentationshorizont teilt den Rohrquerschnitt in einen partikelfreien und einen partikelbeladenen Teil (schraffiert) ein. Bei horizontalem, geradem Sedimentationshorizont entspricht der partikelbeladene Teil im geometrischen Sinne einem Kreissegment, bei gewölbtem Horizont statt dessen einer Linse.

Die Fläche der in Bild 31 schraffierten Linse berechnet sich wie folgt (Mathworld):

$$A_{\text{sed}} = 2 \cdot R_{\text{Pipe}}^2 \cdot \arccos\left(\frac{s_{\text{sed}}}{2 \cdot R_{\text{Pipe}}}\right) - \frac{1}{2} \cdot \sqrt{(-s_{\text{sed}} + 2 \cdot R_{\text{Pipe}}) \cdot s_{\text{sed}}^2 \cdot (s_{\text{sed}} + 2 \cdot R_{\text{Pipe}})}$$

(76)

Gegenüber der Variante mit geradem Horizont sedimentieren bei gewölbtem Horizont am Anfang des Sedimentationsprozesses (der komplette Rohrquerschnitt ist partikelbeladen) mehr Partikel. In Bild 32 ist das schrittweise Sedimentieren in einem Rohrquerschnitt dargestellt.

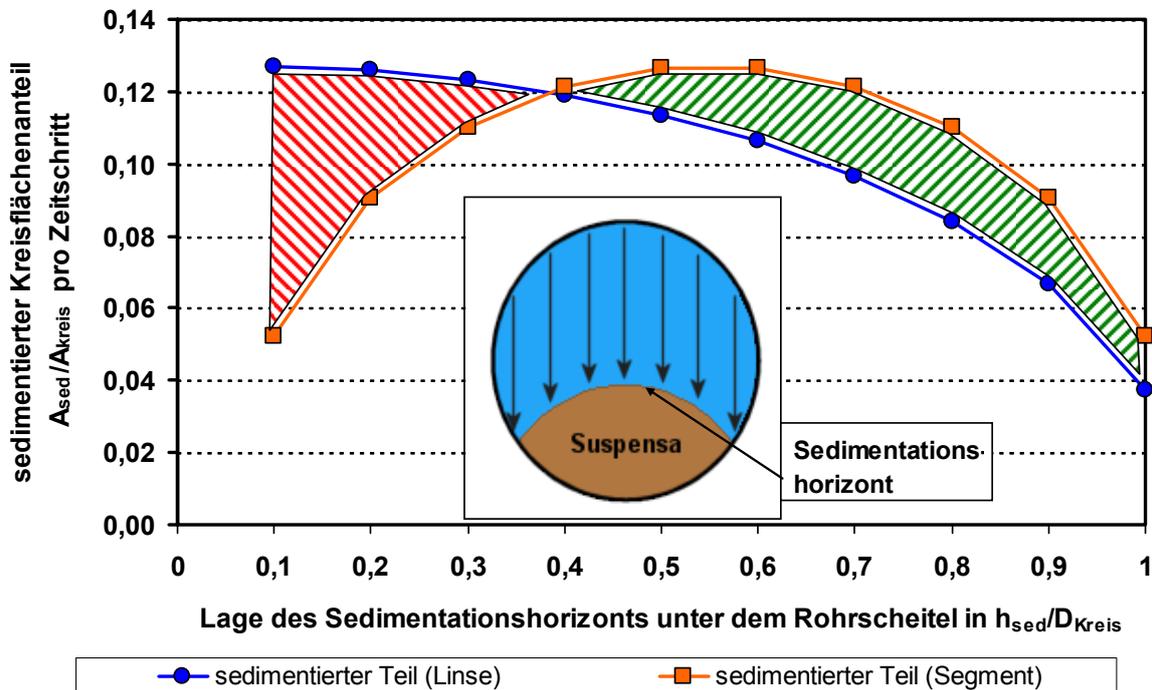


Bild 32. Vergleich von Sedimentation im Rohrquerschnitt mit waagerechtem (= Segment) und gewölbtem Sedimentationshorizont (= Linse)

Die Kurven zeigen, welcher Flächenanteil des Rohrquerschnitts in Abhängigkeit von der Position des Sedimentationshorizonts unter dem Rohrscheitel bei einem gewölbten Sedimentationshorizont (= Linse) im Vergleich zu einer Sedimentation mit geradem Horizont (= Segment) sedimentiert ist.

Die linke, rot schraffierte Fläche hebt hervor, dass bei der Variante mit gewölbtem Horizont anfangs deutlich mehr Partikel pro Zeitschritt sedimentieren (13 % im Vergleich zu 5 %). Ursache ist, dass anfangs als Ablagerungsfläche der komplette Rohrumfang unterhalb der Rohrachse zur Verfügung steht. Bei fortschreitender Sedimentation verringert sich diese Umfangsfläche, so dass dann immer weniger Partikel sedimentieren (rechte, grün schraffierte Fläche).

Der Vergleich berechneter und experimenteller Ergebnisse zeigt, dass die mit dem Partikeltransportmodell berechneten Absetzgrade unter laminaren Strömungsbedingungen absolut um maximal ca. 10 % und relativ um ca. 5 - 40 % von den experimentell bestimmten Werten abweichen. Unter turbulenten Strömungsbedingungen ist die Abweichung größer und liegt absolut bei ca. 10 % bzw. relativ bei ca. 15 - 70 %.

Der Korrekturterm k_{calib} zur Kalibrierung der mit dem Partikeltransportmodell ermittelten Partikelgeschwindigkeit in y-Richtung (vertikal zur Rohrachse; vgl. Gl. (130)) wurde für den laminaren Strömungsbereich bestimmt:

$$k_{\text{calib,lam}} = 1,527 \cdot e^{-38,68 \cdot \frac{v_F}{\text{m/s}}} \quad (77)$$

Unter turbulenten Strömungsbedingungen wurden in den Kreislaufanlagen neu gebildete Ablagerungen über dem gesamten Rohrumfang nachgewiesen, auch an den glatten PVC-Sichtstücken. Da ein praktikabel zu handhabendes Transportmodell für turbulente Strömungsbedingungen nicht vorlag, wurde das vorhandene laminare Transportmodell mit den unter turbulenten Bedingungen gewonnenen experimentellen Ergebnissen kalibriert. Für den turbulenten Strömungsbereich ist der Korrekturterm k_{calib} :

$$k_{\text{calib,turb}} = 0,427 \cdot e^{1,863 \cdot \frac{v_F}{\text{m/s}}} \quad (78)$$

Die berechnete Partikelabsetzgeschwindigkeit ohne Kalibrierung wäre unter laminaren Strömungsbedingungen zu niedrig. Unter turbulenten Strömungsbedingungen wäre die berechnete Absetzgeschwindigkeit zu hoch. Die experimentellen Ergebnisse gemäß Gl. (75) und die mit dem kalibrierten Modell berechneten Werte für Eisenoxid-Partikel mit 3,75 µm Durchmesser sind in Bild 33 dargestellt.

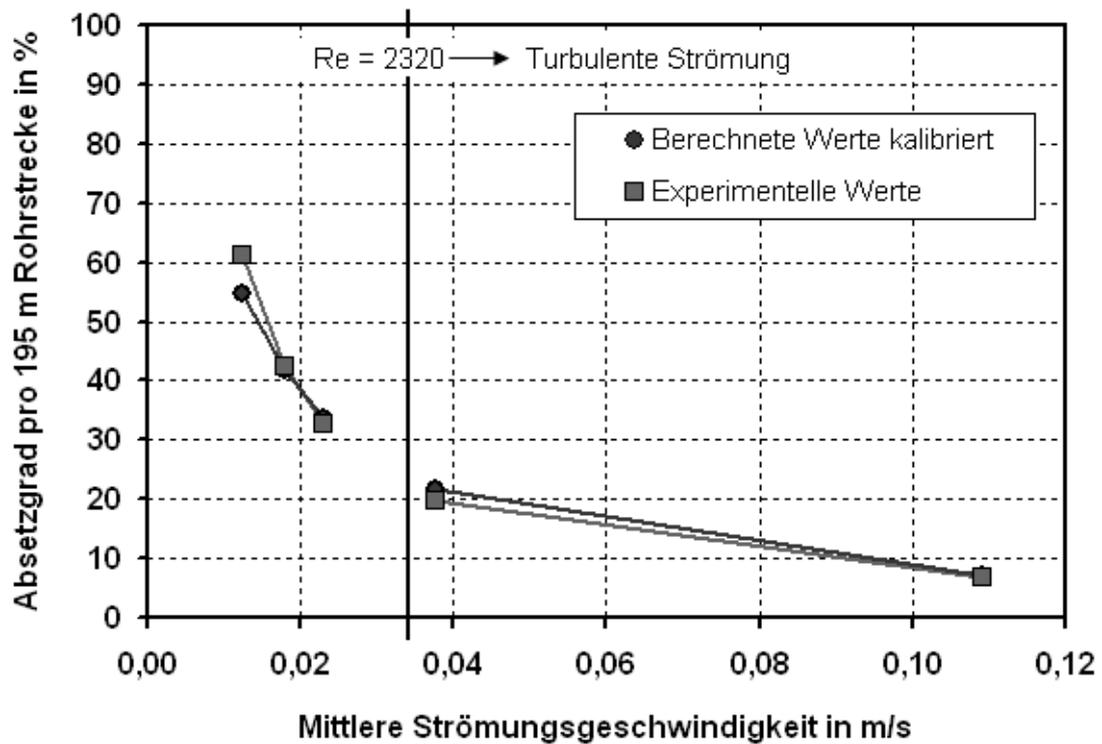


Bild 33. Vergleich berechneter Ergebnisse mit experimentellen Ergebnissen der Partikelablagerung in Rohrströmung; Eisenoxid-Partikel mit 3,75 µm Durchmesser

Die berechneten Werte verschiedener Partikelgrößenklassen sind in Bild 34 dargestellt.

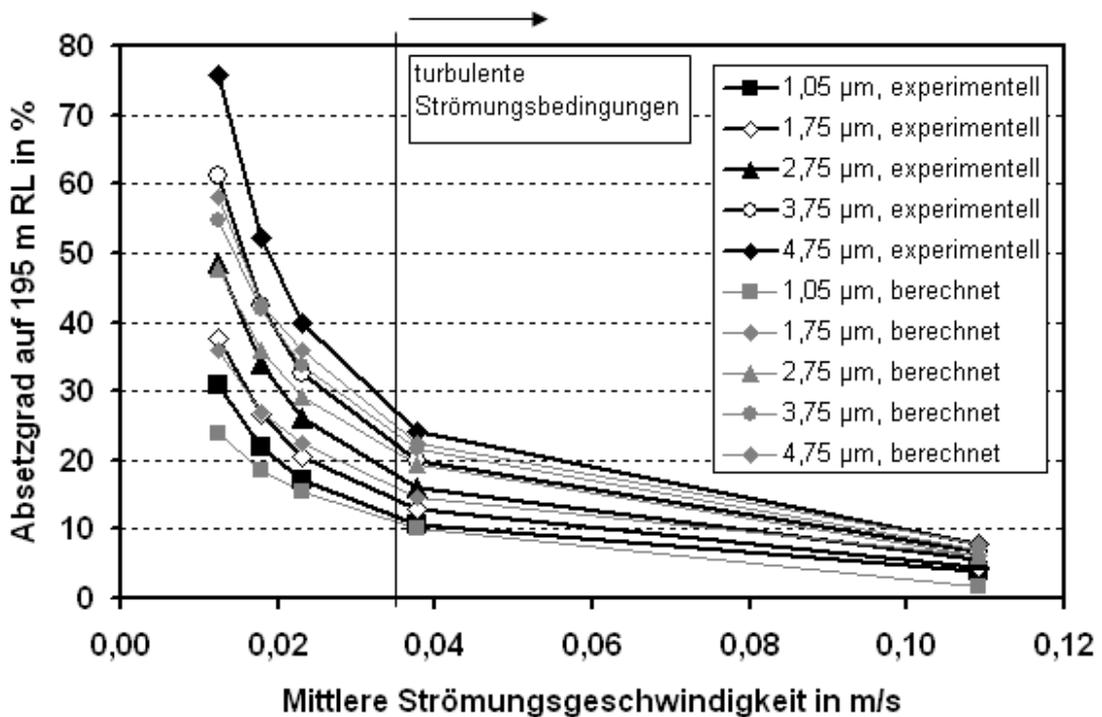


Bild 34. Modellvorhersage für Absetzgrade bei Eisenoxidpartikeln

Die Modellvorhersage weicht unter laminaren Strömungsbedingungen zwischen 1,4 % und 23,4 % von den experimentellen Werten ab (im Mittel 10,0 %). Unter turbulenten Strömungsbedingungen liegt die Abweichung zwischen 2,2 % und 59,7 % (im Mittel 22,2 %). Das Modell gibt unter laminaren Strömungsbedingungen brauchbare Ergebnisse aus. Unter turbulenten Bedingungen sind die Ergebnisse nur bedingt nutzbar, so dass hier zukünftig bessere Modelle entwickelt bzw. verwendet werden müssen.

4.5 Mobilisierung partikulärer Ablagerungen in Rohrströmung

Nach der Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit, wie in Kapitel 3.2.4, S. 64, beschrieben, wurde die stark wasserhaltige Schicht partikulärer Korrosionsprodukte bzw. Eisenoxide an der Rohrwand abgeschert. Mobilisierte Ablagerungen wurden im Wasserkörper suspendiert. Bild 35 zeigt die Entwicklung des Durchflusses und der Trübung des Wassers in der Stahlkreislaufanlage während eines Mobilisierungsereignisses.

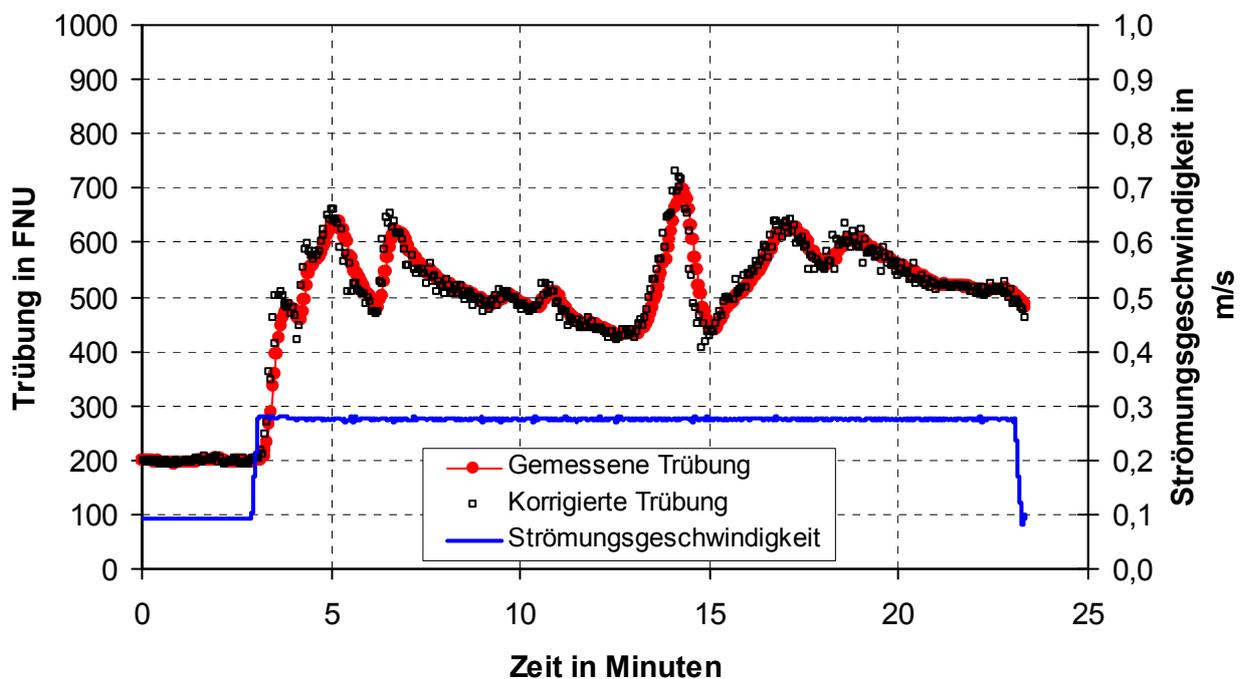


Bild 35. Strömungsgeschwindigkeit und Trübung des Wasserkörpers in der Stahlkreislaufanlage während eines Mobilisierungsexperimentes mit partikulären Ablagerungen aus örtlicher Korrosion. $v_0 = 0,094$ m/s ($Re = 6.800$), $v_1 = 0,276$ m/s, $T_1 = 14$ °C.

Nach einer Einfahrdauer von 70 Stunden unter turbulenten Strömungsbedingungen ($Re = 6.800$) bei einer Strömungsgeschwindigkeit von $v_0 = 0,094$ m/s hatte sich die Trübung in der Kreislaufanlage bereits von ca. 4 FNU auf ca. 200 FNU erhöht. Ursächlich ist das Abscheren von überschüssigem partikulärem Material von der Rohrwand, welches im Untersuchungszeitraum neu gebildet worden ist.

Nach der Einfahrphase wurde die Strömungsgeschwindigkeit über einen Zeitraum von 5 Sekunden auf $v_1 = 0,276$ m/s erhöht ($T_1 = 14$ °C). Dadurch erhöhte sich die Trübung innerhalb kürzester Zeit deutlich auf im Mittel 520 FNU. Der Trübungsanstieg aufgrund aufgewirbelten Materials beträgt somit 320 FNU. Die gepunktete Zeitreihe zeigt die unter Anwendung von Gl. (157) berechneten tatsächlichen Trübungswerte an der Probennahmestelle unter Berücksichtigung des Einflusses des Trübungsmessgerätes. Die Messwerte werden dabei um 16 Sekunden nach links verschoben. Des Weiteren erhöhen sich die Trübungsspitzen geringfügig. Der Einfluss der Trübungsmessung auf die Messergebnisse ist bei dem eingestellten Probennahmestrom jedoch vernachlässigbar.

In Anhang 14.14.1, S. 237, sind die hydraulischen Parameter der drei Zeitreihen hinterlegt sowie die Trübungszeitreihen der Mobilisierungsversuche. Eine zeitabhängige Änderung der Mobilisierungsgeschwindigkeit, wie von Nitschke und Schmidt (2010) für Partikel im Luftstrom beschrieben, konnte nicht festgestellt werden. Da Wasser eine 800-fach höhere Dichte als Luft hat und die Kräfte auf abgelagerte Partikel demzufolge deutlich größer sind, läuft der Mobilisierungsvorgang schnell ab.

Das Verhältnis aus Trübung und Trockensubstanz der Suspension aus Wasser und Korrosionsprodukten in der Kreislaufanlage wurde aus mehreren Proben ermittelt (Bild 36).

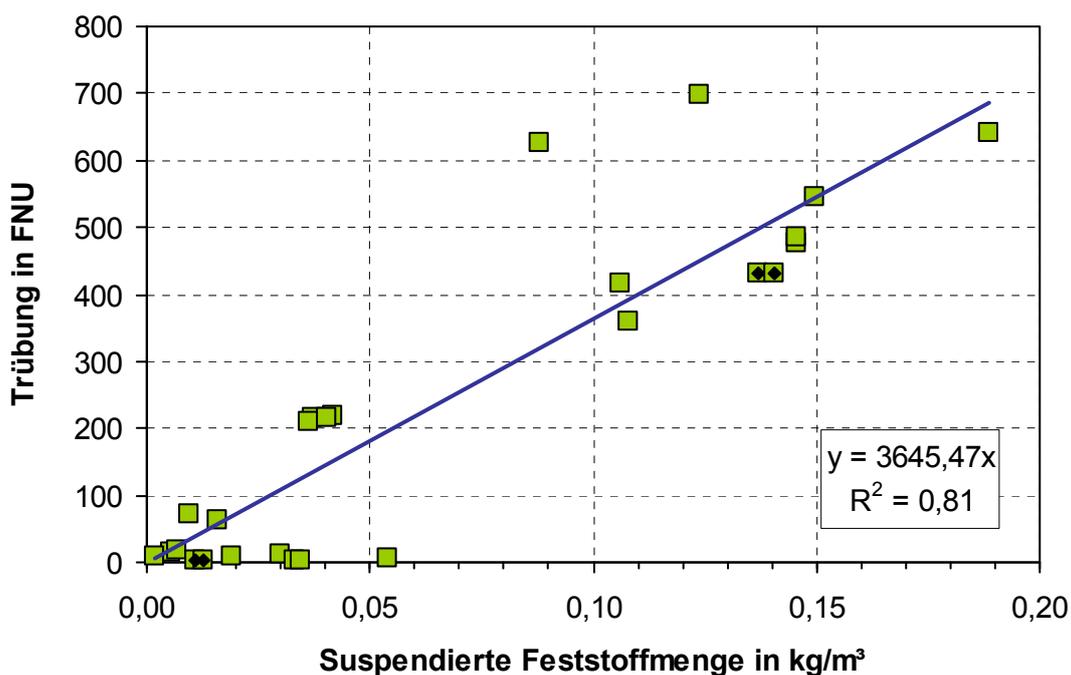


Bild 36. Zusammenhang zwischen Trübung und Trockensubstanzgehalt von Proben aus der Stahlkreislaufanlage.

Das nach Gl. (5), S. 23, ermittelte Verhältnis aus Trübung und Trockensubstanz lag bei $X_{\text{Turb,TS}} = 3645 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$. Aufgrund der hohen Feststoffkonzentrationen der Proben entspricht die ermittelte Trübung hier nicht dem Lichtstreuungsverhalten von Einzelpartikeln, sondern von flockenförmigen Agglomeraten. Dies führt jedoch nicht zu einer Beeinträchtigung der weiteren Auswertung.

Aus der Erhöhung der Trübung in der Kreislaufanlage durch Mobilisierung konnte die Menge mobilisierten Materials als Feststoffkonzentration $c_{\text{P,T}}$ nach Gl. (4), S. 23 berechnet werden. Bei einem Volumen der Kreislaufanlage von $1,05 \text{ m}^3$ und einer inneren Oberfläche von $50,79 \text{ m}^2$ kann, unter der Annahme, dass die Ablagerungsbildung bzw. Korrosion in der Kreislaufanlage über die Rohrlänge konstant war, mittels Gl. (123), S. 189, die mobilisierte Feststoffmasse $m_{\text{P,mob}}$ (Feststoff pro Meter Rohrleitung) ermittelt werden. Mit Gl. (125), S. 189, wird diese auf die Rohroberfläche normiert als $m_{\text{P,mob}}^*$ (Feststoff pro m^2 Rohrleitung). Das Ergebnis aller Mobilisierungsversuche ist in Bild 37 dargestellt.

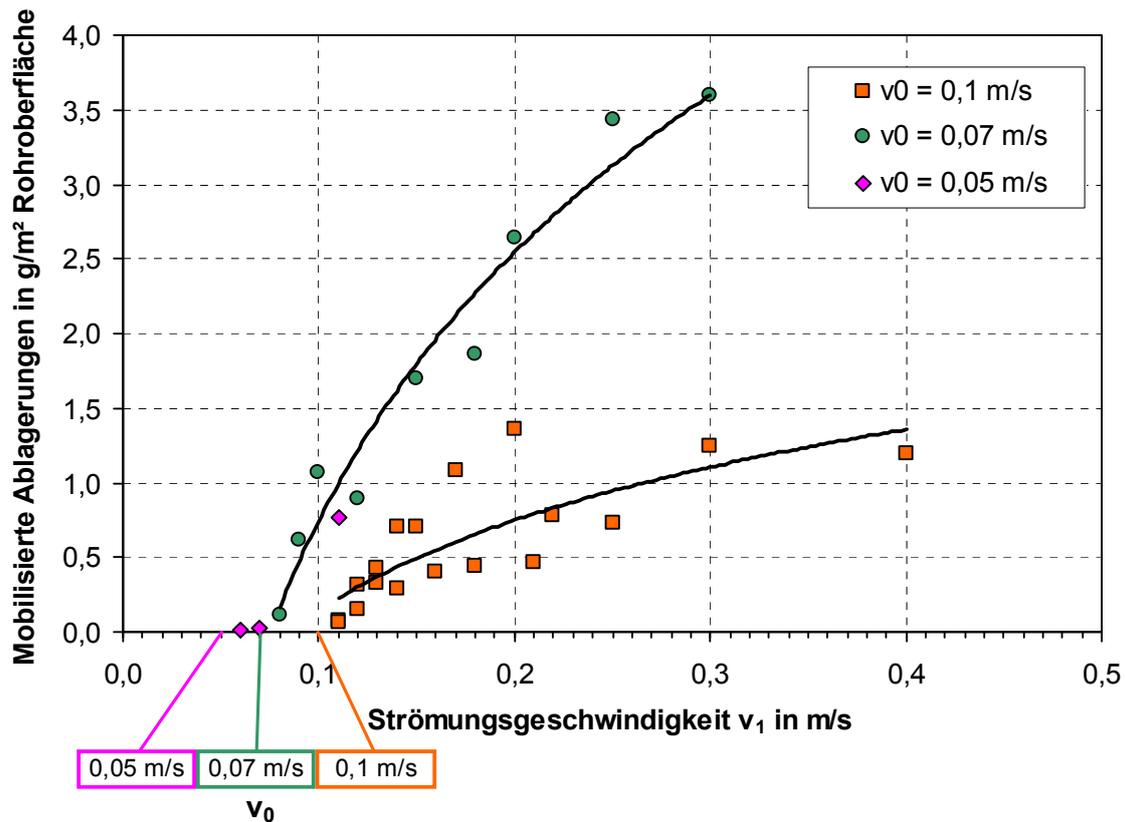


Bild 37. Mobilisierte Ablagerungsmengen in den Mobilisierungsexperimenten. Schwarze Linie dient der Verdeutlichung der Tendenz.

Jeder Datenpunkt entspricht einem Mobilisierungsexperiment. Durch die Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit von v_0 auf v_1 erhöhte sich auch die Trübung in allen Versuchen. Eine mobilisierte Feststoffmenge von z. B. 1 g/m^2 Rohroberfläche bedingt einen Trübungsanstieg von 176 FNU.

4.6 Diskussion der Mobilisierung partikulärer Ablagerungen in Rohrströmung

Auffallend ist, dass selbst unter turbulenten Strömungsbedingungen eine trübungsrelevante Menge an Ablagerungen gebildet werden konnte. Strömungsgeschwindigkeiten um $0,1 \text{ m/s}$ sind typisch für die Ortsstrukturen in Trinkwasserverteilungsnetzen. Somit ist auch für diese Netze mit einer hohen möglichen Ablagerungsmenge unter diesen eher schwach turbulenten Strömungsbedingungen zu rechnen.

Je höher die Strömungsgeschwindigkeit v_1 ist, desto mehr Ablagerungen werden mobilisiert, wobei sich die Zunahme mit ansteigendem v_1 abschwächt. In der Versuchsreihe mit $v_0 = 0,1$ m/s werden generell mehr Ablagerungen mobilisiert als in den Versuchsreihen mit $v_0 = 0,07$ m/s oder $v_0 = 0,05$ m/s.

Die Versuchsreihe mit $v_0 = 0,05$ m/s musste aus technischen Gründen vorzeitig beendet werden. Es kann jedoch anhand der ersten Messergebnisse bei niedrigen Mobilisierungsgeschwindigkeiten festgestellt werden, dass die Mobilisierung im Vergleich zu den anderen beiden Versuchsreihen nicht direkt mit den ersten geringen Erhöhungen der Strömungsgeschwindigkeit einsetzte.

Ob für die Mobilisierung der partikulären, stark wasserhaltigen Ablagerungen eine spezielle Wandschubspannung erforderlich ist, wie z. B. durch Slaats et al. (2003) postuliert, konnte experimentell nicht festgestellt werden. Naheliegend ist der Ansatz von Boxall und Saul (2005), demzufolge die Ablagerungsstabilität sich analog zur hydraulisch induzierten Wandschubspannung entwickelt. Für die Mobilisierung der Ablagerungen sind also höhere Strömungsgeschwindigkeiten (\bar{v}_1) bzw. Wandschubspannungen ($\tau_{0,stat,1}$) erforderlich als in der Einfahrphase.

Die Auswirkungen der laminaren Grenzschicht erklären dann im Weiteren das Mobilisierungsverhalten der Ablagerungen und den Beginn der Mobilisierung in Abhängigkeit von der Menge an Ablagerungen. Für eine DN80-Leitung wird in Bild 38 exemplarisch die Mobilisierung einer 4 mm starken Ablagerung bzw. einer 1-mm-Ablagerung parallel zur Verringerung der Dicke der laminaren Grenzschicht dargestellt.

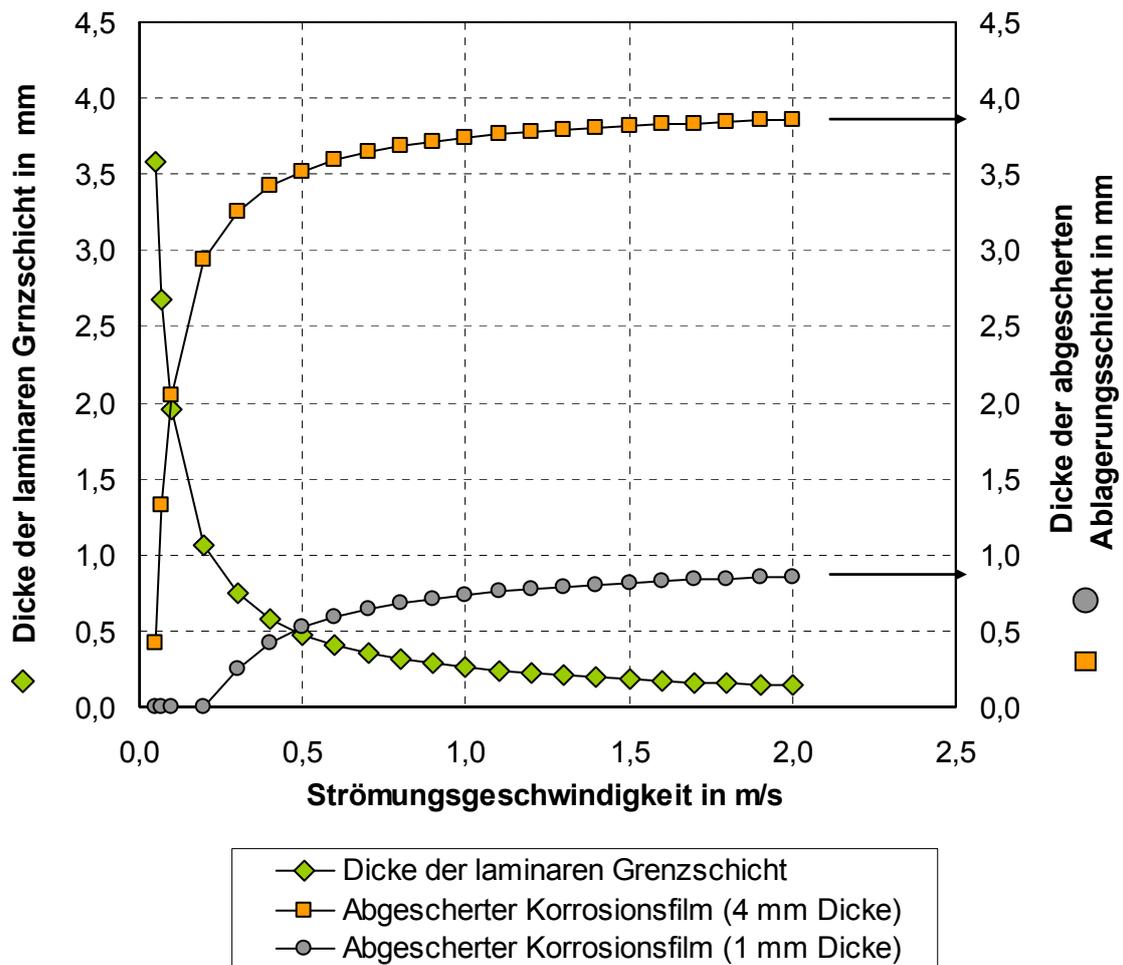


Bild 38. Ablagerungsmobilisierung in einem Rohr DN80 bei steigender Strömungsgeschwindigkeit \bar{v}_F

Die Dicke der laminaren Grnzschrift wird nach Gl. (16), S. 37 berechnet. Die Dicke des abgescherter Korrosionsfilms ergibt sich aus der Dicke der Ablagerungsschicht (4 mm oder 1 mm) minus der Dicke der laminaren Grnzschrift. Einschränkend gilt, dass Ablagerungen nur abgescherert werden können, wenn die Ablagerungsschicht dicker als die laminare Grnzschrift ist. Befinden sich zu wenige Ablagerungen im Rohrquerschnitt, erfolgt die Mobilisierung erst nach der Überschreitung einer Grnzschriftgeschwindigkeit, wie in den Versuchen der Zeitreihe mit $\bar{v}_0 = 0,05 \text{ m/s}$ festgestellt wurde.

Im Beispiel hier werden aus der 4-mm-Ablagerung bereits bei $\bar{v}_1 = 0,05 \text{ m/s}$ erste Teile mobilisiert, bei der 1-mm-Ablagerung hingegen erst bei $\bar{v}_1 = 0,2 \text{ m/s}$. Ähnliches wurde in den Mobilisierungsexperimenten beobachtet. In der Versuchsreihe mit $\bar{v}_0 = 0,1 \text{ m/s}$ hatte die Trübung im Wasserkörper bereits vor Mobilisierungsbeginn einen hohen Wert erreicht (z. B. 200 FNU, vgl. Bild 35, S. 87). Erklären lässt sich dies dadurch, dass Partikel, die keinen Platz im bereits gefüllten „Puffer“ der

laminaren Grenzschicht hatten, bereits abgeschert worden waren. Die Ablagerungsbildung war nach einer Einfahrdauer von 3 Tagen gehemmt. Bei niedrigen turbulenten Strömungsgeschwindigkeiten (0,05 m/s und 0,07 m/s) war dies hingegen deutlich weniger stark ausgeprägt als bei höherer Strömungsgeschwindigkeit (0,1 m/s). Insbesondere in der Versuchsreihe mit $\bar{v}_0 = 0,05$ m/s musste erst die Strömungsgeschwindigkeit \bar{v}_1 soweit erhöht werden, dass die laminare Grenzschicht die Dicke der Ablagerungsschicht unterschritt.

Für die beiden Versuchsreihen mit der Einfahrgeschwindigkeit $\bar{v}_0 = 0,1$ m/s bzw. 0,07 m/s wurde unter Verwendung der mittleren Partikeldichte $\bar{\rho}_p$ von 1250 kg/m³ für die Eisenoxidpartikel die Volumenkonzentration der Ablagerungen ermittelt.

$$c_{\text{Sed},V} = \frac{\Delta V_{\text{Sed}}^{\#}}{\Delta V_{\text{LBL}}} \cdot 100\% = \frac{\Delta m_p^{\#} / \bar{\rho}_p}{V_{\text{Sed}}^{\#}} \cdot 100\% \quad (79)$$

$\Delta V_{\text{Sed}}^{\#}$ ist das auf das Rohrvolumen normierte, mobilisierte Partikelvolumen, ΔV_{LBL} die Abnahme des Volumens der laminaren Grenzschicht und $\Delta m_p^{\#}$ die normierte, mobilisierte Ablagerungsmasse. Die so ermittelte Volumenkonzentration der Ablagerungen aus Eisenoxidpartikeln ist für die Versuchsreihe mit $\bar{v}_0 = 0,1$ m/s im Mittel $c_{\text{Sed},V} = 0,067\%$ (Konfidenzintervall 0,013 %, $n = 18$, $\alpha = 0,05$). Für die Versuchsreihe mit $\bar{v}_0 = 0,1$ m/s ist $c_{\text{Sed},V}$ im Mittel 0,091 % (Konfidenzintervall 0,021 %, $n = 9$, $\alpha = 0,05$). Der Mittelwert aus beiden Messreihen ist 0,075 %. Dies entspricht in der Größenordnung der Feststoffvolumenkonzentration von Eisenhydroxid-Flocken (verglichen mit den Dichteangaben für diese Flocken, z. B. von Gregory, 2009)

In Bild 39 wird die aus den Experimenten berechnete Abnahme des Volumens der laminaren Grenzschicht der aus den Messungen berechneten Abnahme des Ablagerungsvolumens gegenübergestellt.

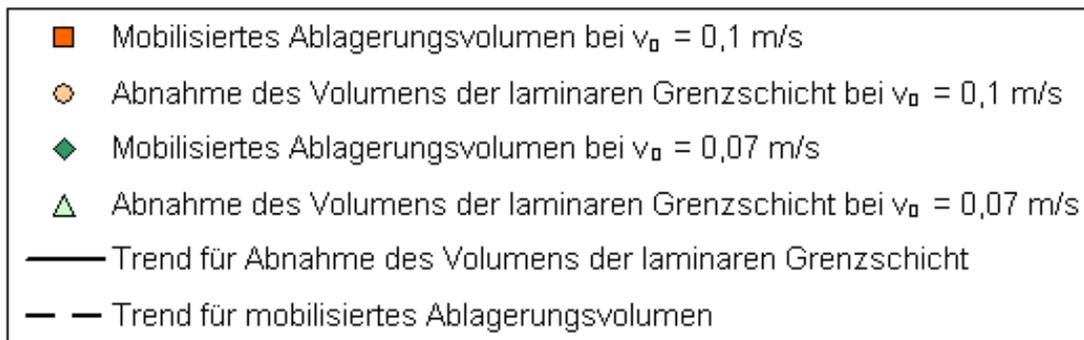
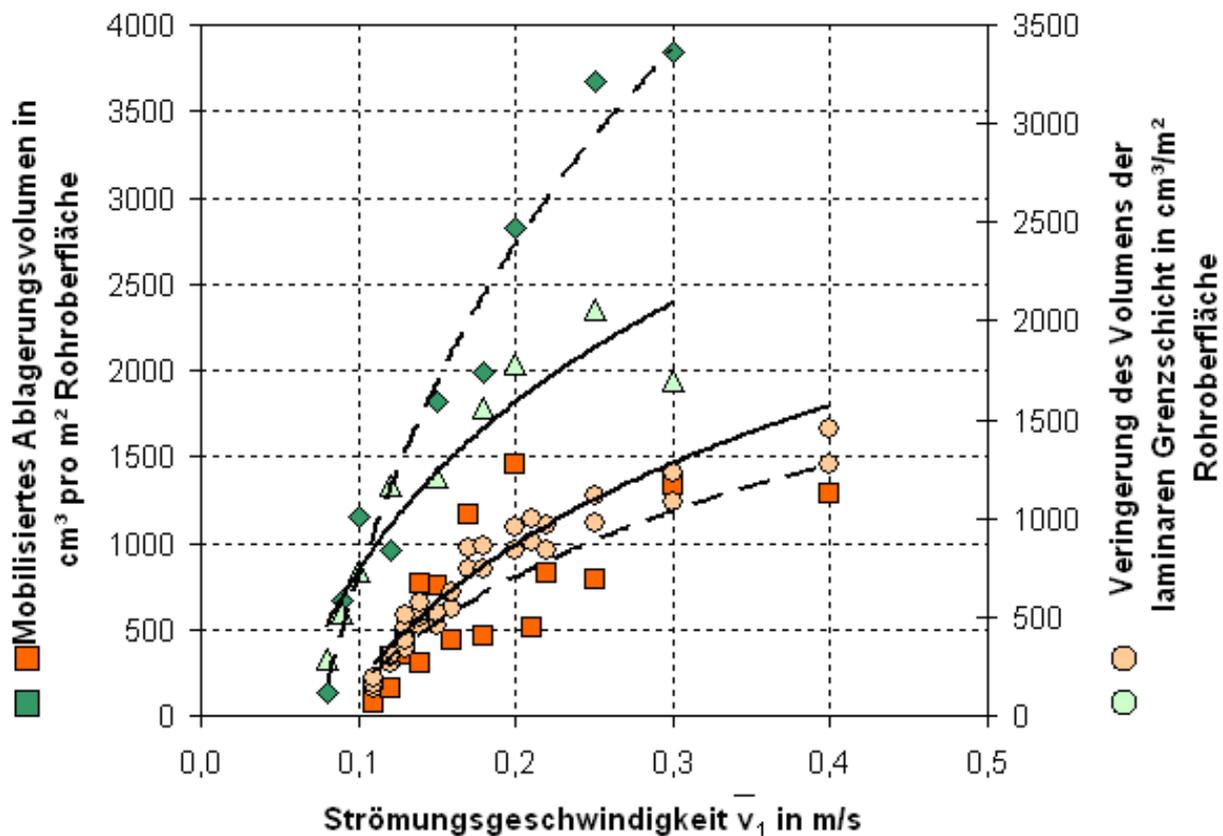


Bild 39. Vergleich des mobilisierten Ablagerungsvolumens mit der Abnahme des Volumens der laminaren Grenzschicht

Die gestrichelten und durchgezogenen Linien zeigen den Trend der Datenreihen. Erkennbar ist der ähnliche Verlauf der Kurven in beiden Versuchsreihen jeweils für die Abnahme des Volumens der laminaren Grenzschicht (durchgezogene Linien) und des mobilisierten Feststoffvolumens (gestrichelte Linien). Wiedergegeben wird die Geschwindigkeit \bar{v}_1 , bei der die Mobilisierung in beiden Versuchsreihen einsetzt, sowie die Abschwächung der Menge mobilisierter Ablagerungen mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit \bar{v}_1 . Des Weiteren wird auch wiedergegeben, dass bei der Zeitreihe mit $\bar{v}_0 = 0,07 \text{ m/s}$ mehr Ablagerungen mobilisiert werden können und dass die Mobilisierung im Allgemeinen bereits bei sehr niedrigen Schubspannungen

einsetzt (vgl. auch die in Anhang 14.14.1, S. 237, hinterlegten hydraulischen Bedingungen).

Die Mobilisierung von Ablagerungen erfolgte bereits bei sehr geringen Wandschubspannungen. Die Scherstabilität der Korrosionsfilme war also sehr gering. Die Ursache dafür liegt in der sehr großen Porosität bzw. dem sehr großen Wassergehalt der Ablagerungen, was mit dem neutralen Zeta-Potential nahe 0 mV zu begründen ist. Wie Wotherspoon (1994) beschreibt, besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Scherstabilität. Eine Kompaktion der Ablagerungen durch das Eigengewicht ist nicht anzunehmen, so dass auch die mit zunehmender Wandschubspannung vermehrte Mobilisierung von Ablagerungen nicht durch eine tiefenabhängige Scherstabilität zu begründen ist. Demnach ist davon auszugehen, dass die beobachteten Mobilisierungsvorgänge durch die Dicke der laminaren Grenzschicht gesteuert wurden.

In den Mobilisierungsexperimenten wurde die Mobilisierung von Ablagerungen bereits bei Strömungsgeschwindigkeiten von $< 0,1$ m/s nachgewiesen. Im Vergleich dazu wurde in den Experimenten zur Partikelablagerung auch eine Deposition bei Strömungsgeschwindigkeiten $\geq 0,1$ m/s ermittelt. Daraus ist zu schließen, dass die in den bisherigen Modellansätzen (z. B. Ryan et al., 2008) verwendete kritische Strömungsgeschwindigkeit, die Deposition und Mobilisierung trennt, die Realität nicht korrekt abbildet.

5 Entwicklung eines dynamischen Modells für Partikeltransport und Ablagerungsbildung in Verteilungsnetzen

5.1 Einleitung

Wie bereits in voran gegangenen Abschnitten gezeigt wurde, kann eine nennenswerte Beeinflussung der hydraulischen Bedingungen durch große Feststofftransportkonzentrationen oder besonders starke Ablagerungsschichten in Trinkwasserverteilungsnetzen vernachlässigt werden. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, die für den Partikeltransport erforderlichen hydraulischen Bedingungen in einem ersten, isolierten Rechenvorgang zu ermitteln und die Wasserqualitätsberechnungen in einem nachfolgenden zweiten Schritt.

Für Trinkwasserverteilungsnetze erfolgt die Berechnung der hydraulischen Bedingungen (Drücke und Durchflüsse) eindimensional mittels Rohrnetzmodellierungssoftware, z. B. *Stanet* (Stanet, 2003) und *Epanet* (Epanet, 2000). Trinkwasserverteilungsnetze werden dabei durch Knoten (= Leitungsverzweigungen, Leitungsenden, Änderung der Leitungseigenschaften, Wasserabnehmer, Einspeisepunkte), Kanten (= Leitungen) sowie weitere Objekte (z. B. für Pumpen, Schieber, Speicherbehälter usw.) abstrahiert.

Indem Einspeisepunkte und Entnahmepunkte für das Trinkwasser definiert werden, können die resultierenden hydraulischen Bedingungen im gesamten Verteilungsnetz leitungsgenau eindimensional (entlang der Rohrachse) berechnet werden. Für Leitungen werden u. a. die Volumenströme Q , die Durchflussrichtungen und Druckverluste ausgegeben und an Knoten die (Relativ-) Drücke. Daraus können dann weitere Parameter wie die leitungsbezogenen mittleren Strömungsgeschwindigkeiten \bar{v} ermittelt werden.

Sind die hydraulischen Bedingungen bekannt, lässt sich für partikuläre Wasserinhaltsstoffe der Transport im Verteilungsnetz durch das Trägerfluid Wasser ermitteln. Unter Berücksichtigung eventuell ablaufender Reaktionen der Partikel sollte sich damit die räumliche Konzentrationsverteilung der partikulären Feststoffe im Rohrnetz ermitteln lassen.

Für die kontinuierlich ablaufenden Transport- und Reaktionsprozesse in den komplexen Strukturen verzweigter Trinkwasserverteilungsnetze wurden verschiedene numerische Finite-Elemente-Verfahren entwickelt. Diese beschreiben

durch geeignete Diskretisierungsverfahren für Zeit und Raum den Transport von Wasserinhaltsstoffen in Abhängigkeit von der Zeit, den örtlichen hydraulischen Bedingungen sowie dem reaktiven Verhalten dieser Stoffe und werden als *dynamische Wassergütemodelle* bezeichnet. Im Ergebnis kann die Entwicklung von Wasserqualitätsparametern zeit- und ortsabhängig für ein Verteilungsnetz ausgegeben werden.

Rossmann und Boulos (1996) erläutern vier Methoden zur eindimensionalen numerischen Modellierung der Wassergüte in Rohrnetzen. Eindimensional bedeutet hier, dass die hydraulischen Bedingungen sowie die Transport- und Reaktionsprozesse nur in der z-Dimension (= Rohrachse) betrachtet werden. Zu unterscheiden ist zwischen der Eulerschen „Finite-Differenzen-Methode“ und „Diskrete-Volumen-Methode“ sowie der Lagrangeschen „Zeitgetriebenen Methode“ und „Ereignisgetriebenen Methode“.

Grundlage der genannten numerischen Verfahren ist die Festlegung, dass der wesentliche Transportvektor für Wasserinhaltsstoffe der advective Transport mit der Rohrströmung ist. Axiale Diffusion und Dispersion werden beim Transport der Wasserinhaltsstoffe entlang der Rohrachse vernachlässigt. Die hier erläuterte numerische Methode für die Berechnung des Partikeltransportes basiert auf der von Rossmann et al. (1993) vorgestellten Eulerschen Diskrete-Volumen-Methode, auf die sich u. a. neben Clark (2012) auch Lansey und Boulos (2005) sowie Rossmann und Boulos (1996) beziehen.

5.2 Beschreibung der Massenerhaltung

Die Grundlage der Diskrete-Volumen-Methode ist die eindimensionale Massenerhaltungsgleichung für Stoffströme in Rohrleitungen unter Berücksichtigung von Advektion und Reaktionen (Rossmann und Boulos, 1993). Für ein zylindrisches Element auf der horizontalen Rohrmittelachse z gilt hinsichtlich der Transportkonzentration

$$\frac{\partial c_{P,T}(z,t)}{\partial t} = \underbrace{v \cdot \frac{\partial c_{P,T}(z,t)}{\partial z}}_{\text{Advektion}} + \underbrace{R[c_{P,T}(z,t), m_p^\#(z,t)]}_{\text{Reaktionen}} \quad (80)$$

Die Änderung der auch als Transportkonzentration bezeichneten Konzentration suspendierter Partikel $c_{P,T}$ ist abhängig vom advectiven Transport der Partikel mit der

Rohrströmung und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit \bar{v} sowie den ablaufenden Reaktionen R . Änderungen ergeben sich hier im Vergleich zum bisherigen Modellansatz von Rossman und Boulos (1993) durch das Vorhandensein partikulärer immobiler Sedimente $m_p^\#(z,t)$ an Rohrwänden, die durch Reaktionen, wie z. B. Korrosionsvorgänge, gebildet werden können. Es werden z. B. Sedimente durch die Ablagerung suspendierter Partikel in der Reaktion $R_{\text{Dep}}(c_{p,T}(z,t))$ und die Korrosion an metallischen Leitungen in der Reaktion $R_{\text{Corr}}(z,t)$ gebildet. Diese können in Abhängigkeit von der auf das Rohrvolumen normierten vorhandenen Feststoffmasse $m_p^\#$ in der Reaktion $R(c_{p,T}(m_p^\#,z,t))$ mobilisiert werden.

$$R(c_{p,T}, m_p^\#, z, t) = R_{\text{Dep}}(c_{p,T}(z, t)) + R_{\text{Corr}}(z, t) + R_{\text{Mob}}(m_p^\#(z, t)). \quad (81)$$

Diese Reaktionen hängen nicht direkt voneinander ab. Die Korrosion an metallischen Leitungen läuft unabhängig von der Ablagerungsbildung ab. Dies ist eine vereinfachende Festlegung, da zu erwarten ist, dass sauerstoffbasierte Korrosionsprozesse von der Diffusion gelösten Sauerstoffes durch die Ablagerungsschichten in Richtung Rohrwand abhängen.

Des Weiteren können Ablagerungen auch mobilisiert werden und suspendierte Partikel sich ablagern. Diese Festlegung fußt auf der Beobachtung (Kapitel 2.6.1, S. 30), dass es keinen Grenzwert für die hydraulischen Bedingungen gibt, an dem die Ablagerung von Partikeln generell nicht mehr möglich ist und nur noch Mobilisierung auftritt. Durch die Prüfung der Bedingungen für die beiden Prozesse muss individuell für jede Rechnung festgestellt werden, welcher Prozess den anderen überwiegt. Es ist z. B. erwiesen, dass auch bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten Ablagerungen gebildet werden können, und keine Mobilisierung einsetzt, währenddessen Ablagerungen auch bei niedrigen Geschwindigkeiten mobilisiert werden können. Dies hängt von der Menge der Ablagerungen ab, wie im nachfolgenden Kapitel 4, S. 67, festgestellt wird.

Die Massenerhaltung für Ablagerungen im zylindrischen Rohrelement lautet dann

$$\frac{\partial m_p^\#(z, t)}{\partial t} = R[c_{p,T}(z, t), m_p^\#(z, t)]. \quad (82)$$

mit der auf das Rohrvolumen normierten Feststoffmasse $m_p^\#$ (Gl. (95), S. 108). In Abhängigkeit von der Konzentration suspendierter Partikel $c_{p,T}$ und abgelagerter Partikel $m_p^\#$ an der Rohrposition z zum Zeitpunkt t werden abgelagerte Partikel

gemäß der Reaktionen aus Gl. (81) mobilisiert, abgelagert oder durch Korrosion neu gebildet.

Unter Beibehaltung des Termes R für die im Weiteren zu beschreibenden Reaktionen lautet die auf der Gl. (80) basierende Näherungslösung für die Konzentration suspendierter Partikel aufgrund des advektiven Transportes und der Reaktionen in einem Zeitschritt in Anlehnung an Rossman und Boulos (1993)

$$c_{P,T}(z, t + \Delta t_q) = c_{P,T}(z - \bar{v} \cdot \Delta t_q, t) - r_{sed}^{\#}(c_{P,T}(z - \bar{v} \cdot \Delta t_q, t)) \cdot \Delta t + r_{Mob}^{\#}(m_P^{\#}(z, t)) \cdot \Delta t + r_{corr, Fe^0}^{\#}(z) \cdot \Delta t, \quad (83)$$

d. h. der Inhalt eines Segments an der Position z in einer Leitung wird im Qualitätszeitschritt Δt_q um

$$\Delta z = \bar{v} \cdot \Delta t_q \quad (84)$$

Einheiten auf der z-Achse advektiv mit der Strömung transportiert. Reaktionen (Mobilisierung, Deposition, Korrosion) führen zu einer weiteren Änderung des verbliebenen Inhalts in Abhängigkeit von der transportbedingt verbleibenden Konzentration suspendierter Partikel $c_{P,T}(z - \bar{v} \cdot \Delta t_q, t)$ und der Qualitätszeitschrittweite Δt_q .

Die Näherungslösung für die Ablagerungskonzentration nach einem Zeitschritt aufgrund der in Gl. (82) beschriebenen Reaktionen lautet

$$m_P^{\#}(z, t + \Delta t_q) = m_P^{\#}(z, t) + r_{sed}^{\#}(c_{P,T}(z - \bar{v} \cdot \Delta t_q, t)) \cdot \Delta t + r_{corr, Fe^0}^{\#}(z) \cdot \Delta t - r_{Mob}^{\#}(m_P^{\#}(z, t)) \cdot \Delta t, \quad (85)$$

d. h. die für die Ablagerungsentwicklung zuständigen Reaktionen R hängen von den an der Position z vorhandenen Ablagerungen $m_P^{\#}$, der Konzentration suspendierter Partikel $c_{P,T}$ sowie der Zeitschrittweite Δt_q ab.

Dabei darf die aus der Zeitschrittweite und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit in einem Rohr resultierende advektive Transportreichweite die Länge des Rohres nicht überschreiten.

$$\Delta t_q \leq \frac{L_{\text{Pipe}}}{v} \quad (86)$$

Ebenso wie für Leitungen wird auch für Knoten eine Massenbilanz benötigt. Durch den advektiven Transport gelangt der Inhalt einer oder mehrerer Leitungen bzw. Segmente in Knoten (Bild 40).

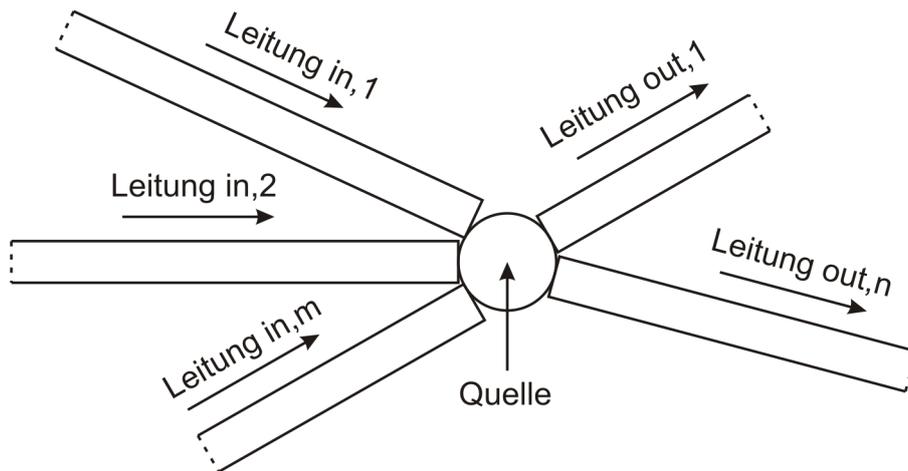


Bild 40. Betrachtung der Stoffströme an Knoten.

Knoten werden als volumenlos angesehen, so dass die Aufenthaltszeit des eingetragenen Feststoffes bzw. des Wassers vernachlässigbar ist. Ebenfalls wird eine vollständige Durchmischung aller eingehenden Ströme im Knoten angenommen. Ausgehend von der klassischen Mischungsgleichung ist die ausgehende Feststoffkonzentration in j Leitungen in Abhängigkeit von den eingehenden Konzentrationen von i Leitungen für einen beliebigen Zeitpunkt nach Rossman, Boulos und Altman (1993) bzw. Rossman und Boulos (1996)

$$c_{P,T,j} = c_{P,T,node} = \frac{\sum_{i=1}^m Q_i \cdot c_{P,T,i}(L_{\text{Pipe},i}, t) + Q_S \cdot c_{P,T,S}}{\sum_{i=1}^m Q_i + Q_S} \quad (87)$$

Q_i ist der Volumenstrom und $c_{P,T,i}$ die Feststofftransportkonzentration in den eingehenden Leitungen i . Q_S ist ein von außerhalb zugeführter Volumenstrom („Quelle“) mit der Feststofftransportkonzentration $c_{P,T,S}$.

5.3 Numerisches Lösungsverfahren

Wie Rossman und Boulos (1993) feststellen, führt die Knotenmischung in Kombination mit veränderlichen Konzentrationen an Wasserinhaltsstoffen in den angeschlossenen Leitungen bereits bei sehr kleinen Verteilungsnetzen zu kaum lösbaren Problemen bei der Wassergüteberechnung. Die Autoren etablieren deshalb das als Diskrete-Volumen-Elemente-Methode (DVEM) bezeichnete numerische Verfahren zur zeit- und ortsabhängigen Auflösung von Gl. (80). Es wird hier als explizites Euler-Verfahren angewendet. Hinzu kommen in dieser Arbeit die in Gl. (82) eingeführten immobilien Sedimente.

Wesentlicher Bestandteil der DEVM sind Regeln für die Diskretisierung der Zeit t und der Raumachse z , so dass die Gln. (80) und (82) für kleine Zeitschritte und Segmente angewendet werden können, um sich der exakten Lösung dieser Differentialgleichungen anzunähern.

Bei der zeitlichen Diskretisierung ist zu unterscheiden zwischen dem aus der hydraulischen Berechnung gegebenen Zeitstrahl t_h (hydraulischer Zeitstrahl) und dem aus der Qualitätsberechnung resultierenden Zeitstrahl t_q (Qualitätszeitstrahl). Beide Zeitstrahlen starten zum Zeitpunkt $t_h = 0$ s bzw. $t_q = 0$ s und enden nach einer endlichen Zahl an n Zeitschritten Δt_h (hydraulischer Zeitschritt) bzw. Δt_q (Qualitätszeitschritt). In Bild 41 ist dargestellt, dass ein Qualitätszeitschritt ein (Bruch-) Teil eines hydraulischen Zeitschrittes ist.

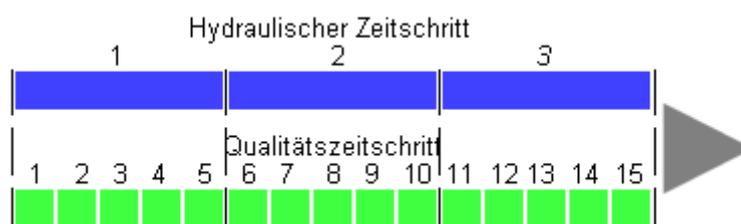


Bild 41. Diskretisierung der Zeit für die hydraulische Simulation und die Güteberechnung

Allen Qualitätszeitschritten innerhalb eines hydraulischen Zeitschrittes liegen dieselben hydraulischen Bedingungen in den Leitungen zu Grunde, bis durch einen neuen hydraulischen Zeitschritt geänderte hydraulische Bedingungen übergeben werden. Die Qualitätszeitschrittweite Δt_q entscheidet darüber, mit welcher räumlichen Auflösung die Wassergüteparameter betrachtet werden können, da die Diskretisierung der Rohrleitungen bzw. des Wasserkörpers davon abhängt.

Qualitätszeitschritte sind dabei ein ganzzahliger Teil von hydraulischen Zeitschritten, z. B. eine Minute bei einer hydraulischen Schrittweite von fünf Minuten.

Die minimale Schrittweite für die Berechnung eines Qualitätszeitschrittes ergibt sich nach Rossman und Boulos (1993) aus der kürzesten Transportdauer im Verteilungsnetz, während der durch den momentanen hydraulischen Zeitschritt k gegebenen hydraulischen Bedingungen.

$$\Delta t_{q,k} = \min_i \left(\frac{L_{Pipe,i}}{v_{i,k}} \right) \quad (88)$$

Treffen in einem Rohrnetzmodell eine kurze Leitung, z. B. mit einer Länge $L_{Pipe,i} = 1$ m, und eine hohe Strömungsgeschwindigkeit \bar{v}_i aufeinander, bedingt dies für das gesamte Verteilungsnetz eine sehr kleine Zeitschrittweite $\Delta t_{q,k}$ und viele erforderliche Rechenschritte für einen gewünschten Betrachtungszeitraum.

Aus der Rohrlänge L_{Pipe} , der mittleren Strömungsgeschwindigkeit \bar{v} und der Zeitschrittweite $\Delta t_{q,k}$ ergibt sich dann für jede Leitung i die räumliche Diskretisierung der Leitungsstrecke in n Segmente im hydraulischen Zeitschritt k entlang der Rohrachse z .

$$n_{Bulk,i,k} = \frac{L_{Pipe,i}}{v_{i,k} \cdot \Delta t_{q,k}} \quad (89)$$

Alle Segmente in einer Leitung haben dieselbe Länge

$$L_{Bulk,i,k} = \frac{L_{Pipe,i}}{n_{Bulk,i,k}} \quad (90)$$

Zusätzlich wird für die Berechnung der Ablagerungsbildung durch Sedimentation, die im Weiteren noch beschrieben wird, die Unterteilung dieser entlang der Rohrachse z angeordneten Segmente in vertikale Ebenen erforderlich. Dabei ist eine Mindestanzahl von 2 vertikalen Ebenen erforderlich. Bei zwei vertikalen Diskretisierungsebenen für den Wasserkörper verdoppelt sich somit die Anzahl der Segmente (Bild 42).

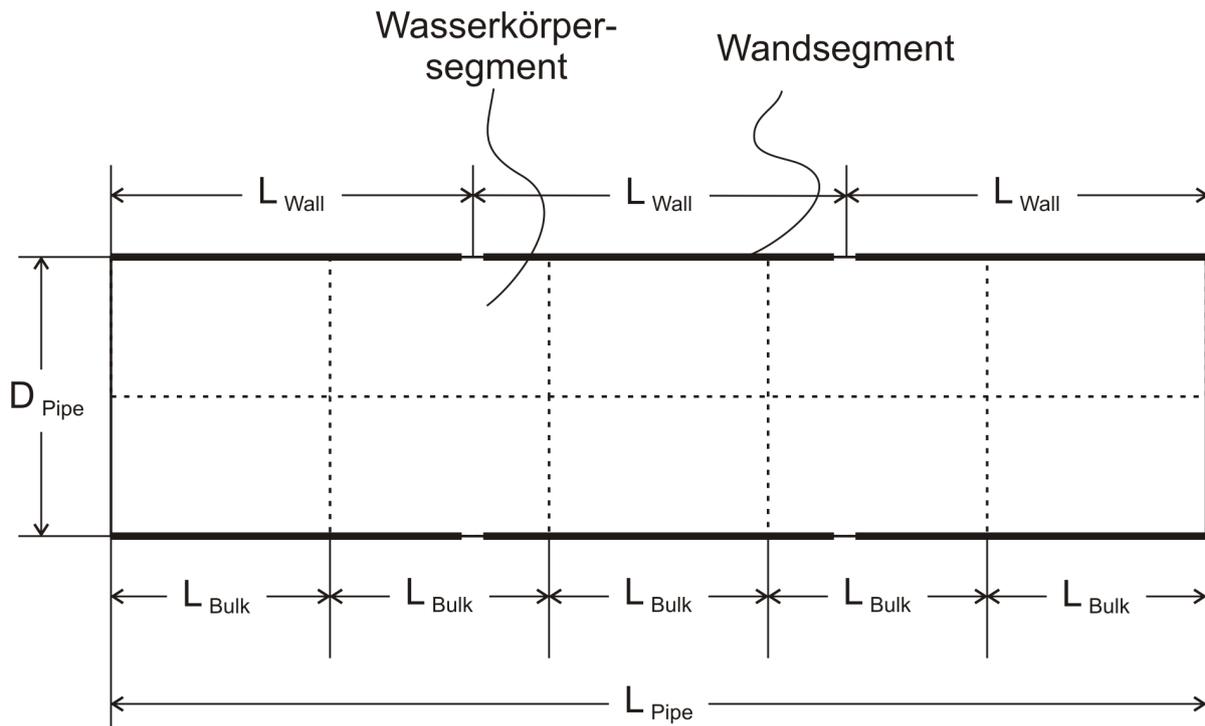


Bild 42. Diskretisierung des Wasserkörpers einer Rohrleitung in n diskrete Segmente. X-Achse parallel zur Rohrachse, y-Achse vertikal senkrecht zur Rohrachse.

Für die neu einzuführende imaginäre Ablagerungsschicht an den Rohrwänden erfolgt die räumliche Diskretisierung jeder Leitung i einmalig bei Beginn der Qualitätsberechnung ($t_q = 0$ s). Dafür wird aus allen hydraulischen Zeitschritten derjenige mit der kürzesten resultierenden Zeitschrittlänge $\Delta t_{q,k}$ für das Verteilungsnetz ermittelt und der Ermittlung der Wandsegmentlänge zugrunde gelegt. Diese ist für eine Leitung i

$$L_{\text{Wall},i} = \min_i \left(\min_k \left(\frac{L_{\text{Pipe},i}}{v_{i,k}} \right) \right) \cdot \min_k (\bar{v}_{i,k}). \quad (91)$$

Je feiner die Diskretisierung der Wandschicht erfolgt, desto genauer kann die räumliche Verteilung der Ablagerungsentwicklung in jeder Rohrleitung ermittelt werden. Insbesondere große Gradienten in der Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung, welche in schwach durchströmten Leitungen auftreten können, erfordern eine kleinteilige Diskretisierung. Eine nachfolgende Neudiskretisierung wie bei den Segmenten des Wasserkörpers erfolgt nicht. Würden sich durch eine Neudiskretisierung größere Wandsegmente ergeben, würde die Verteilung der Ablagerungen von den vorhandenen kleineren Segmenten auf die neu erstellten größeren Segmente zu einer Vergleichmäßigung der bereits vorhandenen

räumlichen Ablagerungsgradienten führen. Informationen über die ursprüngliche Lage der Ablagerungen gingen verloren.

Ein Volumen besitzen die Wandsegmente nicht. Es wird davon ausgegangen und festgelegt, dass die Dicke der zu erwartenden Ablagerungsschichten so gering ist, dass eine Beeinflussung der hydraulischen Bedingungen vernachlässigbar ist. Damit wird auch eine rechenaufwändige Rückkoppelung der Ablagerungsbildung auf die hydraulischen Bedingungen vermieden.

Eine Neudiskretisierung wird für die Wassersegmente erforderlich, wenn nach einer endlichen Zahl von I Qualitätszeitschritten

$$I = \frac{\Delta t_h}{\Delta t_q} \quad (92)$$

ein neuer hydraulischer Zeitschritt beginnt. Durch die eventuelle Änderung der hydraulischen Bedingungen in den Leitungen müssen die Längen der Wassersegmente angepasst werden, wie in den Gln. (88) bis (90) beschrieben. Die Verteilung der Segmentinhalte erfolgt wie in Bild 43 skizziert.

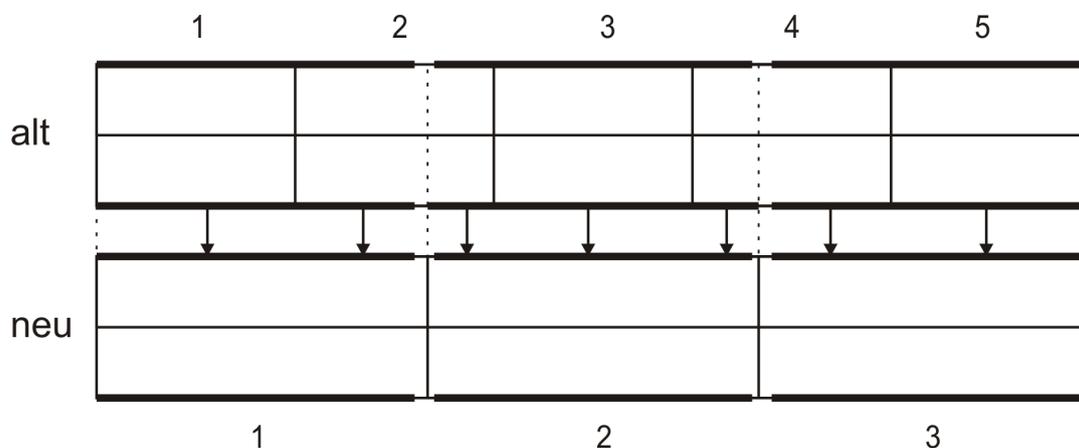


Bild 43. Verteilung der Inhalte der Wassersegmente nach einer Neudiskretisierung. Wandsegmente (dicke Linien) bleiben erhalten.

Verschieben sich die Grenzen der Wassersegmente in einer Leitung, wird der Inhalt anteilig entsprechend der Längenanteile in die neuen Segmente verteilt. Für Wandsegmente ergibt sich, wie bereits erläutert wurde, keine Änderung der Diskretisierung. Alle Wassersegmente und Wandsegmente sind stets perfekt durchmischt.

In einem Qualitätszeitschritt werden alle partikelbezogenen Reaktionen, also Transport, Ablagerung, Mobilisierung und Korrosion, für alle Wasser- und Wandsegmente des Systems berechnet. Wird, wie in Bild 41 (S. 101) skizziert, nach fünf Qualitätszeitschritten ein hydraulischer Zeitschritt abgeschlossen, werden die hydraulischen Netzparameter des aktuellen hydraulischen Zeitschrittes (z. B. Wassertemperatur, Strömungsgeschwindigkeit und -richtung, usw.) mit den Daten des nächsten hydraulischen Zeitschrittes überschrieben, so dass die folgenden Qualitätszeitschritte mit den hydraulischen Parametern des nächsten hydraulischen Zeitschrittes rechnen können.

Die Ermittlung der Massenbilanz für jedes Wasser- und Wandsegment nach Gl. (80), S. 97, erfolgt zeitschrittweise, wie in Bild 44 skizziert.

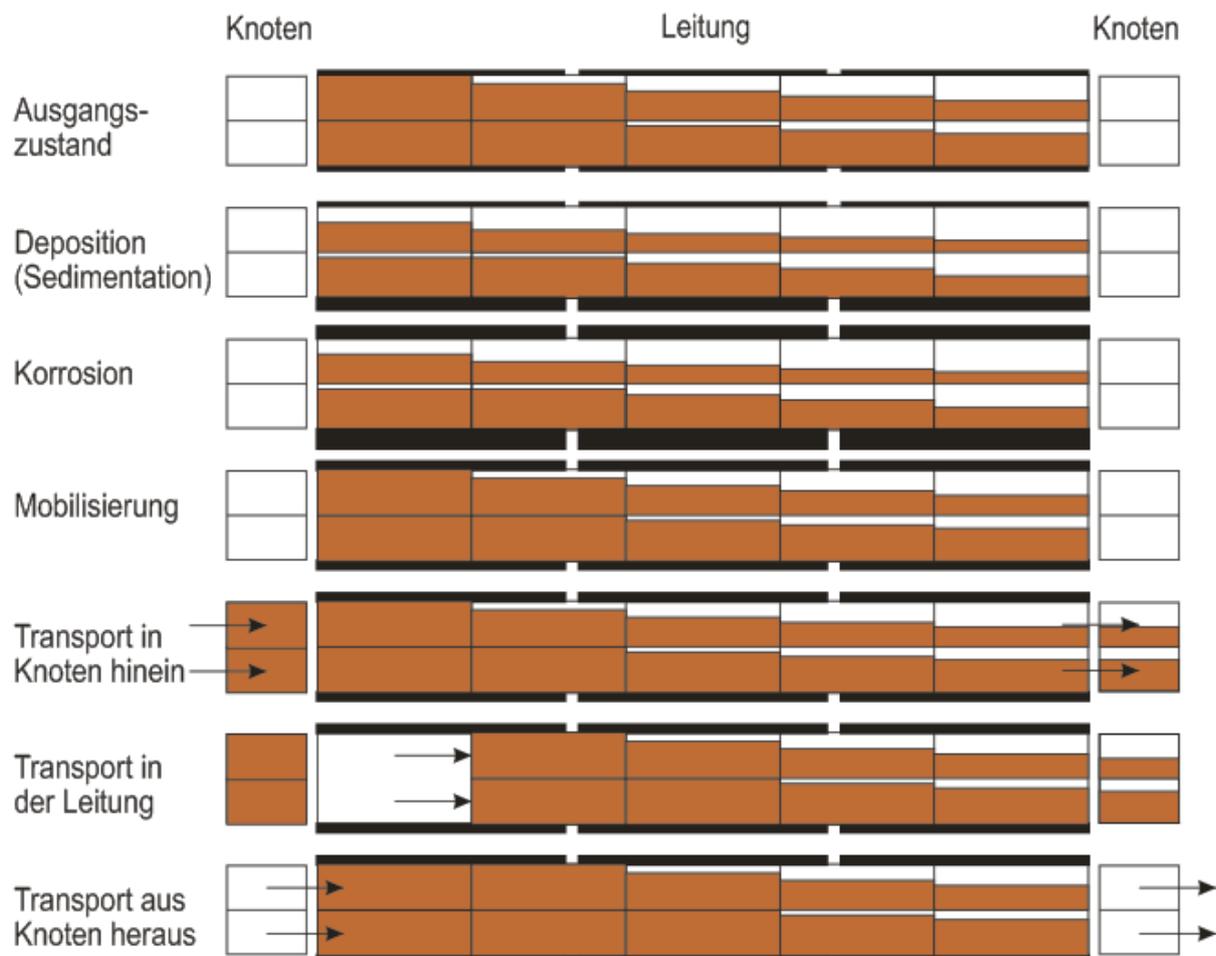


Bild 44. Numerische Berechnung von Transport und Reaktionen in Rohrleitungen (in Anlehnung an Rossman et al., 1993).

Im jeweiligen Qualitätszeitschritt werden zuerst für alle Segmente im Rohr bzw. Rohrnetz die Reaktionen Ablagerung, Korrosion und Mobilisierung berechnet.

Daraus ergeben sich Änderungen in der Transportkonzentration der Wassersegmente und der Ablagerungsmenge in den Wandsegmenten. Danach wird der Transport in drei Schritten realisiert.

1. Der Inhalt des Segments jeder Leitung, welches in Strömungsrichtung an einen Knoten anschließt, wird in den Knoten übergeben.
2. Der Inhalt von Segmenten, die in Strömungsrichtung nicht an einen Knoten anschließen, wird in das stromabwärts folgende Segment weitergegeben.
3. Die Inhalte in allen Knoten werden gemischt (Gl. (87), S. 100) und in Strömungsrichtung an die ersten Wassersegmente der abgehenden j Leitungen verteilt. Jedes von einem Knoten abgehende Wassersegment erhält einen Teil des Knoteninhaltes $c_{P,T,node}$ in Abhängigkeit vom Volumenstrom in der jeweiligen Leitung.

$$c_{P,T,j} = \frac{c_{P,T,node} \cdot Q_j \cdot \Delta t_{q,k}}{A_{Pipe,j} \cdot L_{Bulk,j}} \quad (93)$$

5.4 Beschreibung der Partikel

Die partikelbasierte Modellierung der Ablagerungsbildung erfordert unter Berücksichtigung der natürlich auftretenden Schwankungen eine möglichst genaue Beschreibung der Partikeleigenschaften. Die Partikelgröße geht quadratisch u. a. in die Widerstandskraft ein und mit der dritten Potenz in die Gewichtskraft. Abweichungen bei diesem Materialparameter führen also potentiell bereits zu großen Fehlern.

Die in Trinkwasserverteilungsnetzen anzutreffenden Partikel werden für die im Folgenden beschriebenen Modellansätze für *Transport*, *Ablagerung* und *Mobilisierung* durch folgendes Partikelmodell wie folgt angewendet:

- Partikel und kleine Agglomerate (nicht Flocken) aus Korrosionsprozessen werden als vereinzelt, fest, nicht-porös und kugelig beschrieben.

- Die Partikelgröße wird mittels des projektionsflächenäquivalenten Partikeldurchmessers für kugelförmige Partikel beschrieben und in Größenklassen nach DIN ISO 9276-1 fraktioniert.
- Die Partikelform wird durch den Formfaktor f_{shape} berücksichtigt.
- Die Dichte ist abhängig vom Partikeltyp sowie der Partikel- bzw. Agglomeratgröße.
- Es werden verschiedene Partikelsysteme mit unterschiedlichen Größenverteilungen, Dichteverteilungen und Formfaktoren berücksichtigt.

Suspendierte Partikel werden als Massentransportkonzentration betrachtet, d. h. die Partikel aller m Partikelsysteme mit jeweils n Größenklassen in einem Wassersegment V_{Bulk} haben eine Gesamtmasse, die auf dieses Wasservolumen bezogen wird. Jedes Wasservolumen hat eine eigene Transportkonzentration $c_{P,T}$. Innerhalb eines Wassersegments gibt es keine Konzentrationsgradienten.

$$c_{P,T} = \frac{1}{V_{\text{Bulk}}} \cdot \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n \rho_{P,i,j} \cdot V_{P,i,j} \cdot N_{P,i,j} \quad (94)$$

Hier ist $\rho_{P,i,j}$ der Partikeldurchmesser, $V_{P,i,j}$ das Einzelpartikelvolumen und $N_{P,i,j}$ die Partikelanzahl, jeweils für die Größenklasse j des Partikelsystems i .

Alle abgelagerten Partikel in einem Wandsegment bilden eine auf das Rohrvolumen normierte Sedimentmasse. Die Bildung partikulärer Ablagerungen erfolgt unter Berücksichtigung der Reaktionen *Sedimentation*, *Adsorption* und örtlicher *Korrosion*. Ein Unterschied besteht zwischen diesen Prozessen in der räumlich zu definierenden Ablagerungsbildung im Rohrquerschnitt

Während sich Partikel aus der örtlichen Korrosion am gesamten Rohrumfang ablagern, erfolgt die Partikelablagerung durch Sedimentation nur in der unteren Rohrhälfte. Adsorption tritt bei hohen (turbulenten) Strömungsgeschwindigkeiten auf. Resultierende Ablagerungen finden sich dann über den gesamten Rohrquerschnitt. In Bild 45 ist schematisch dargestellt, wie die durch verschiedene Prozesse gebildeten Ablagerungen im Modell behandelt werden.

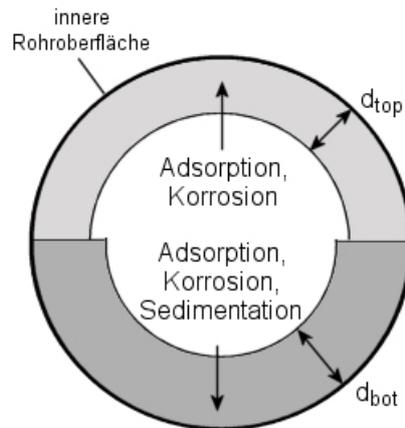


Bild 45. Modellansatz für Ablagerungen in Rohrleitungen

Im Ablagerungsmodell werden Ablagerungen im Rohrquerschnitt zweckmäßig in zwei Abschnitten „top“ und „bottom“ betrachtet, wie in Bild 45 dargestellt, die jeweils eine eigene, über den halben Rohrumfang konstante Dicke d_{top} und d_{bot} haben. Innerhalb jeder dieser halben Schalen wird vereinfachend angenommen, dass Partikel mit verschiedenen Eigenschaften gleichförmig verteilt sind und die Ablagerungsdichte über die Ablagerungstiefe konstant ist.

Die auf das Rohrvolumen normierte Ablagerungsmasse in einem Wandsegment in kg/m^3 ist die Summe der Partikelgrößenklassen j aller betrachteten Partikelsysteme i

$$m_P^\# = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n \rho_{P,i,j} \cdot V_{P,i,j} \cdot N_{P,i,j} \cdot 4}{\pi \cdot D_{Pipe}^2 \cdot L_{Wall}} \quad (95)$$

mit der Länge des betrachteten Wandsegmentes L_{Wall} . Der Nenner in Gl. (95) ergibt das Rohrvolumen im Bereich des Wandsegmentes.

Das auf das Rohrvolumen normierte Ablagerungsvolumen jeweils in der unteren bzw. oberen Ablagerungsschicht ist

$$V_{Sed}^\# = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n V_{P,i,j} \cdot N_{P,i,j} \cdot 4}{\pi \cdot D_{Pipe}^2 \cdot L_{Wall}} \cdot \frac{100\%}{c_{Sed,V}} \quad (96)$$

mit der experimentell bestimmten Feststoffvolumenkonzentration $c_{Sed,V}$ in den wässrigen Ablagerungen in Prozent (Abschnitt 4.6, S. 90, bzw. Gl. (79), S. 93.

Unter der Annahme gleichmäßig im Wandsegment verteilter Ablagerungen kann aus der Gleichung für das Volumen eines zylindrischen Ringspaltes die Dicke d_{top} bzw. d_{bot} dieser Ablagerungen in der oberen bzw. unteren Rohrhälfte berechnet werden.

$$d_{top} = \frac{D_{Pipe} - \sqrt{D_{Pipe}^2 - V_{Sed,top}^{\#} \cdot D_{Pipe}^2}}{2} \quad (97)$$

$$d_{bot} = \frac{D_{Pipe} - \sqrt{D_{Pipe}^2 - V_{Sed,bot}^{\#} \cdot D_{Pipe}^2}}{2} \quad (98)$$

5.5 Beschreibung der Reaktionen

5.5.1 Transport und Ablagerungen von Partikeln

Grundlagen der Partikelbewegung werden in Kapitel 2.6.2.3, S. 39 erläutert. Die Bewegung der Partikel einer Größenklasse i gliedert sich in eine longitudinale Bewegungskomponente in Richtung der Rohrströmung und eine radiale Komponente in Richtung der Rohrwand. Dabei wird das Rohrvolumen durch eine horizontale Schnittebene auf der Rohrachse in zwei Hälften geteilt (vgl. Bild 42, S. 103).

Die Berechnung von Partikeltransport und –ablagerung erfolgt mittels explizitem Euler-Verfahren. Für die longitudinale Partikelbewegung mit der Rohrströmung in z -Richtung, gilt die vereinfachende Annahme

$$\bar{v}_{P,i,j,z} = \bar{v}_F, \quad (99)$$

d. h. alle Partikel einer Größenklasse j bzw. eines Partikelsystems i bewegen sich entsprechend der Strömungsgeschwindigkeit. Wie in Gl. (84), S. 99, beschrieben, bewegen sich in einem Qualitätszeitschritt alle Partikel in einem betrachteten Wasservolumen zum stromabwärts anschließenden nächsten Volumen.

In der radialen Bewegung der Partikel wird zwischen dem Absetzen in laminarer und turbulenter Rohrströmung unterschieden. In laminarer Rohrströmung können sich Partikel aufgrund der in Gl. (25), S. 41, enthaltenen Kräfte auf der Rohrsohle ablagern. Befindet sich ein Partikel oberhalb der Rohrachse, erfolgt zuerst die Bewegung in die untere Rohrhälfte mit einer Partikelgeschwindigkeit $\bar{v}_{P,i,j,y}$, wo dann in einem späteren Qualitätszeitschritt die Ablagerung stattfinden kann. Dabei

verschiebt sich die für jede Partikelgrößenklasse j eines Partikelsystems i betrachtete Rohrhälfte wie in Bild 31, S. 83, grafisch beschrieben um

$$s_{P,i,j,y} = v_{P,i,j,y} \cdot \Delta t_q \quad (100)$$

Die prozentual außerhalb des betrachteten halben Rohrumfangs befindliche verschobene Querschnittsfläche entspricht der prozentual abgesetzten Partikelmenge der betrachteten Partikelgrößenklasse.

In turbulenter Rohrströmung können sich Partikel über den gesamten Rohrumfang ablagern. Es werden zwei Berechnungen durchgeführt: Es wird die Partikelablagerung gemäß des Kräfte Modells auf dem unteren Rohrumfang ermittelt und zusätzlich dazu die durch Turbulenz verursachte gleichmäßige Ablagerung über dem gesamten Rohrumfang. Diese ist jedoch unter den betrachteten Umständen (glattes, gerades Rohr) um Größenordnungen kleiner als die gravitationsgetriebene Ablagerungsbildung.

Damit wird also davon ausgegangen, dass jeder Wandkontakt eines Partikels effektiv zu seiner Ablagerung führt. Die Berechnung der Partikelbewegung wird am Einzelpartikel durchgeführt und auf die im jeweiligen Volumen vorhandene Massentransportkonzentration, also alle Partikel derselben Größenklasse bzw. desselben Partikelsystems, übertragen. Für jede Partikelklasse der beiden Partikelsysteme (Wasserwerk, Korrosion) wird diese Berechnung in jedem Qualitätszeitschritt durchgeführt.

5.5.2 Mobilisierung von Ablagerungen

Ablagerungen im Rohrquerschnitt werden zweckmäßig in zwei Abschnitten betrachtet, wie in Bild 45 (S. 108) dargestellt, und haben jeweils eine eigene, über den halben Rohrumfang konstante Dicke. Innerhalb jeder dieser Schalen wird angenommen, dass Partikel mit verschiedenen Eigenschaften gleichförmig verteilt sind und die Ablagerungsdichte über die Ablagerungstiefe konstant ist.

Eine Mobilisierung dieser Partikel erfolgt nur unter turbulenten Strömungsbedingungen. Die Rohrströmung kann dann als eine laminare, ablagerungseinhüllende wandnahe Schicht und eine turbulente Kernzone beschrieben werden, die die Partikelablagerung begrenzt (Bild 46, linke Bildhälfte).

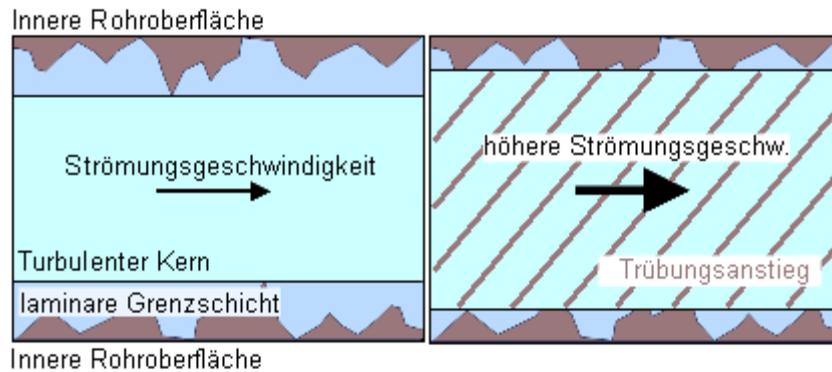


Bild 46. Modelltheoretische Vorstellung der Mobilisierung von Ablagerungen in Rohrströmungen.

Als verfügbarer Ablagerungsraum für Partikel dient entsprechend des Modellierungsansatzes das Volumen der laminaren Grenzschicht. Da deren Dicke mit steigender Strömungsgeschwindigkeit abnimmt, tritt eine Mobilisierung vorhandener Ablagerungen auf, wenn das Volumen der Ablagerungen größer als das Volumen der Grenzschicht wird. Es tritt dann eine sofortige Mobilisierung des überschüssigen Partikelvolumens auf. Dies führt zu einem Anstieg der Transportkonzentration im freien Wasserkörper.

Die in einem Qualitätszeitschritt mobilisierte Ablagerungsmenge ergibt sich aus dem Vergleich der Volumina der laminaren Grenzschicht und der Ablagerungsschicht.

Unter Verwendung der Dicke der Sedimentschicht d_{bot} (unten) bzw. d_{top} (oben) nach Gl. (97), S. 109, ist das Ablagerungsvolumen exemplarisch in der unteren Sedimentschicht in einem Wandsegment der Länge L_{Wall}

$$V_{\text{Sed}} = \frac{\pi}{8} \cdot [D_{\text{Pipe}}^2 - (D_{\text{Pipe}} - d_{\text{bot}})^2] \cdot L_{\text{Wall}} \quad (101)$$

Das Volumen der laminaren Grenzschicht in der unteren Rohrhälfte ist

$$V_{\text{LBL}} = \frac{\pi}{8} \cdot [D_{\text{Pipe}}^2 - (D_{\text{Pipe}} - \delta_{\text{LBL}})^2] \cdot L_{\text{Wall}} \quad (102)$$

mit der Dicke der laminaren Grenzschicht δ_{LBL} .

Wenn $V_{\text{Sed}} > V_{\text{LBL}}$ ist, und $Re \geq 2320$, dann wird die überschüssige Ablagerungsmasse

$$\Delta m_{P,i,j}^{\#} = \frac{V_{\text{Sed}} - V_{\text{LBL}}}{V_{\text{Sed}}} \cdot m_{P,i,j}^{\#} \quad (103)$$

mobilisiert. Aus jeder Partikelgrößenklasse j jedes Partikelsystems i wird anteilig ein Teil der abgelagerten Masse mobilisiert.

Die Verteilung der aufgewirbelten Partikel erfolgt in demselben Qualitätszeitschritt im Rohrquerschnitt. Die neue Transportkonzentration in den von der Mobilisierung betroffenen Wassersegmenten beträgt

$$c_{P,T,i,j,1} = c_{P,T,i,j,0} + \Delta m_{P,i,j}^{\#} \cdot \quad (104)$$

Die aufgewirbelten Ablagerungen verteilen sich auf die an das betroffene Wandsegment angrenzenden Wassersegmente (Bild 47).

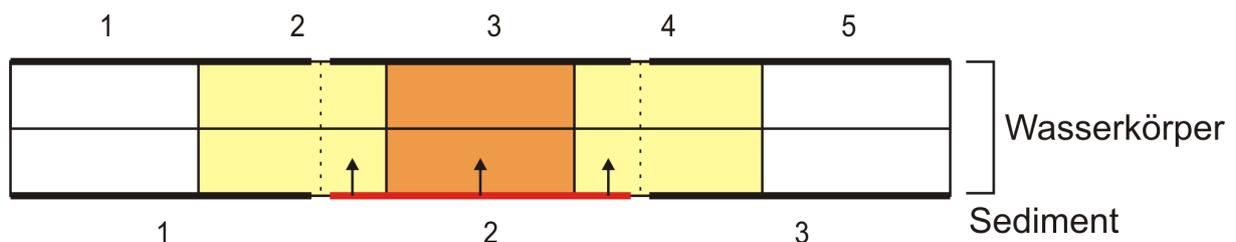


Bild 47. Verteilung von Ablagerungen aus einem Wandsegment (rot) auf die angrenzenden Wassersegmente.

Dabei hängt die Verteilung direkt von der Überlappungslänge zwischen dem Wandsegment und den Wassersegmenten ab.

Im laminaren Strömungsfall bei $Re < 2320$ tritt keine Mobilisierung von Ablagerungen auf. Diese Modellregel könnte in Leitungen, die über den gesamten Betrachtungszeitraum unter laminaren Strömungsbedingungen betrieben werden, dazu führen, dass große Mengen an Ablagerungen gebildet werden. Dadurch wäre die Vereinfachung, dass Ablagerungen keine Auswirkungen auf die hydraulischen Bedingungen haben, nicht mehr aufrecht zu erhalten. Deshalb wird für laminar durchströmte Leitungen in jedem Qualitätszeitschritt geprüft, ob die aus der Ablagerungsschicht resultierende Einschnürung des Strömungsquerschnittes zu turbulenten Strömungsbedingungen führt.

$$\bar{v}_{\text{test}} = \frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot (D_{\text{Pipe}} - d_{\text{top}} - d_{\text{bot}})^2} \quad (105)$$

$$\text{Re}_{\text{test}} = \frac{\bar{v}_{\text{test}} \cdot (D_{\text{Pipe}} - d_{\text{top}} - d_{\text{bot}})}{\nu_F} \quad (106)$$

Wird die Bedingung $\text{Re}_{\text{test}} \geq 2320$ erfüllt, müssen Ablagerungen abgesichert werden, bis wieder $\text{Re}_{\text{test}} < 2320$ gilt. Die Bestimmung des erforderlichen Materialabtrages erfolgt iterativ.

$$\text{Re}_{\text{test}} = 2320 = \frac{\bar{v}_{\text{test}} \cdot [D_{\text{Pipe}} - (d_{\text{top}} - \Delta d_{\text{top}}) - (d_{\text{bot}} - \Delta d_{\text{bot}})]}{\nu_F} \quad (107)$$



$$\bar{v}_{\text{test}} = \frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot [D_{\text{Pipe}} - (d_{\text{top}} - \Delta d_{\text{top}}) - (d_{\text{bot}} - \Delta d_{\text{bot}})]^2} \quad (108)$$

Bei Berücksichtigung des Einschnüreffektes durch die Ablagerungen ergibt sich die in Bild 48 dargestellte blaue Kurve für eine DN100-Leitung, bei 10 °C Wassertemperatur.

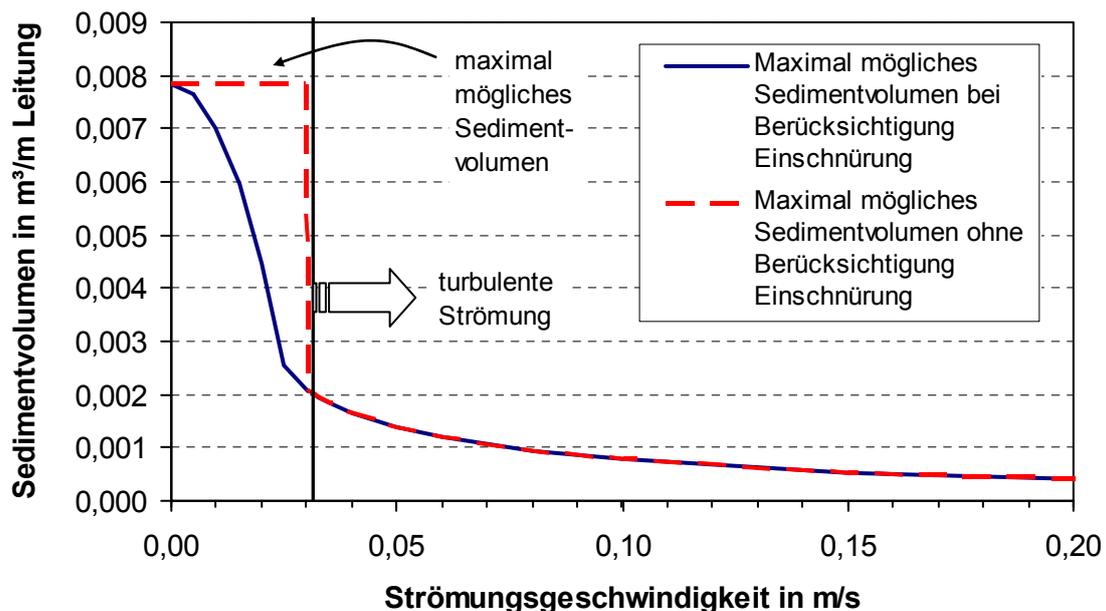


Bild 48. Berücksichtigung des Einschnüreffektes am Beispiel einer DN100-Leitung, 10 °C. Volumen der laminaren Grenzschicht nach Gl. (102), S. 111.

Da die Mobilisierung von Ablagerungen nur unter turbulenten Strömungsbedingungen erfolgen kann, würde unter laminaren Bedingungen das komplette Rohrvolumen mit Ablagerungen gefüllt werden (rote, gestrichelte Kurve). Unter Berücksichtigung des Einschnürungseffektes ist das vollständige Zuwachsen einer Leitung erst nahe bei Stagnationsbedingungen möglich (blaue Kurve).

5.5.3 Korrosion als Partikeleintragspfad

Korrosionsvorgänge in Trinkwasserverteilungsnetzen führen zum Eintrag von Partikeln. Korrodierende Leitungen wirken als Partikelquelle. Die Geschwindigkeit der korrosionsinduzierten Ablagerungsbildung ist direkt von der Korrosionsgeschwindigkeit der jeweiligen Leitung abhängig.

Vereinfachend wird angenommen, dass jede ungeschützte Stahl- bzw. Graugussleitung zur Ablagerungsbildung beiträgt. Wie in Kapitel 5.4, S. 106, beschrieben, lagern sich durch Korrosion gebildete Partikel über dem gesamten Rohrumfang ab. Es wird ferner angenommen, dass die Ablagerungsbildung gleichmäßig und am Ort der Korrosion erfolgt, da der bereits in geringer radialer Entfernung zur Rohrwand deutlich ansteigende Sauerstoffgehalt des Wasserkörpers (Kuch, 1984) zur Oxidation des gelösten Eisens in partikuläres dreiwertiges Eisen führt. Das gelöste Eisen wird also dem advektiven Transport durch die Rohrströmung frühzeitig wieder entzogen.

Analog zur Berechnung der Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung durch suspendierte Partikel wird angenommen, dass die Ablagerungsbildung in einem definierten Berechnungszeitraum, dem Qualitätszeitschritt Δt_q , mit konstanter Geschwindigkeit voranschreitet:

$$\frac{d m_p^\#}{d t} = r_{\text{corr,Fe}^0}^\# \cdot X_{\text{Fe}^0, \text{FeOOH}} \quad (109)$$

Die Änderung der auf das Rohrvolumen normierten Ablagerungsmasse $m_p^\#$ über die Zeit t ist abhängig von der auf das Rohrvolumen normierten Korrosionsgeschwindigkeit $r_{\text{corr,Fe}^0}^\#$ in $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{s})$.

Das dabei gebildete Eisen liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit als Goethit vor. Aus der durch nasschemische Analysen ermittelten Menge elementaren Eisens Fe^0 kann

durch den stöchiometrischen Faktor $X_{\text{Fe}^\circ, \text{FeOOH}} = 1,59$ die Menge partikulären Eisens (Goethit, $\alpha\text{-FeOOH}$) ermittelt werden.

Da der Korrosionsprozess temperaturabhängig ist, kommt der Wassertemperatur eine besondere Bedeutung zu. Für inkrustierte Rohre einer Versuchsanlage stellte Kuch (1984) in einem Diagramm Korrosionsintensitäten bei verschiedenen Wassertemperaturen dar. Wassertemperatur T (in $^\circ\text{C}$) und Korrosionsintensität $r_{\text{corr,Fe}^\circ}^\#$ stehen demnach im Zusammenhang (hergeleitet aus den Diagrammwerten von Kuch)

$$\frac{r_{\text{corr,Fe}^\circ,1}^\#}{r_{\text{corr,Fe}^\circ,0}^\#} = \frac{T_1 + 2,4802}{T_0 + 2,4802} \quad (110)$$

Bei einer Verdopplung der Wassertemperatur in trinkwassertypischen Bereichen (ca. 5 bis 20°C) ist demnach mit etwa der doppelten Korrosionsintensität zu rechnen.

Die differentiellen Partikelmassen $\Delta Q_{3,j}$ der neu gebildeten Ablagerungen in einem Zeitfenster Δt werden aus der Größenverteilung der in dieser Arbeit untersuchten Eisenoxidmatrix ermittelt (grafisch in Kapitel 4.1, S. 67, Werte in Anhang 14.11.3, S. 212).

Aus der Größenverteilung der Partikelmatrix (Masse m_p) aus Korrosion wird berechnet, welchen Anteil die verschiedenen Partikelgrößenklassen j an den in einem Qualitätszeitschritt neu gebildeten Ablagerungen haben.

$$m_{p,j}^\# = \Delta Q_{3,j} \cdot m_p^\# \quad (111)$$

5.5.4 Wasserwerksausgang als Partikeleintragspfad

An Quellenknoten des hydraulischen Modells werden Suspensionen mit einer beliebigen Partikelgrößenverteilung in das System eingetragen. Für die Beschreibung dieser Massenströme werden folgende Informationen benötigt:

- die Trübungen der eingetragenen Suspensionen in Abhängigkeit von der Zeit $Turb(t)$,

- das Trübungsvermögen des Partikelsystems, ausgedrückt durch den Umrechnungsfaktor von Trübung zu Trockensubstanz $X_{\text{Turb,TS}}$, Gl. (5), S. 23, und
- die diskreten Eigenschaften des jeweiligen Partikelsystems, also Differentiale der Anzahlverteilungssumme $\Delta Q_{0,i}$, Differentiale der Massenverteilungssumme $\Delta Q_{3,i}$, Dichte der Partikel $\rho_P(x_{P,i})$ und optional Formfaktoren (= Partikelgrößenanalyse).

Mittels Gl. (5), S. 23, wird aus der Trübung die eingetragene Feststoffkonzentration berechnet, die wiederum mittels der gemessenen Partikelgrößenverteilung auf die Partikelgrößenklassen aufgeteilt wird.

$$c_{P,i} = \Delta Q_{3,i} \cdot c_P \quad (112)$$

Aus diesen Differentialen wird für jede Partikelgrößenklasse die im gerade betrachteten Zeitschritt vorhandene Feststoffkonzentration nach Gl. (80), S. 100, für jede Größenklasse am Knoten berechnet.

5.6 Startbedingungen einer Simulation

Die Bildung von Ablagerungen läuft in Rohrnetzen kontinuierlich in Abhängigkeit von der Konzentration suspendierter Partikel ab. Es ist erforderlich, vor Berechnungsbeginn die räumliche Konzentrationsverteilung im Rohrnetz zu ermitteln, da sonst eine Unterschätzung der Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung für das Rohrnetz aufgrund der bei Berechnungsbeginn fehlenden Partikel eintritt. Deshalb werden vor Beginn der eigentlichen Berechnung für einen vollständigen Tag der Transport und die Ablagerung von Partikeln an dem betrachteten vollständig partikelfreien Rohrnetz berechnet. Danach liegt die räumliche Konzentrationsverteilung suspendierter Partikel im Rohrnetz vor. Die dabei gebildeten Ablagerungen werden entfernt und die eigentliche Berechnung wird gestartet.

Ebenfalls wäre es möglich, dem Rohrnetz eine Ablagerungssituation vor Versuchsbeginn aufzuprägen.

6 Softwaretechnische Umsetzung des Wassergütemodells

Die in Kapitel 5 vorgestellten Modelle für den Transport, die Ablagerung sowie Mobilisierung von Partikeln in Rohrströmung wurden in dem Softwarepaket *Matlab* der Firma *The Mathworks* programmiert. Matlab ist eine Programmierumgebung mit eigener Syntax, in der Textfiles mit dem gewünschten Code erzeugt werden. Diese Textfiles werden direkt in Matlab gestartet.

Der Quellcode kann zu codierten (verschlüsselten) Paketen zusammengefasst werden, die sich für die Weitergabe eignen. Um die Ausführung der Pakete auf PCs ohne Matlab zu ermöglichen, muss auf diesen eine Runtime-Library (*MCR*) derselben Matlab-Version wie bei der Paket-Erstellung installiert werden.

Aufgabe der Software ist es:

1. hydraulische Modelle von Trinkwasserverteilungssystemen zu importieren (Rohrnetzstruktur, Volumenströme) und für die weiteren Berechnungen vorzubereiten,
2. den Partikeltransport zu berechnen
3. die Verschmutzung von Leitungen durch Ablagerungsbildung zu ermitteln
4. die leitungsbezogene Wasserqualität unter definierten täglichen hydraulischen Bedingungen vorherzusagen
5. das leitungsbezogene Trübungspotential der Ablagerungen bei Mobilisierung abzuschätzen
6. die Rechenergebnisse für die grafische Darstellung, rohrlitungsgenaue Bewertung und die Ermittlung von Reinigungsintervallen aufzubereiten.

Die Software verfügt über mehrere Programmfenster, in denen z. B. Einstellungen bezüglich der Partikeleigenschaften, der Partikelquellen und Berechnungsvorgaben vorgenommen werden können (Bild 49, Bild 50, Bild 51, Bild 52).

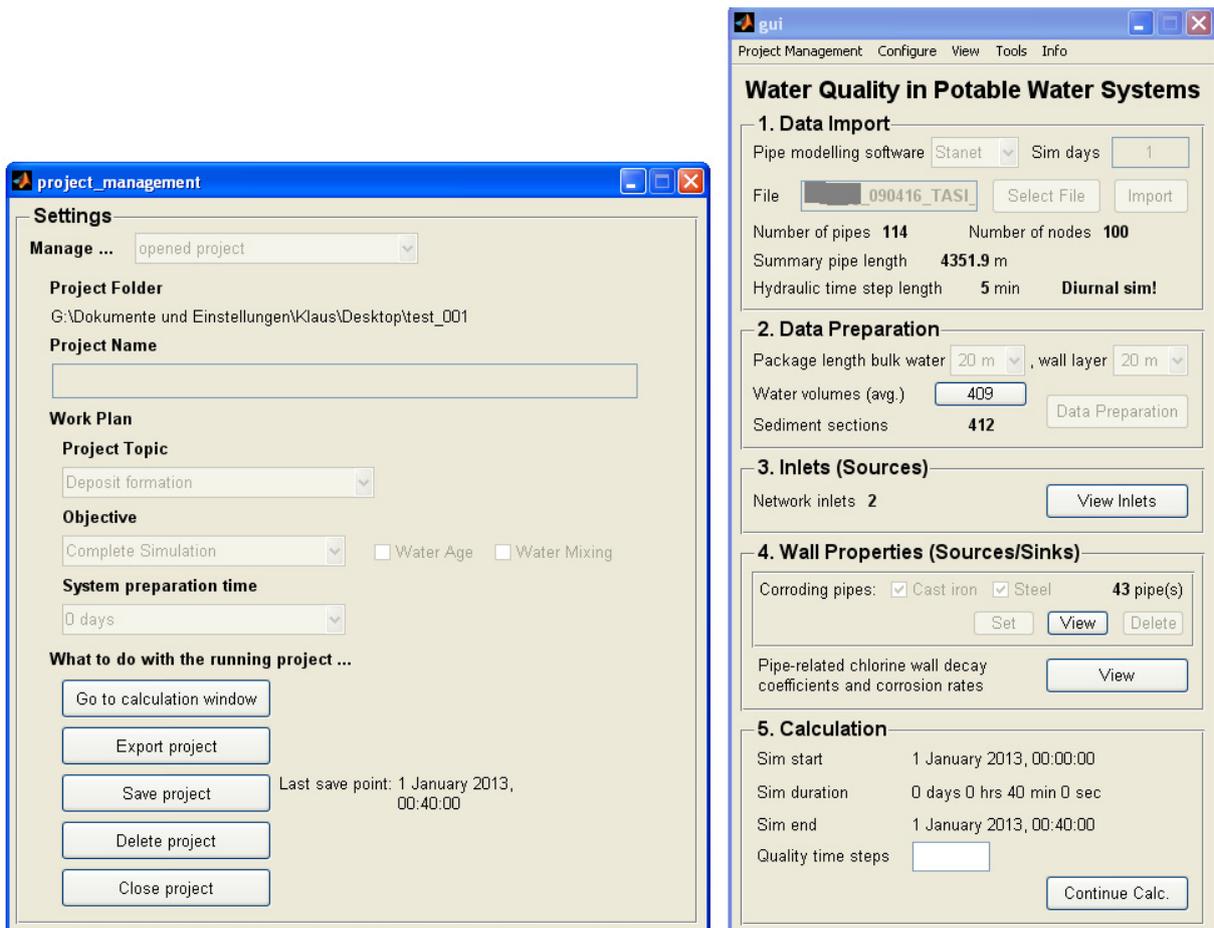


Bild 49. Linke Bildhälfte: Projektverwaltung. Rechte Bildhälfte: Hauptfenster zur Durchführung von Import und Export von Daten, Anpassung von Rechenparametern und Durchführung der Berechnung sowie Ausgabe der einzeleituingsbezogenen Ergebnisse.

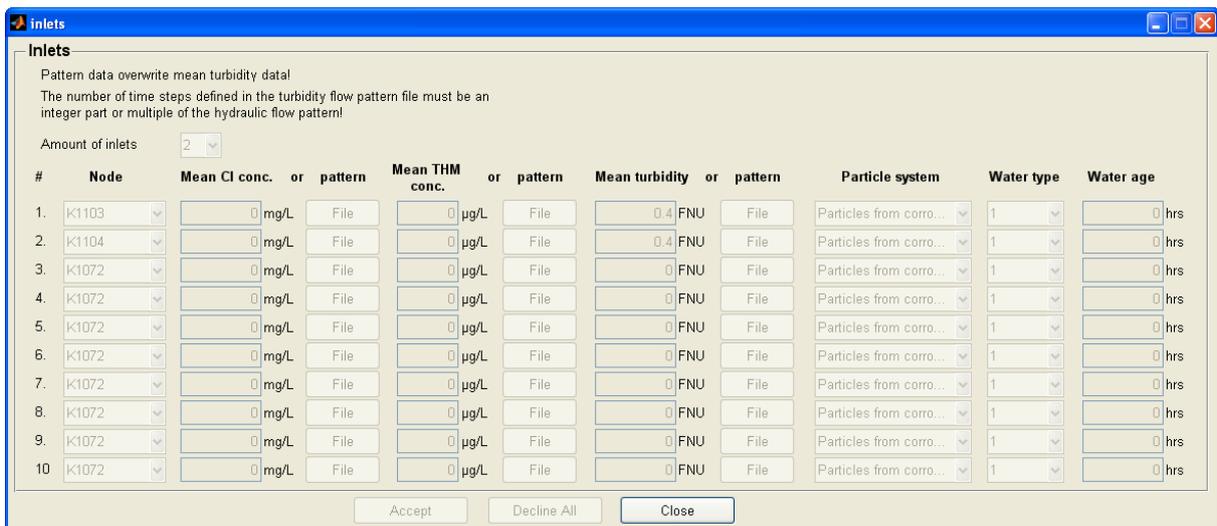


Bild 50. Unterfenster für die Definition von als Quellen suspendierter Partikel wirkende Systemeingänge.

individual_wall_properties

Individual Wall Decay Coefficients

Pipe number	Pipe type	Chlorine wall decay coefficient $/(m/s)$	Corrosion yes/no	Corrosion rate $g\ FeO_x./(m^2*day)$	Pipe position in A_sediment	Number of sediment packages in pipe
1	100 GGG	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	1	1
2	100 GGG	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	3	1
3	100 GGG	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	5	1
4	90 x 8,2 PE	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	7	2
5	90 x 8,2 PE	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	11	2
6	100 PVC 10	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	15	1
7	150 AZ 10	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	17	1
8	150 AZ 10	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	19	3
9	150 AZ 10	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	25	1
10	150 AZ 10	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	27	1
11	150 AZ 10	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	29	2
12	150 AZ 10	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	33	1
13	200 AZ 10	-1.0000e-04	0	1.0000e-03	35	1
14	100 GG	-1.0000e-04	1	1.0000e-03	37	2
15	100 GG	-1.0000e-04	1	1.0000e-03	41	1
16	100 GG	-1.0000e-04	1	1.0000e-03	43	1

Accept Close

Bild 51. Definierung von korrodierenden Leitungen als Partikelquellen.

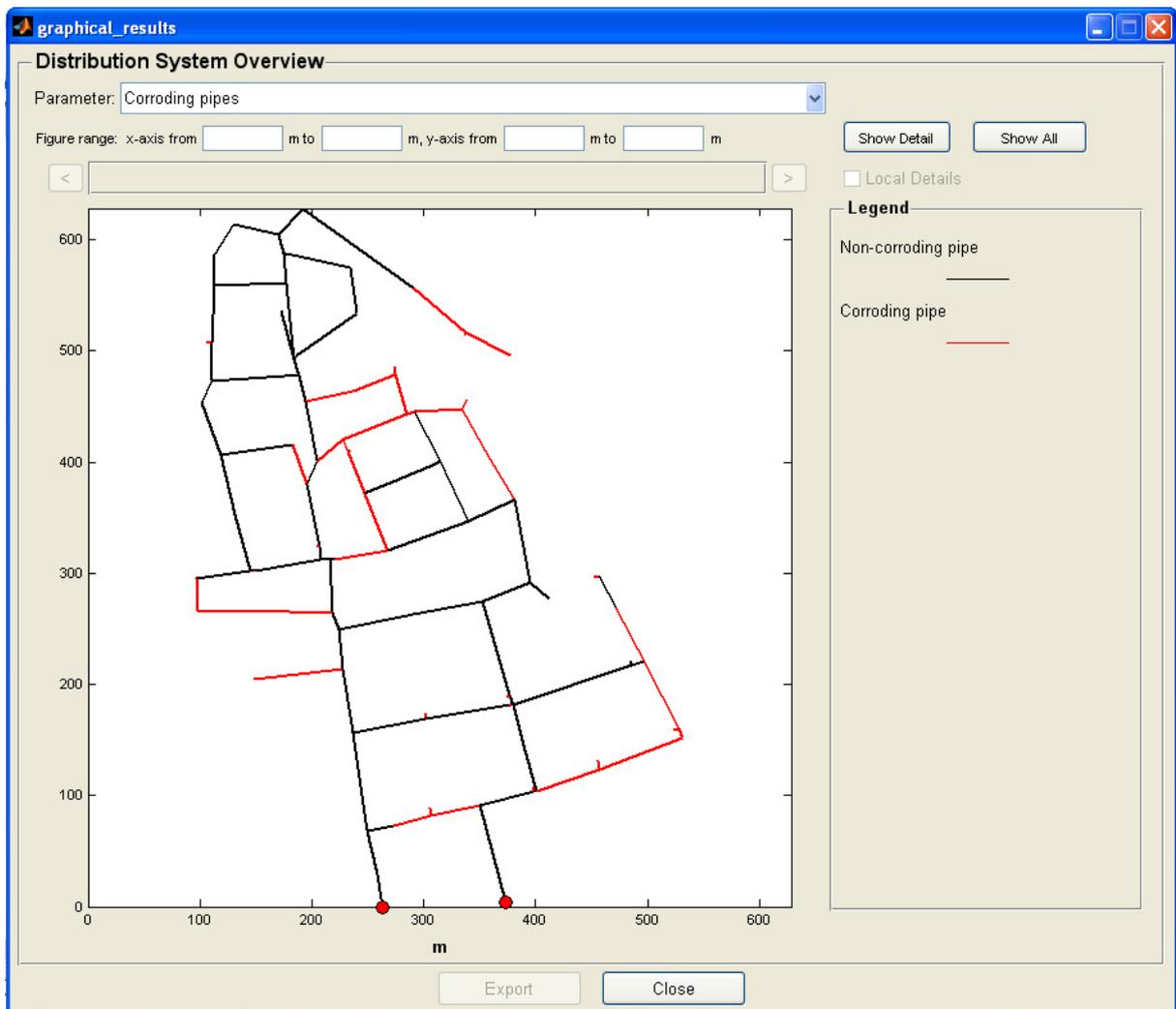


Bild 52. Fenster für die grafische Darstellung der Leitungseigenschaften und Rechenergebnisse im Rohrnetz.

Analog zur Durchnummerierung in der GUI (Bild 49, rechte Bildhälfte) werden folgende Aktionen durch den Nutzer getätigt, um die Wasserqualität und das Fouling in einem Netz zu berechnen:

1. **Datenimport:** Aus einer vorangehenden hydraulischen Modellierung eines Verteilungssystems als Tagessimulation in *Stanet* oder *Epanet* werden alle erforderlichen Angaben zu Hydraulik und Netzstruktur mit den Exportwerkzeugen von *Stanet/Epanet* in eine Text-Datei gespeichert, die vom Anwender in der Berechnungssoftware geladen werden kann.
2. Der Benutzer wählt dann im nächsten Schritt die **Qualität der Berechnung** aus, indem er die Diskretisierungsauflösung des Wasserkörpers und der Rohrwände im Verteilungssystem einstellt. Dies wirkt sich u. a. deutlich auf die Rechengeschwindigkeit und die Ergebnisqualität aus.

3. Vom Benutzer werden bekannte **Partikelquellen**, an denen suspendierte Partikel ins System eingetragen werden, in Form von Wasserwerken, Behältern oder sonstigen Systemeingängen definiert.

Korrodierte Leitungsabschnitte werden durch Auswahl der allgemein üblichen Namensschemata definiert, z. B. „GG“ für Graugussleitungen, ohne geeigneten inwandigen Korrosionsschutz. Die betreffenden Leitungen werden dann automatisch als Partikelquellen markiert. An Leitungsabschnitten mit Korrosion werden Partikel in Form von Sediment eingetragen. Für jede Leitung können individuelle Korrosionsintensitäten angegeben werden.

4. Abschließend kann der Benutzer einige Parameter für die Berechnung setzen, z. B. Wassertemperatur, Trübungsvermögen sowie Größen und Dichten der Partikelsysteme. Erforderlich ist auf jeden Fall die Angabe der zu berechnenden Zeitschritte. Die schrittweise Fortführung einer Berechnung ist dabei möglich.

Nach der Berechnung können die Ergebnisse grafisch dargestellt und als CSV-Dateien exportiert werden. Die grafische Darstellung beinhaltet die Anzeige von Ablagerungsmengen und Transportkonzentrationen über die Länge jeder Leitung. Des Weiteren können Zeitreihen erstellt werden über verschiedene Parameter einzelner Leitungen. Ebenso ist die grafische Darstellung der Ablagerungsmengen und Transportkonzentrationen als 2D-Rohrnetzplan möglich mit einer räumlichen Auflösung in Abhängigkeit von der räumlichen Diskretisierung.

Von der Rohrnetzmodellierungssoftware müssen aus Tagessimulationsergebnissen folgende Parameter übergeben werden:

- Strömungsgeschwindigkeiten,
- Strömungsrichtungen (positive/negative Geschwindigkeit).

An Netzeigenschaften werden übergeben:

- Aufbau des Netzes (Leitungen und die zugehörigen Knoten)
- Rohrlängen
- kalibrierte Rohrdurchmesser
- Rauheiten.

Die in der Software für die Berechnung verwendeten Massentransportkonzentrationen und Massen werden mittels Umrechnungsfaktoren in für die Praxis relevante Parameter umgerechnet:

- Maximales Trübungspotential der Ablagerungen: Maximal möglicher Trübungsanstieg im Wasserkörper eines Paketes einer Leitung, wenn alle Ablagerungen in diesem Paket mobilisiert werden würden; Worst-Case-Fall, da für die Mobilisierung aller Ablagerungen hohe Geschwindigkeiten erforderlich sind, die nur bei Spülungen erreicht werden, üblicherweise nicht jedoch im laufenden Betrieb
- Minimale Dauer bis Mobilisierung von Ablagerungen auftritt: Zeitdauer, bis die laminare Grenzschicht in einem Paket einer Leitung erstmalig mit Partikeln gefüllt sein wird und erstmals im täglichen Betrieb ein Trübungsanstieg im Wasserpaket auftritt.
- Maximaler Trübungsanstieg im Wasserkörper: maximaler registrierter Anstieg der Trübung in einem Wasserpaket einer Leitung bei einem Mobilisierungsereignis unter den gegebenen täglichen hydraulischen Bedingungen
- Ablagerungen pro m² Rohroberfläche: mittlere Ablagerungsmenge in einer Rohrleitung; sinnvoll, um Messergebnisse aus einem untersuchten Verteilungssystem mit Rechenergebnissen zu vergleichen

7 Experimentelle Untersuchungen zur Ablagerungsbildung an einem Trinkwasserverteilungsnetz

7.1 Problemstellung und Zielsetzung

In einem Trinkwasserverteilungsnetz wurde die Ablagerungsbildung unter realen Betriebsbedingungen untersucht. Es wurden dabei Fragestellungen betrachtet zur:

- räumlichen Verteilung der Ablagerungsmengen,
- dem Partikeleintrag in das Verteilungsnetz am Wasserwerk
- und dem Partikeleintrag in das Verteilungsnetz durch Korrosion metallischer Leitungen.

Für die Untersuchungen wurden systematische Wasserspülungen durchgeführt (Methodik der Durchführung in Anhang 14.1) und dokumentiert (Methodik in Anhang 14.2). Das verwendete Equipment zur Messung von Volumenstrom und Spülwassertrübung wird in Anhang 14.3 erläutert. Die Bestimmung der Ablagerungsmengen und räumlichen Verteilung der Ablagerungen erfolgt wie in Anhang 14.4 beschrieben, die Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung wird nach Anhang 14.5 ermittelt. Die Beprobung des Wasserwerks wird in Anhang 14.6 erläutert.

Für das betrachtete Rohrnetz wurde in einem Teilabschnitt die Ablagerungsbildung durch Spülungen ermittelt. Am Wasserwerk wurde der Feststoffeintrag nasschemisch und durch Partikelzählung untersucht. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wurde für das Gesamtnetz die erwartete Ablagerungsbildung berechnet. Für das untersuchte Teilnetz wurden Mess- und Rechenwerte verglichen.

7.2 Netzstruktur und hydraulische Bedingungen

Das betrachtete Trinkwasserverteilungssystem hat eine Nord-Süd-Ausdehnung von 4 km und eine West-Ost-Ausdehnung von 3 km bei ca. 11.000 Einwohnern. Die Netzstruktur ist in Bild 53 dargestellt.

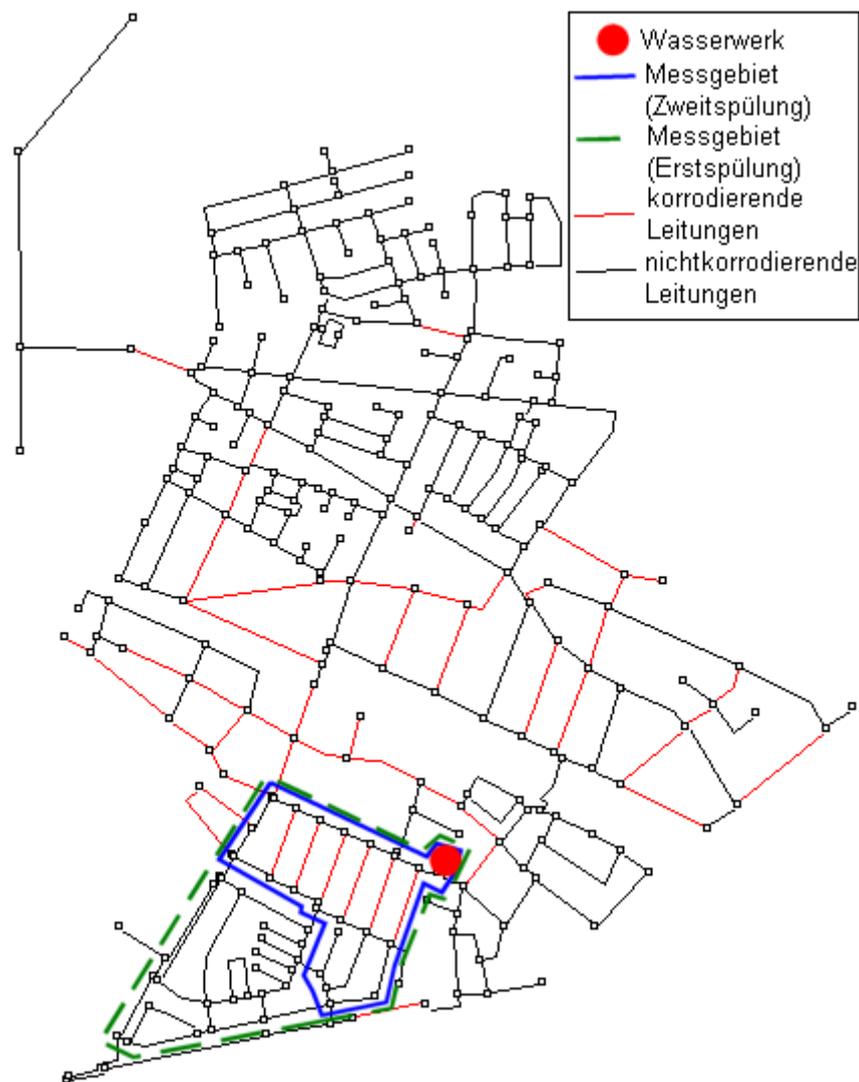


Bild 53. Netzstruktur des untersuchten Trinkwasserverteilungssystems.

Die Einspeisung von Trinkwasser erfolgt über ein Grundwasserwerk. Das stark vermaschte Netz setzt sich überwiegend aus nichtkorrodierenden Rohrmaterialien wie PE, Asbestzement und duktilem Gusseisen mit Zementmörtelauskleidung zusammen, die im Sinne des Partikeleintrages an der Rohrwandung als inert bezeichnet werden können. Diese Rohrleitungen sind in Bild 53 schwarz gefärbt. Leitungen mit ungeschützter Rohrwandfläche, wie Grauguss und Stahl, die potentiell Partikel in das Verteilungsnetz abgeben können, sind rot gefärbt. Die Rohrleitungslänge ohne Hausanschlüsse beträgt 60 km. Bekannt sind neben den Rohrleitungslängen und Materialien auch die Rohrdurchmesser.

Das mittels Rohrleitungsspülungen betrachtete Teilgebiet mit einer Leitungslänge von ca. 10 km ist in Bild 53 grün umrandet. Es beinhaltet sechs ungeschützte Stahlleitungen mit einer Gesamtlänge von 1,6 km. Das Teilgebiet grenzt an das

Wasserwerk und wird direkt aus diesem versorgt. Es besteht für das Teilgebiet also die Möglichkeit des Partikeleintrages bzw. der Ablagerungsbildung durch am Wasserwerk eingetragene Partikel sowie Partikel aus Korrosionsprozessen an den Stahlleitungen.

In der Erstspülung wurden für das untersuchte Teilgebiet Ablagerungen insbesondere in dem in Bild 53 blau umrandeten Gebiet (4,1 km) festgestellt. Die Zweitspülung zur Bestimmung der Ablagerungsbildung konzentrierte sich dann auf dieses kleinere Gebiet.

Für hydraulische Berechnungen wurde ein bestehendes hydraulisches Netzmodell in der Rohrnetzmodellierungssoftware Stanet eingesetzt. Es wurde eine Tagessimulation für einen Durchschnittstag in Ein-Stunden-Schrittweite durchgeführt. Das Wasserabnahmeverhalten der Konsumenten wurde, wie in Bild 54 dargestellt, modelliert.

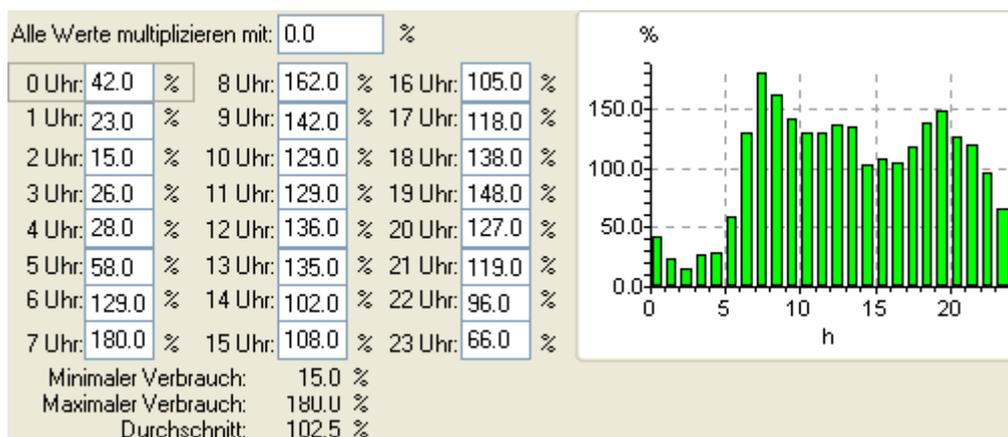


Bild 54. In Stanet modelliertes Verhalten der Konsumenten im betrachteten Rohrnetz.

Die Morgenspitze tritt zur siebenten Stunde auf und ist um den Faktor 1,8 im Vergleich zum mittleren stündlichen Verbrauch erhöht. Aus dem Konsumentenverhalten ergeben sich entsprechende Ganglinien des Volumenstroms für alle Rohrleitungen des Netzes.

Die räumliche Verteilung stark und schwach durchströmter Netzbereiche ist in Bild 55 dargestellt.

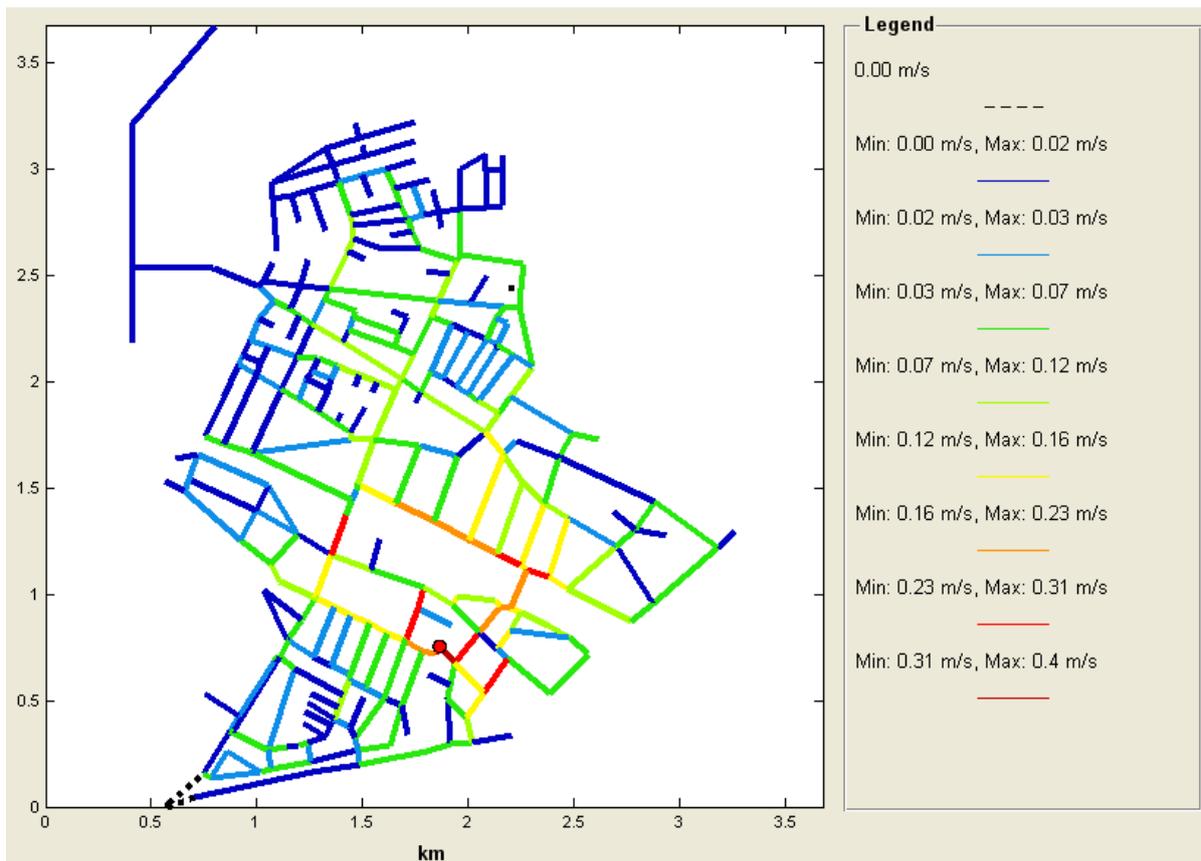


Bild 55. Mittlere tägliche Strömungsgeschwindigkeiten im Verteilungsnetz.

In den hydraulisch am stärksten belasteten Leitungen (rot markiert) treten demnach mittlere tägliche Strömungsgeschwindigkeiten von maximal 0,4 m/s auf. Diese Leitungen gruppieren sich im Zentrum des Versorgungsnetzes ausgehend vom Wasserwerk (roter Punkt). In Richtung nördlicher, westlicher und südlicher Peripherie nehmen die Strömungsgeschwindigkeiten dann deutlich ab (blaue Leitungen). Die maximalen täglichen Strömungsgeschwindigkeiten des Durchschnittstages (nicht dargestellt) treten analog zur Stunde des maximalen täglichen Verbrauches um 8 Uhr morgens in allen Leitungen mit einer Geschwindigkeitserhöhung um das 1,7-fache der mittleren täglichen Geschwindigkeiten auf.

In Bild 56 ist als Konsequenz zu sehen, dass große Teile des Verteilungsnetzes, mit Ausnahme der Hauptleitungen im zentralen Bereich um das Wasserwerk, zeitweise unter laminaren Strömungsbedingungen betrieben werden.

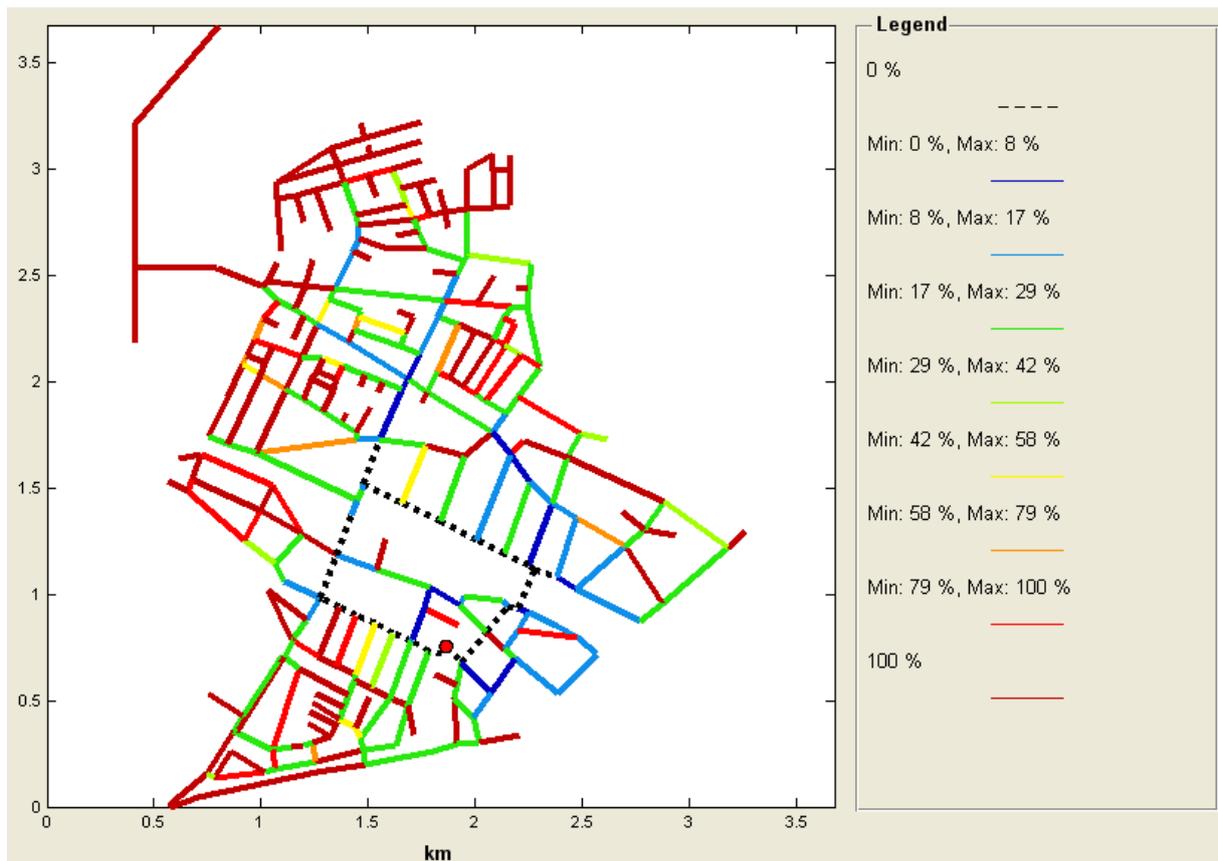


Bild 56. Zeitlicher Anteil laminarer Strömungsbedingungen im Verteilungsnetz an den täglichen hydraulischen Bedingungen (100 % = ganztägig laminare Bedingungen)

Zahlreiche Leitungen (rot markiert) in der Netzperipherie werden ganztags unter laminaren Strömungsbedingungen, allgemein als Stagnationszonen bezeichnet, betrieben.

7.3 Ablagerungsuntersuchungen

Da für das Gesamtnetz mit dem Wasserwerk nur ein einziger Eintragspfad für suspendierte Partikel besteht und ungestörte stetige hydraulische Bedingungen vorherrschen, wird die auf den Ablagerungseigenschaften, Partikelquellen und hydraulischen Bedingungen basierende Ablagerungsbildung in dem Teilgebiet als repräsentativ für das Gesamtnetz angesehen. Es wurde ein Spülplan für das Teilgebiet entworfen, wie in Anhang 14.1 verallgemeinert beschrieben, um die Ablagerungsbildung und die Ablagerungszusammensetzung in diesem Netzabschnitt zu analysieren. In Bild 57 ist der Spülplan als Übersicht dargestellt.

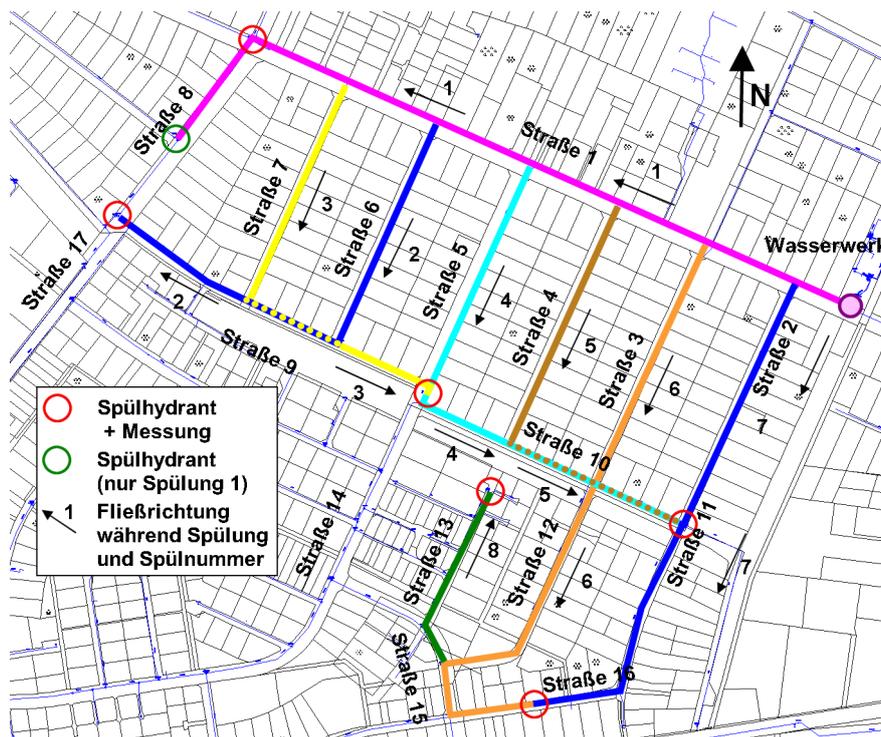


Bild 57. Spülplanübersicht für die Untersuchungen zur Ablagerungsbildung in einem Teilgebiet des Versorgungsnetzes.

Er zeigt die Spülstrecken der Spülungen 1 bis 8 in unterschiedlichen Farben sowie die Position der verwendeten Spülhydranten. In Spülung 1 mussten ausnahmsweise 2 Spülhydranten verwendet werden, um in der in Straße 1 liegenden DN200-Leitung ausreichende Volumenströme zu erzeugen.

In Spülung 1 (pink markiert in Bild 57) wurde die Leitung ausgehend vom Wasserwerk gespült, und am Hydranten an der Kreuzung zu Straße 8 (rote Kreismarkierung) kontinuierlich die Trübung gemessen sowie Proben genommen. Danach wurden alle Stichleitungen schrittweise mit klarer Wasserfront gespült. Ausgehend von der Erstspülung erfolgte die Zweitspülung der Leitungen nach ca. 6,3 Monaten. Die Straßen 4 (in Spülung 5) und 5 (in Spülung 4) wurden bereits nach 3,5 Monaten der Zweitspülung unterzogen. In Tabelle 8 sind die Volumenströme der durchgeführten Spülungen 1 bis 8 zu sehen.

Tabelle 8. Übersicht über die Zweitspülungen.

Spülung	Spülstrecke	Durchfluss in m ³ /h
1	Straße 1	35
2	Straße 9, Straße 6	13
3	Straße 9, Straße 7	20
4	Straße 10, Straße 5	22
5	Straße 10, Straße 4	21
6	Straße 16, Straße 15, Straße 12, Straße 3	21
7	Straße 16, Straße 11, Straße 2	21
8	Straße 8, Straße 15	7

Informationen zu den Eigenschaften der gespülten Leitungen, wie z. B. Rohrmaterialien und Innendurchmesser, können im Anhang 14.16, Tabelle 22, eingesehen werden.

In der Erstspülung wurde das Teilgebiet gereinigt, indem die vorhandenen Ablagerungen ausgespült wurden. Es konnten Ablagerungen in den untersuchten Rohrleitungen festgestellt werden, die unregelmäßig im Rohrnetz verteilt vorlagen. Generell wurden große Ablagerungsmengen mit Trübungspotentialen größer als 100 FNU in den Stahlleitungen und in der Nähe des Wasserwerkes festgestellt. Ausgenommen davon ist die Leitung in Straße 1, in der keine Ablagerungen festgestellt werden konnten. Mit zunehmender Entfernung zum Wasserwerk wurden subjektiv weniger Ablagerungen aus den Rohrleitungen ausgezogen. Exemplarisch zeigt Bild 58 Spülwasserproben aus der Spülung 7 (Straßen 6, 11 und 2), die eine unterschiedlich starke Trübung aufweisen.



Bild 58. Spülwasserproben aus der Rohrleitungsspülung 7 in den Straßen 6, 11 und 2 zeitlich sortiert von links nach rechts.

Über eine Dauer von mehreren Minuten wurde in Spülung 7 ein Leitungsstrang der Länge 500 m (250 m PE, 250 m Stahl) im Verteilungsnetz gespült. In zeitlichen Abständen von ca. 60 Sekunden wurden am Spülhydranten Proben entnommen, wobei die Kanister in Bild 58 nacheinander von links nach rechts gefüllt worden sind. D. h. aus den Leitungen in der Nähe des Spülhydranten wurden nur wenige Ablagerungen ausgetragen, aus der Stahlleitung in der Nähe des Wasserwerkes hingegen deutlich mehr.

In der Zweitspülung nach 6,3 Monaten (3,5 Monate für die Spülschritte 4 und 5) wurde ermittelt, welche Ablagerungsmengen nach der Erstspülung neu gebildet worden waren und welche chemischen Eigenschaften diese Ablagerungen aufwiesen.

Die Trübungsmesskurven der einzelnen Zweitspülungen wurden ausgewertet, wie in Anhang 14.4 (S. 186) beschrieben. Exemplarisch werden hier die Messwerte von drei Zweitspülungen vorgestellt. Die Ergebnisse aller Zweitspülungen sind im Anhang 14.16 hinterlegt.

Die schwarzen Kurven zeigen jeweils die aus der Aufwirbelung der Ablagerungen resultierenden Trübungsmesswerte am Spülhydranten. Die grünen Punkte repräsentieren Probennahmen während der Spülungen. Aus den Proben wurden die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Ablagerungen, u. a. die Konzentration organischen Materials, ermittelt. Die Lokalisierung der Proben in der jeweiligen Rohrleitung erfolgte gemäß Anhang 14.4.

Spülung 1

Bei der Spülung der Hauptleitung in Straße 1 mit einem Innendurchmesser von 164 mm konnte mit 38 m³/h kein ausreichender Spüldurchfluss erzeugt werden, um relevante Ablagerungsmengen zu mobilisieren, die zu einem deutlichen Trübungsanstieg geführt hätten (Bild 59). Die Trübung blieb stets unter einem Wert von 2 FNU.

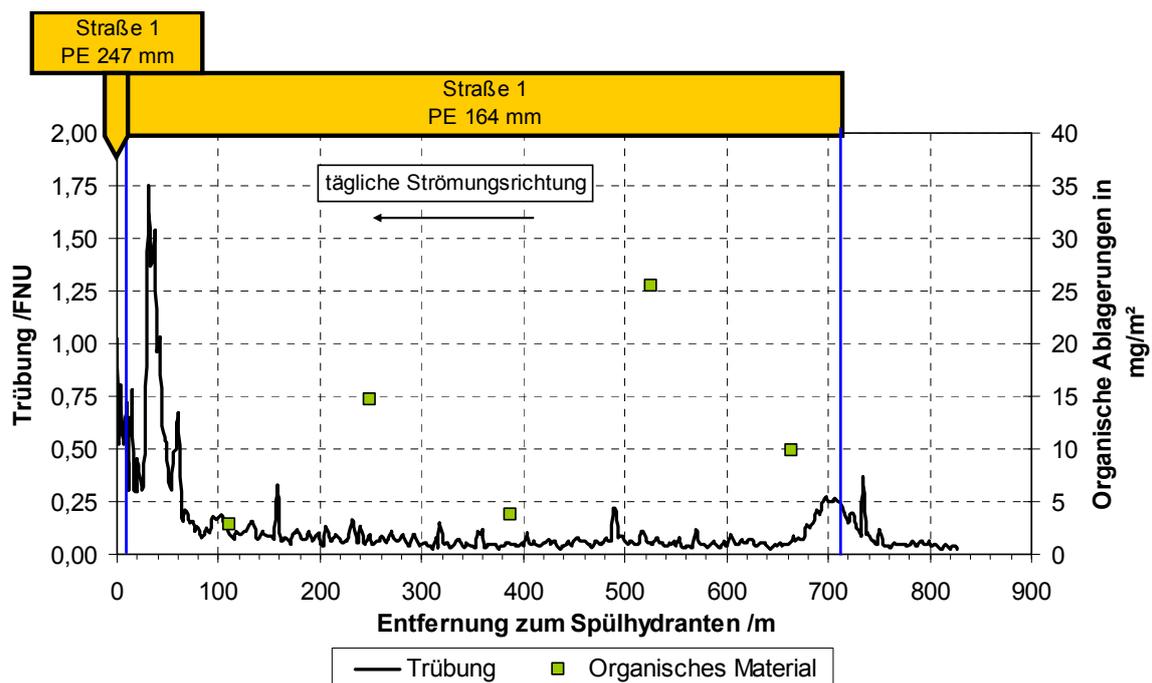


Bild 59. Spülung 1 - Ablagerungssituation in Straße 1.

Aufgrund der hohen Volumenströme von zeitweise ≥ 30 m³/h im normalen täglichen Betrieb ist jedoch auch davon auszugehen, dass nur geringe Ablagerungsmengen in den Leitungsabschnitten in Straße 1 lagen.

Spülung 5

Bei der Spülung der Straße 4, einer Stichleitung zur Hauptleitung in Straße 1, konnten zahlreiche Ablagerungen mobilisiert werden, die zu einer Spülwassertrübung bis 100 FNU führten (Bild 60).

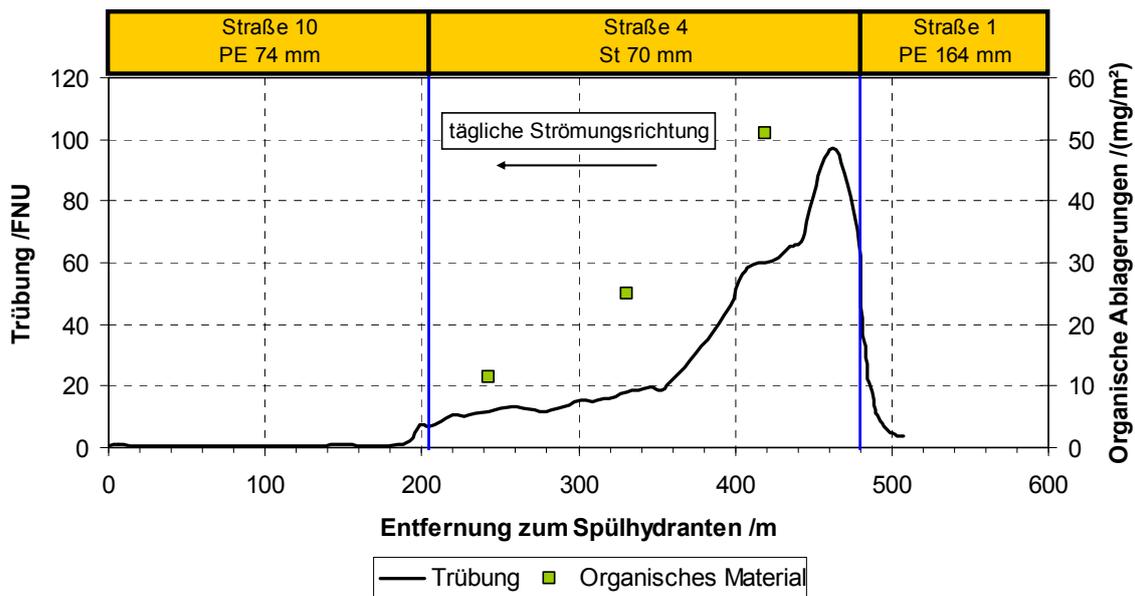


Bild 60. Spülung 5 - Ablagerungssituation in Straße 4.

Die Menge mobilisierter Ablagerungen steigt mit abnehmender Entfernung zur Hauptleitung hin an. Dies weist auf einen Partikeleintrag aus Straße 1 nach Straße 4 und nachfolgende Deposition hin, was auch mit den täglichen hydraulischen Bedingungen aus Straße 1 hinein nach Straße 4 im Einklang steht. Die Menge mobilisierten partikulären organischen Materials in Straße 4 nimmt ebenfalls in Richtung der Straße 1 hin zu. Es handelt sich dabei um Einträge ins Verteilungsnetz am Wasserwerk. Das Spülintervall lag in diesem Leitungsstrang bei 3,5 Monaten. In Straße 10 war die Spülwassertrübung sehr gering, da der betroffene Leitungsabschnitt bereits in einem vorangegangenen Spülschritt gereinigt worden war.

Spülung 7

Bei der Leitungsspülung in Straße 2, einer weiteren Stichleitung zu Straße 1, konnten Ablagerungen mobilisiert werden, so dass die Spülwassertrübung ein Maximum von 60 FNU erreichte (Bild 61).

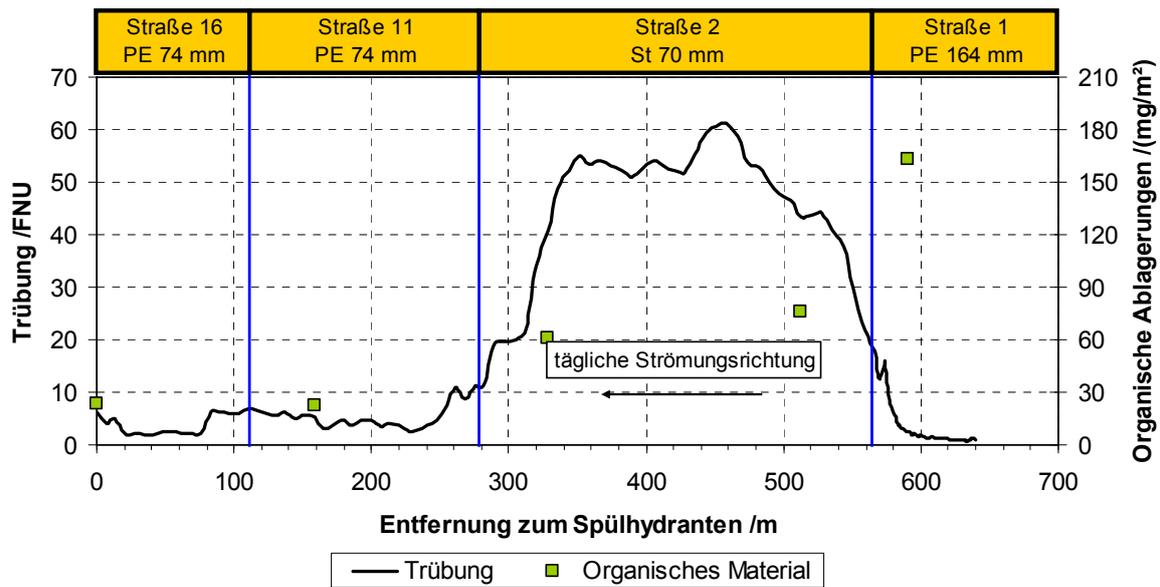


Bild 61. Spülung 7 - Ablagerungssituation in Straße 2.

Aufgrund der höheren täglichen Volumenströme in Straße 2 im Vergleich zu Straße 4 war die Menge an Ablagerungen limitiert, so dass in der ganzen Straße die Spülwassertrübung bei einem Niveau von ca. 50 bis 60 FNU stagnierte. Trotzdem nimmt die Menge partikulärer organischer Ablagerungen in Straße 2 mit abnehmender Entfernung zu Straße 1 deutlich zu, vermutlich weil die Straße direkt am Wasserwerk liegt.

In Bild 62 sind die Probennahmestellen aus der Zweitspülung im Spülplan markiert.

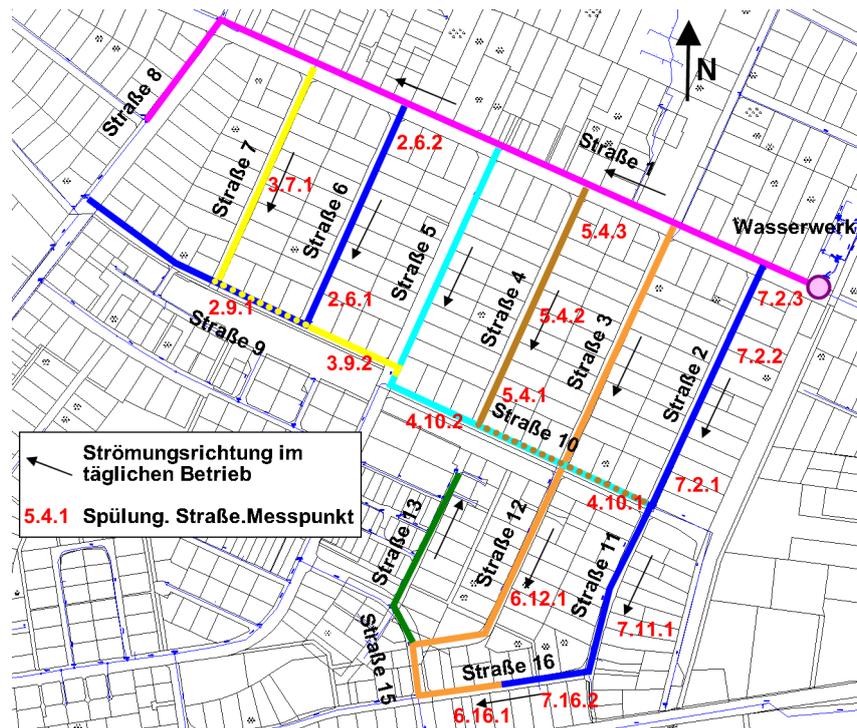


Bild 62. Probennahmestellen aus der Zweitspülung. Schema:
 „Spülung.Straße.Probennummer.“

In Tabelle 9 ist dargestellt, welche Ablagerungsmengen im Untersuchungsgebiet aufgefunden wurden und welcher Anteil organischen Materials darin enthalten war.

Tabelle 9. Aus den Proben ermittelte Trübungspotentiale, Mengen abgelagerten organischen Materials und Trockensubstanzmassen der Ablagerungen.

Spülung	Straße	Messpunkt	Leitungsmaterial	Gemessenes Trübungspotential der Ablagerungen	Gemessenes abgelagertes organisches Material (OM)	Gemessene Trockensubstanz (TS)	Anteil organischen Materials an TS
#	#	#		FNU	[1] mg/m ²	[2] mg/m ²	[1] / [2] * 100 % %
2	6	1	Stahl	28	27	201	13
2	6	2	Stahl	124	139	1131	12
2	9	1	PE	10	30	141	21
3	9	2	PE	24	18	174	10
3	7	1	Stahl	109	138	1106	12
4	10	1	PE	23	23	143	16
4	10	2	PE	23	24	62	39
5**	4**	1**	Stahl	8**	11**	56**	20**
5**	4**	2**	Stahl	22**	25**	153**	16**
5**	4**	3**	Stahl	71**	51**	567**	9**
6	12	1	PE	19	26	113	23
6	16	1	PE	4	8	37	22
7	11	1	PE	7	23	57	40
7	16	2	PE	5	23	33	70
7*	2*	1*	Stahl	85*	61*	481*	13*
7*	2*	2*	Stahl	104*	76*	718*	11*
7*	2*	3*	Stahl	100*	163*	844*	19*

* Ablagerungsbildung innerhalb des Untersuchungszeitraums beendet

** Untersuchungszeitraum 3,5 Monate

Leitungen mit Ablagerungslimitierung aufgrund außergewöhnlicher hydraulischer Ereignisse oder unzureichendem Spüldurchfluss sind in der Tabelle nicht enthalten.

In Bild 63 ist dargestellt, welche Mengen an Ablagerungen, gemessen als Trockensubstanz in mg/m², im untersuchten Netzabschnitt aufgefunden wurden. Bild 64 zeigt die Ablagerungsmengen als Trübungspotential in FNU.

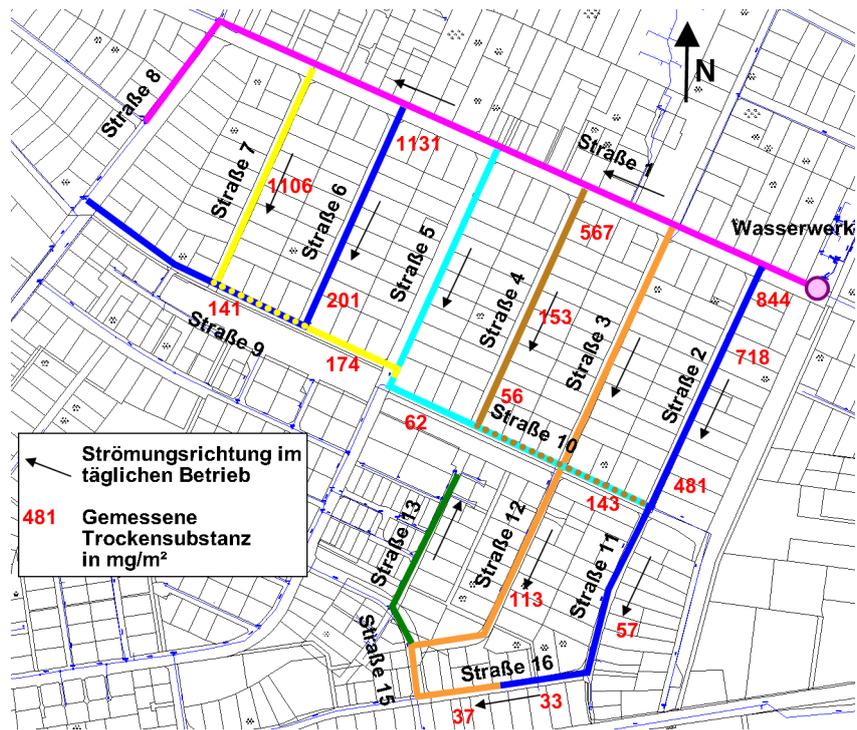


Bild 63. Ablagerungsmengen, gemessen als Trockensubstanz in mg/m², in der Zweitspülung.

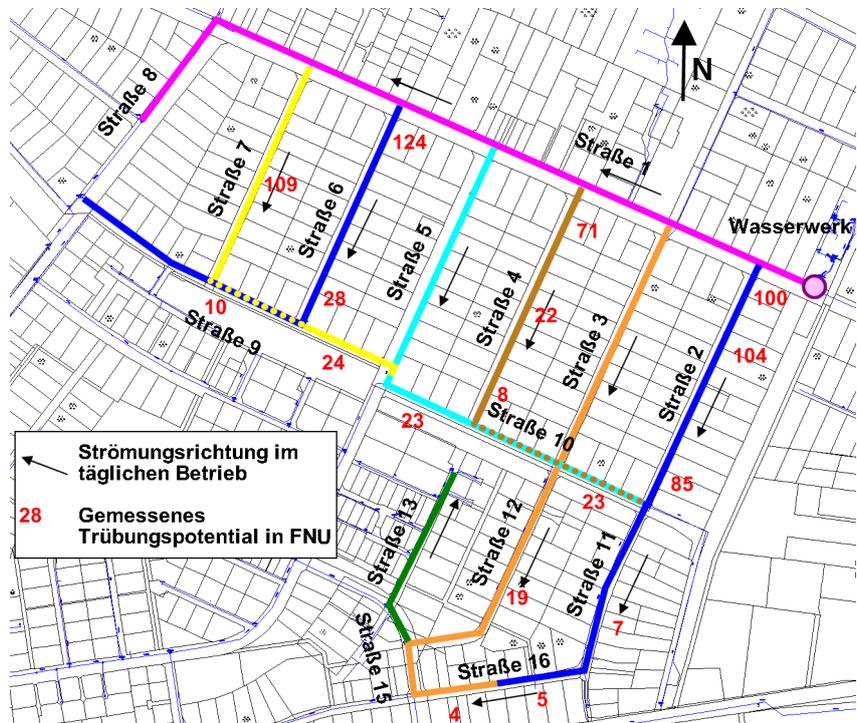


Bild 64. Ablagerungsmengen, gemessen als Trübungspotential in FNU, in der Zweitspülung.

Maximale Mengen an Ablagerungen wurden in den von Straße 1 abgehenden Leitungen in den Straßen 6 und 7 mit über 1.000 mg/m² bzw. über 100 FNU

gefunden. Das Minimum der Ablagerungsmengen lag bei ca. 30 mg/m² bzw. weniger als 10 FNU in Straße 16. Generell befand sich der Schwerpunkt der Ablagerungen in der Nähe der Hauptleitung in Straße 1 und nahm in Richtung Süden des Untersuchungsgebietes hin ab. Dies ist ein Zeichen dafür, dass die Bildung der Ablagerungen deutlich durch den Eintrag aus dem Wasserwerk geprägt war und dass Transport- und Sedimentationsprozesse eine wichtige Rolle bei der Ablagerungsbildung spielten.

Die Ablagerungsbildung in den von Straße 1 abgehenden Stahlleitungen wird im Wesentlichen durch den Partikeleintrag aus dem Wasserwerk verursacht. Daraus ergibt sich eine sehr ungleichmäßige Ablagerungsverteilung entlang der jeweiligen Länge der Leitungen, wie z. B. in Straße 4 (Spülung 5, Bild 60). Bedingung dafür ist, dass die Ablagerungsmenge zum Zeitpunkt der Spülung nicht bereits durch die täglichen hydraulischen Bedingungen limitiert wird, wie z. B. in Straße 2 (Spülung 7, Bild 61).

Auffallend ist, dass die in den Straßen 2 bis 7 gefundenen Ablagerungsmengen nicht, wie aufgrund der Strömungsbedingungen erwartet, verteilt sind. Da die täglichen Strömungsgeschwindigkeiten gemäß hydraulischem Modell von Straße 2 zu Straße 7 hin kontinuierlich abnehmen, waren auch für die Ablagerungsmengen analoge Verhältnisse erwartet worden („es wird weniger herein transportiert“). In Straße 7 wurden deshalb z. B. weniger Ablagerungen erwartet als in Straße 4. Stattdessen lag das maximale Trübungspotential in Straße 6 bei ca. 173 FNU und die Menge organischer Ablagerungen bei maximal ca. 139 mg/m². In Straße 4 hingegen lag das maximale (nicht limitierte) Trübungspotential bei ca. 97 FNU mit 51 mg/m² organischem Material.

Folgende Ereignisse könnten diese Zustände verursachen:

- Nicht dokumentierte Wasserabnahmen im Versorgungsgebiet (Feuerlöschung, anderweitige Probennahmen, Füllung Kanalspülwagen, Hydrantentests, Rohrbruch, Bauarbeiten, ...) südlich des Wasserwerkes könnten kurzzeitig zu stark veränderten hydraulischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum von September 2010 bis März 2011 geführt haben. Dadurch hätten vorhandene Ablagerungen ganz oder teilweise abgetragen werden können.

- Falsche Schieberstellungen während der Spülungen könnten zu undefinierten Strömungsbedingungen führen und aktuelle sowie nachfolgende Spülungen bzw. Messungen verfälschen. Die durchgeführten Messungen wurden jedoch anhand der Spülgeschwindigkeiten, Spüldauern und Leitungslängen auf Plausibilität geprüft. Dieser Punkt spielt demnach keine Rolle.
- Ein deutlich unterschiedliches Korrosionsverhalten der Stahlleitungen könnte zu stark abweichenden Trübungspotentialen zwischen den Leitungen führen. Allerdings erklärt dies nicht die ebenfalls stark variierenden Mengen organischer Ablagerungen.

Die Missinterpretation der Ablagerungsbildung aufgrund solcher ungesteuerter Eingriffe lässt sich, auch in Anbetracht des langen Untersuchungszeitraumes, für Trinkwasserverteilungsnetze nicht immer vermeiden. „Störende“ Eingriffe in den Betrieb von Verteilungsnetzen gehören zu den zahlreichen Einflussfaktoren, die letztendlich die hohe Dynamik der hydraulischen Bedingungen und der daraus resultierenden Konsequenzen für die Ablagerungsbildung ausmachen. Da die Beschreibung der störenden Einflüsse nicht möglich ist bildet die in nachfolgenden Abschnitten modellbasiert berechnete Ablagerungsbildung stets den Zustand eines ungestörten dynamischen Rohrnetzes ab.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in den korrodierenden Stahlleitungen mehr Ablagerungen lagen als in den Kunststoffleitungen. Es handelte sich dabei hauptsächlich um Eisenoxide. Weiterhin nahm die Menge an Ablagerungen mit zunehmender Entfernung zum Wasserwerk ab. Die größten Mengen abgelagerten organischen Materials wurden ebenfalls in der Nähe des Wasserwerkes und in angrenzenden Leitungen detektiert. In der Hauptleitung in Straße 1 traten aufgrund der erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten keine detektierbaren Ablagerungen auf.

7.4 Zusammenhang zwischen Trübung und Feststoffgehalt

Für die Proben der gespülten Leitungen wurde ein Zusammenhang zwischen Trübung und suspendierter Feststoffmasse untersucht. Dies ist grafisch in Bild 65 dargestellt.

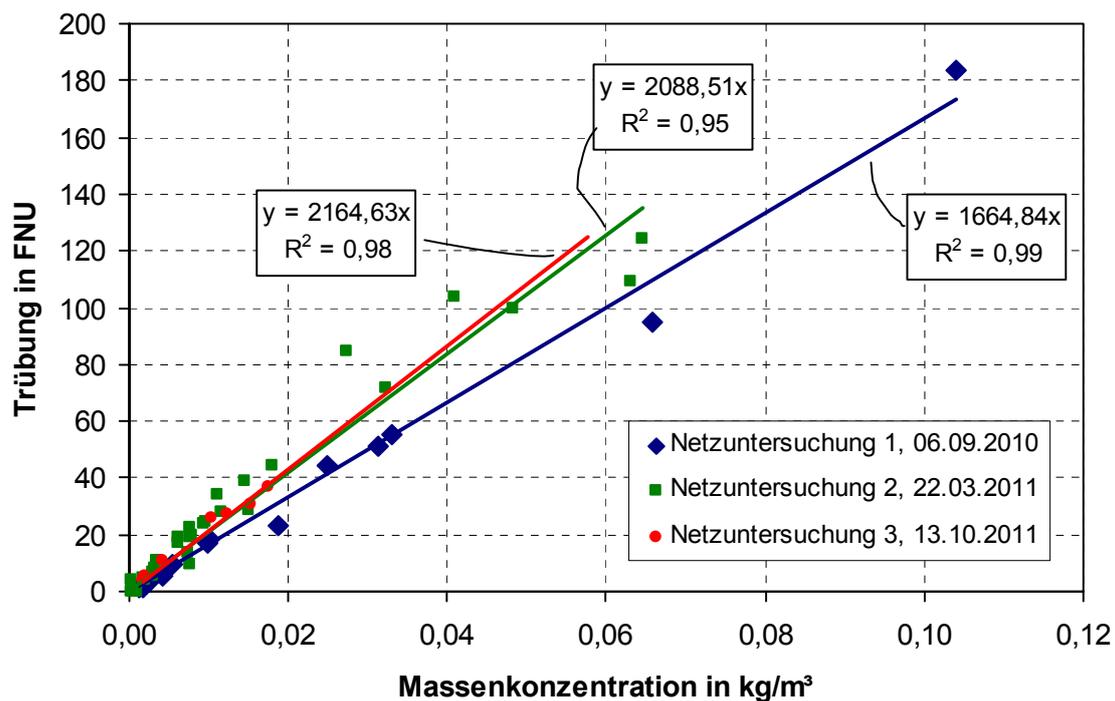


Bild 65. Linearer Zusammenhang zwischen Trübung und Trockensubstanz der Spülproben für verschiedene Messkampagnen.

Die blauen Punkte stellen Messergebnisse von Proben aus der Erstspülung im betrachteten Verteilungsnetz dar. Die Ergebnisse der Zweitspülung werden durch die grünen Punkte wiedergegeben. In einer dritten Spülkampagne wurden die roten Punkte ermittelt.

Wie bereits in den experimentellen Untersuchungen an der Kreislaufanlage festgestellt, besteht ein linearer Zusammenhang zwischen der Massenkonzentration suspendierter Partikel und der Trübung der Proben. Das nach Gl. (5), S. 23, ermittelte Verhältnis aus Trübung und Trockensubstanz schwankt zwischen $1665 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ in der Erstspülung, $2089 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ in der Zweitspülung und $2165 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ in der Drittspülung. In weiteren untersuchten Trinkwassernetzen konnte ebenfalls ein linearer Zusammenhang festgestellt werden.

7.5 Feststoffeintrag am Wasserwerk

Durch die Untersuchung der partikelbezogenen Wasserqualität sollte die Wirkung des Wasserwerkes als Partikeleintragspfad bewertet werden. Untersucht wurden mittels verschiedener in der Praxis etablierter Analysemethoden die Menge und Eigenschaften der eingetragenen Partikel.

Ein erster Indikator für den Partikeleintrag in das Trinkwassernetz ist die Trübung. Mittels chemischer Analysen wurde die Massenkonzentration potentiell partikulär vorliegender Wasserinhaltsstoffe, wie Eisen, Mangan, Aluminium und partikulärer organischer Kohlenstoff untersucht. Durch Partikelzählung sollte dann die Konzentration und Größenverteilung der partikulär vorliegenden Wasserinhaltsstoffe physikalisch bestimmt werden.

Tabelle 10 listet die ermittelten Trübungswerte und Massenkonzentrationen ausgewählter Wasserinhaltsstoffe.

Tabelle 10. Trübung und Konzentration ausgewählter Wasserinhaltsstoffe in sieben Probenahmen.

Analyseparameter	04.11.2009 extern Lab. 1	07.04.2010 extern Lab. 1	12.07.2011 extern Lab. 2	01.02.2011 Prof. WV	11.02.2011 Prof. WV	18.02.2011 Prof. WV	28.02.2011 Prof. WV	Mittelwert
Trübung /FNU	0,17	0,15	0,24	0,22	0,25	0,31	0,06	0,20
TOC /mg/L		3,0	1,67	3,2	3,38	3,64	3,31	3,03
DOC /mg/L		2,8		2,84	2,99	3,06	3,11	2,96
POC /mg/L		0,2		0,36	0,39	0,58	0,2	0,35
Aluminium /mg/L		<0,05	<0,01					0
Eisen /mg/L	0,02	<0,01	0,02					0,013
Mangan /mg/L	<0,01	<0,01	<0,002					0
	calcitabsch.	calcitabsch. O ₂ 5,5 mg/L	calcitabsch.					

An sieben Terminen wurden Proben genommen und analysiert. Drei der Probenahmen und Analysen wurden durch zwei externe Laboratorien in Übereinstimmung mit DIN-Normen durchgeführt. Die Trübung lag im Mittel bei 0,20 FNU, die Konzentration partikulären organischen Kohlenstoffs bei 0,35 mg/L und die Konzentration elementaren Eisens bei 0,013 mg/L. Aluminium und Mangan konnten nicht detektiert werden.

Durch die externen Laboratorien wurde das Trinkwasser als calcitabscheidend beschrieben. Dies deckt sich mit Aussagen eines an den Untersuchungen des Trinkwassernetzes Beteiligten, der im Rahmen anderer Untersuchungen eine Weißfärbung von Ablagerungsbestandteilen festgestellt hatte. Sofern eine Calcitabscheidung möglich ist, wird diese durch die im Trinkwassernetz typischerweise ansteigenden Trinkwassertemperaturen eher noch verstärkt.

Deutliche Schwankungen der Analysenwerte, z. B. der Trübung zwischen 0,06 und 0,31 FNU, zeigen, dass durch die Probenahme ein repräsentativer Zustand der Wasserqualität ermittelt werden muss, was nur durch wiederholte Beprobung erfolgen kann. „Repräsentativ“ bedeutet, dass dieser Zustand der mittleren

Wassergüte im Zeitraum der Ablagerungsuntersuchung zwischen Erstspülung und Zweitspülung entspricht.

Aus den elementaren Massenkonzentrationen wurden stöchiometrisch (siehe Anhang 14.12) die Massenkonzentrationen der erwarteten Oxide berechnet (Tabelle 11).

Tabelle 11. Stöchiometrisch berechnete Massenkonzentration ausgewählter Wasserinhaltsstoffe als Mittelwerte aus den analysierten Proben (Tabelle 10).

Feststoff	Berechnung	Massenkonz. mg/L
Al(OH) ₃	Al ⁰ x 1,9	0
FeOx.	Fe ⁰ x 1,5	0,03
MnO ₂	Mn ⁰ x 1,6	0
POM	POC x 2	0,69
<i>Summe</i>		<i>0,72</i>

Die Menge an ausfällbarem Calciumcarbonat bzw. der Zustand des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes wurden in den Analysen nicht weiter betrachtet. Als wichtigster Bestandteil der untersuchten Wasserinhaltsstoffe wurde partikuläres organisches Material mit einer Konzentration von 0,69 mg/L ermittelt. Nur einen geringen Anteil an den untersuchten Wasserinhaltsstoffen besaßen Eisenoxide. Aluminiumhydroxid und Mangandioxid (Braunstein) lagen nicht vor.

Eisenoxidverbindungen mit dreiwertigem Eisen sind in Wasser bei neutralen pH-Werten (hier: pH 7,4) nur schwer löslich. Davon ausgehend, dass alles Eisenoxid partikulär vorlag, ergibt sich zusammen mit dem partikulären organischen Material eine Massenkonzentration von 0,72 mg/L im Mittel über alle sieben Proben. Bei einer mittleren Trübung von 0,2 FNU resultiert daraus ein nach Gl. (5), S. 23, ermitteltes Verhältnis aus Trübung und Trockensubstanz von $X_{\text{Turb,TS}} = 277 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$.

Verglichen mit den Spülproben aus dem Rohrnetz mit $X_{\text{Turb,TS}} = 1665 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ bis $2165 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ besitzen die partikulären Inhaltsstoffe am Wasserwerk demnach ein deutlich niedrigeres Trübungsvermögen. In Frage gestellt werden muss jedoch, ob ein Feststoffeintrag von 0,72 mg/L überhaupt realistisch ist, würde dies doch eine in das Verteilungsnetz eingetragene jährliche Masse von ca. 270 kg und einen deutlich sichtbaren Feststoffgehalt im Trinkwasser bedeuteten. Dieser konnte jedoch nicht beobachtet werden, wie auch die gemessene Trübung von im Mittel 0,2 FNU am Wasserwerk zeigt.

Da die gemessene Feststoffkonzentration wesentlich auf der Menge partikulären organischen Materials basiert, muss das verwendete analytische Verfahren oder zumindest die Probennahmemethode für dessen Bestimmung in Frage gestellt werden.

7.6 Partikeleintrag am Wasserwerk

Da der Feststoffeintrag am Wasserwerk partikulär erfolgt, wurde eine Partikelanalyse durchgeführt. Größe und Anzahl der Partikel am Wasserwerksausgang nach dem Reinwasserbehälter wurden mit dem Gerät „Abakus Mobil Fluid“ der Firma Klotz GmbH anhand von vier Proben ermittelt (vgl. „Prof. WV“ in Tabelle 10). Dabei werden Partikel mit Durchmessern von 0,9 bis 139 μm berücksichtigt. Diese machen üblicherweise mehr als ca. 99 % der Gesamtpartikelmasse im Trinkwasser aus. Es wurden im Mittel 155 Partikel/mL \pm 116 Partikel/mL Trinkwasser detektiert. Die Größenverteilung dieser Partikel ist in Bild 66 dargestellt.

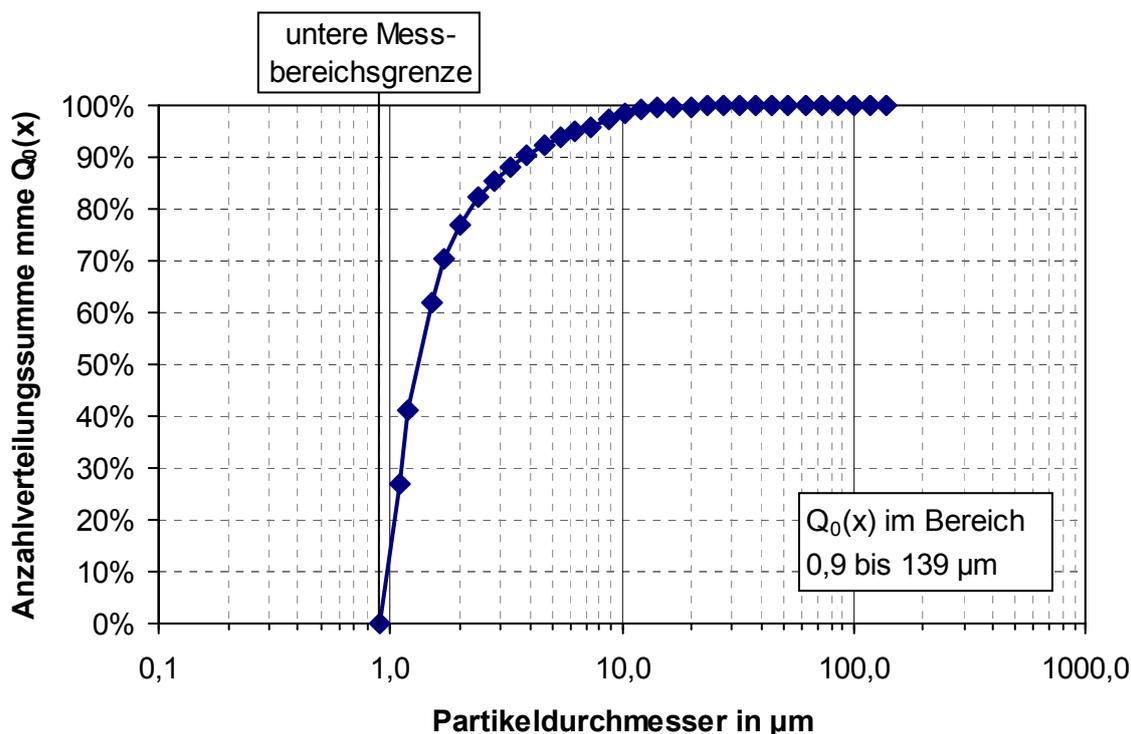


Bild 66. Größenverteilung der Partikel am Wasserwerk.

Die Anzahlverteilungssumme gibt an, welcher Anteil der detektierten Partikel einen Durchmesser kleiner oder gleich dem auf der x-Achse gewählten Partikeldurchmesser hat. So sind 50 % der Partikel kleiner/gleich ca. 1,5 μm und 90 % kleiner/gleich ca. 4 μm . Das Partikelvolumen verteilt sich hingegen, wie in

Bild 67 zu sehen ist, überwiegend auf die Partikel, die einen größeren Durchmesser als 10 µm aufweisen.

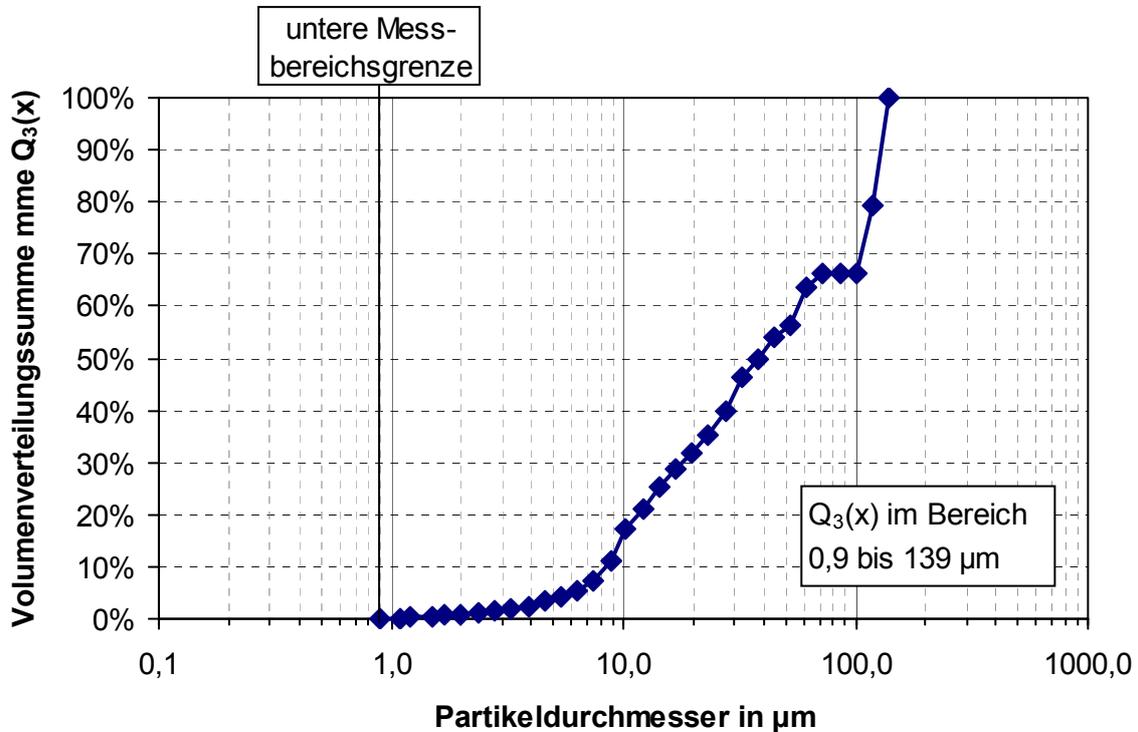


Bild 67. Größenverteilung der Partikel am Wasserwerk.

Ca. 17 % des Partikelvolumens werden durch Partikel kleiner 10 µm verursacht, die ca. 98 % der Partikelanzahl ausmachen. Die Gesamtpartikelvolumenkonzentration beträgt $1,485 \cdot 10^{-6} \%$, d. h. in 100 m³ Trinkwasser sind 1,5 mL Partikel suspendiert. Wird für die Partikel eine Dichte von 1.100 kg/m³ angenommen, resultiert daraus ein Verhältnis aus Trübung und Trockensubstanz von $X_{\text{Turb,TS}} = 12.244 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$. Dieser Wert liegt deutlich über den für die Rohrnetzproben ermittelten Werten von $X_{\text{Turb,TS}} = 1665 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ bis $2165 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$. Eine mögliche Ursache dafür kann sein, dass bei der betrachteten niedrigen Volumenkonzentration aufgrund der Partikelvereinzelnung (große Partikelabstände) eine sehr effektive Lichtstreuung (wenig Mehrfachstreuung/Rückstreuung an anderen Partikeln) und damit ein hohes Eintrübungsvermögen besteht.

Durch ein großes Verhältnis aus Trübung und Trockensubstanz würde sich im Verteilungsnetz ein sehr großes Trübungspotential ausbilden können, da geringe Ablagerungsmassen sehr große Trübungswerte verursachen können. Zu erwarten ist deshalb eher ein Trübungspotential, welches sich an dem Trübungspotential der untersuchten Ablagerungen von im Mittel ca. $X_{\text{Turb,TS}} = 2000 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ orientiert.

7.7 Partikeleintrag durch Korrosion metallischer Leitungen

Im betrachteten Verteilungsnetz wurde für drei der sechs Stahlleitungen die Korrosionsgeschwindigkeit ermittelt. Dies betrifft die Straßen 3, 4 und 6 (Bild 57, S. 128). Aus der Korrosionsgeschwindigkeit sollte die korrosionsabhängige Ablagerungsbildungsgeschwindigkeit, normiert auf die Rohroberfläche, hergeleitet werden.

Für die in der Zweitspülung genommenen Proben wurde im Labor der Eisengehalt (Fe^0) bestimmt. Die Umrechnung in partikuläres Eisenoxid (Fe_2O_3 , FeOOH , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, ...), erfolgte durch Multiplikation mit dem mittleren Stöchiometriefaktor 1,5 (vgl. Abschnitt 14.12.8, S. 224).

Die gemessene Konzentration partikulären Eisenoxids entspricht der auf das Rohrvolumen normierten Ablagerungsmenge in kg/m^3 .

$$m_{\text{Sed,FeOx}}^{\#} = \frac{C_{\text{P,FeOx}}}{V} \quad (113)$$

V entspricht dem Volumen der Konzentrationsangabe (Masse/Volumen), also $0,001 \text{ m}^3$ bei einer Konzentrationsangabe in mg/L . Die normierte Geschwindigkeit der Bildung von Ablagerungen durch Korrosion ergibt sich dann aus der normierten Feststoffmenge und dem Zeitintervall zwischen Erst- und Zweitspülung.

$$r_{\text{corr}}^{\#} = \frac{m_{\text{Sed,FeOx}}^{\#}}{\Delta t} \quad (114)$$

Die Ergebnisse für die untersuchten Leitungen sind in Tabelle 12 gelistet.

Tabelle 12. Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung in Stahlleitungen durch Korrosion.

Spülung	Straße	Eisen- konzentration mg/L	Eisenoxidkonzentration mg/L	Eisenoxidmasse mg/m ² Rohrleitung	Ablagerungs- bildungsgeschwindigkeit mg/(m ² ·Tag)
2	6	4,2	6,2	108,9	0,581
5	4	0,7	1,0	19,5	0,186
6	3	2,1	3,1	54,9	0,293
Mittelwert					0,353

Für die Stahlleitungen ergibt sich im Mittel für den Betriebszeitraum von September 2010 bis März 2011 zwischen Erst- und Zweitspülung eine korrosionsbedingte Ablagerungsbildungsgeschwindigkeit von 0,35 mg/(m²·Tag). Das Konfidenzintervall beträgt 0,189 mg/(m²·Tag) bei $\alpha = 0,05$.

8 Anwendung des Wassergütemodells an einem Verteilungsnetz

8.1 Durchführung der Berechnung

Die Berechnung der Ablagerungsbildung erfolgt an dem bereits untersuchten Rohrnetz aus Kapitel 7, S. 123. Für die Berechnung wurden folgende Parameter verwendet:

- Die hydraulischen Bedingungen für die Berechnung des Partikeltransportes im Verteilungsnetz stammen aus der Tagessimulation mit Stanet gemäß Kapitel 7.2, S. 123.
- In Stanet als „GG“ (Grauguss) und „St“ (Stahl) deklarierte Leitungen wurden als korrodierend eingestuft. Die Ablagerungsbildungsgeschwindigkeit wurde nach Kapitel 7.7, S. 144, mit $0,353 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$ bezogen auf $10 \text{ }^\circ\text{C}$ Rohrtemperatur für alle korrodierenden Leitungen gleichermaßen angesetzt. Für die Größenverteilung der Partikel wurde die Verteilung der experimentell untersuchten Korrosionspartikel angesetzt (Anhang 14.11.3, S. 212). Die Dichte der Partikel wurde mit den Gln. (64) und (71) bei einer Reindichte von $3.300 \text{ kg}/\text{m}^3$ individuell für alle 31 Größenklassen ermittelt. Der Formfaktor wurde in der Annahme von nicht ideal kugelförmigen Partikeln/Flocken auf 0,95 gesetzt. Das Trübungsvermögen wurde für die Partikel aus Korrosion mit $X_{\text{Turb,TS}} = 2.000 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ angesetzt. Dies entspricht dem Mittelwert aus den Analysen zum Trübung-Feststoff-Verhältnis der Rohrnetzproben.
- Der Partikeleintrag am Wasserwerk wurde mit einer Trübung von 0,2 FNU und einem Trübung-Feststoff-Verhältnis $X_{\text{Turb,TS}} = 2.000 \text{ FNU}/(\text{kg}/\text{m}^3)$ beschrieben (Kapitel 7.6, S. 142), was einem Eintrag von $0,1 \text{ g}/\text{m}^3$ entspricht. Die Größenverteilung des Partikelsystems mit 31 Klassen wurde aus den Ergebnissen der Partikelzählung in Kapitel 7.6, S. 142 übernommen. Die Dichte wurde mit $1.100 \text{ kg}/\text{m}^3$ für alle Größenklassen geschätzt. Der Formfaktor wurde in der Annahme von nicht ideal kugelförmigen Partikeln/Flocken auf 0,95 gesetzt.
- Die Wassertemperatur wurde mit $8 \text{ }^\circ\text{C}$ berücksichtigt (Untersuchungszeitraum Oktober bis März).

- Zeitschrittlänge der hydraulischen Berechnungsergebnisse: 3.600 s (1 h)
- Zeitschrittlänge der Transportberechnung: 150 s (2,5 Minuten)
- Diskretisierung mit Mindestpaketlängen für Wasserkörper und Sedimentschichten von 20 m. 2 Transportebenen im Wasserkörper.
- Generierung der Startbedingungen im Rohrnetz bezüglich Ablagerungsmengenverteilung und Konzentrationsverteilung im Wasserkörper: Die Ablagerungsmengen wurden bei Berechnungsbeginn auf 0 mg/m^2 im gesamten Rohrnetz gesetzt und eine realistische Konzentrationsverteilung im Wasserkörper wie in Kapitel 5.6, S. 116, beschrieben ermittelt.
- Berechnungszeitraum: 1 Tag. Hochrechnung der Ergebnisse auf den messtechnischen Untersuchungszeitraum von ca. 6,3 Monaten durch Extrapolation der eintägigen Berechnungsergebnisse unter Berücksichtigung der maximal möglichen Ablagerungsmengen in den Rohrleitungen. Dabei wurden eventuell auftretende Verschleppungseffekte durch ablagerungsgefüllte Rohrleitungen nicht berücksichtigt.

8.2 Berechnungsergebnisse

Es wurde, wie bereits erläutert, die Ablagerungsbildung für einen Tag Rohrnetzbetrieb berechnet. Aus den Ergebnissen lassen sich bereits Erkenntnisse für die Ablagerungsbildung gewinnen. Um den Vergleich mit den Messergebnissen aus der Zweitspülung zu ermöglichen, ist die Extrapolation dieser Ergebnisse auf einen Zeitraum von 6,3 Monaten erforderlich.

In Bild 68 ist dargestellt, welche Transportkonzentrationen an Feststoffen (aus dem Wasserwerk) exemplarisch um Mitternacht nach 24 Stunden Berechnung im Verteilungsnetz auftreten. Die Skalierung der konzentrationsabhängigen Leitungseinfärbung ist nichtlinear.

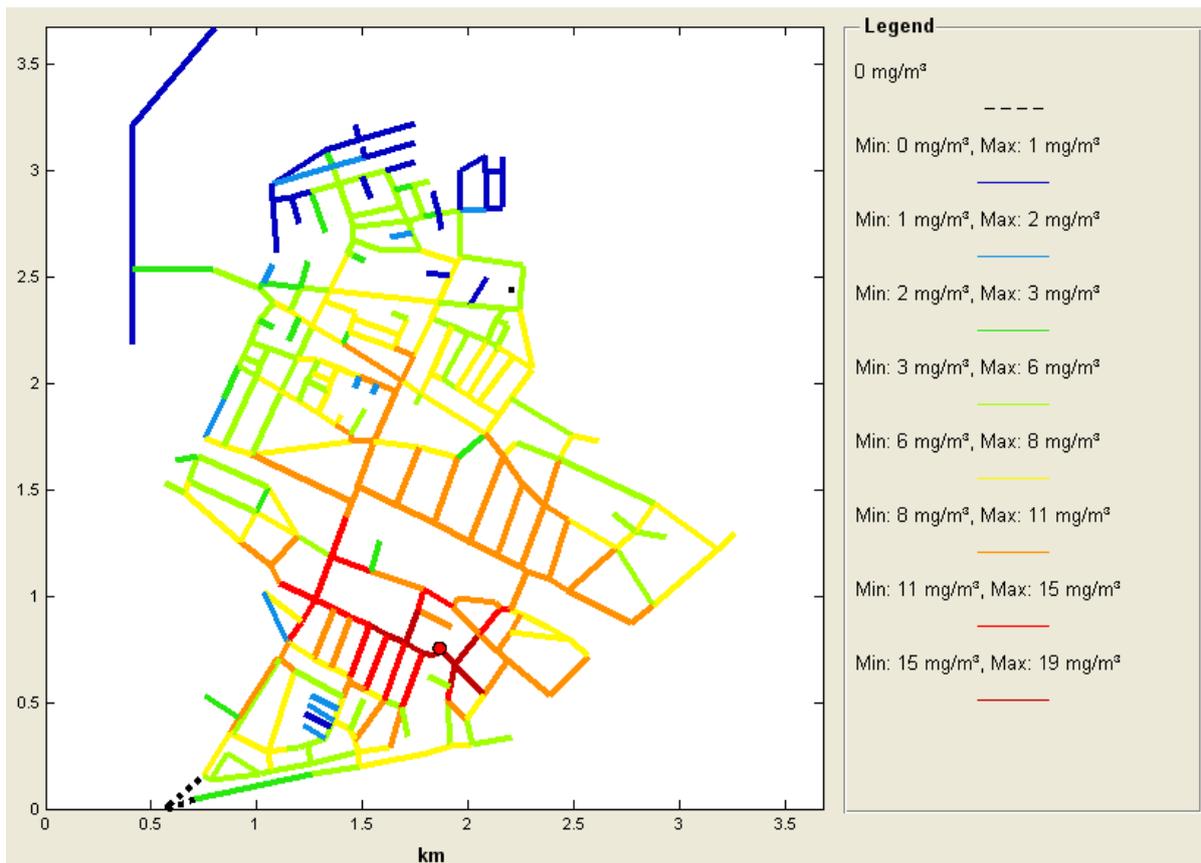


Bild 68. Transportkonzentration von Partikeln aus dem Wasserwerk im Verteilungsnetz um Mitternacht. Roter Punkt: Wasserwerk.

Trinkwasser, welches um Mitternacht die hellgrün markierten Netzbereiche erreicht, enthält nur noch ca. 25 % der am Wasserwerk eingetragenen Partikelmasse. Die restlichen 70 % wurden bereits vorher abgelagert.

In Bild 69 ist die aus der Deposition der am Wasserwerk eingetragenen Partikel resultierende Masse an Ablagerungen bezogen auf die Rohroberfläche nach einem Tag Rohrnetzbetrieb dargestellt.



Bild 69. Ablagerungsbildung durch am Wasserwerk eingetragene Partikel innerhalb eines Tages. Roter Punkt: Wasserwerk. Korrosion hier nicht berücksichtigt.

Tendenziell lagern sich Partikel aus dem Wasserwerk vor allem in den angrenzenden Leitungen mit ca. 0,8 bis 9,5 mg/(m²·Tag) ab. Aufgrund höherer Strömungsgeschwindigkeiten in den durchmesserstarken und glattwandigen Hauptversorgungsleitungen, wie z. B. Straße 1, 18 und 19, werden Partikel in diesen Leitungen auch in vom Wasserwerk entferntere Netzbereiche transportiert (vergleiche die rote Farbe für partikelhaltigeres Wasser in Bild 68). Hohe Geschwindigkeiten bei der Ablagerungsbildung ergeben sich aufgrund der hohen Partikelkonzentration deshalb auch in diesen Hauptversorgungsleitungen. Andererseits gelangen Partikel ausgehend von diesen Leitungen in Netzabschnitte mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten. Somit überwiegt dort dann die Ablagerung der Partikel gegenüber dem Weitertransport.

Bild 70 zeigt die Ablagerungsmengen, welche aus der Deposition von Partikeln aus dem Wasserwerk sowie der Korrosion der metallischen Leitungen nach einem Tag Rohrnetzbetrieb resultieren.

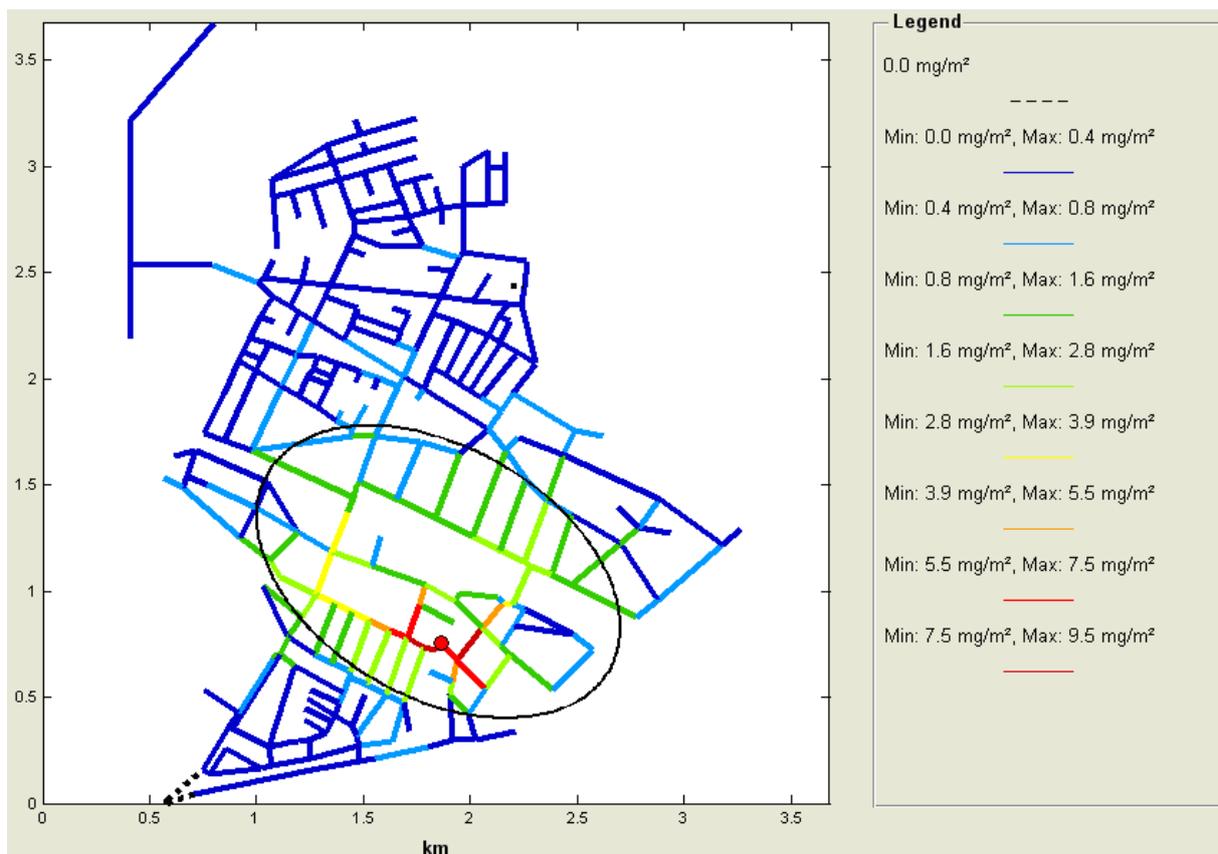


Bild 70. Ablagerungsbildung durch Partikeleintrag am Wasserwerk sowie durch Korrosion an metallischen Leitungen. Roter Punkt: Wasserwerk. Elliptisch berandeter Bereich: Ablagerungsbildung durch Partikel aus dem Wasserwerk überwiegt gegenüber Eintrag durch Korrosion.

Die Ablagerungsmengen steigen aufgrund von Korrosion zusätzlich um ca. 0,4 bis 0,8 mg/(m²·Tag) an. In der Netzperipherie überwiegt damit die Korrosion als wesentliche Ursache für Ablagerungen. In einem Radius von ca. 500 m um das Wasserwerk überwiegt die Ablagerungsbildung durch den Eintrag von Partikeln am Wasserwerk.

Die täglichen hydraulischen Bedingungen beeinflussen neben dem Transport auch die Menge der abgelagerten Partikel in den einzelnen Leitungen. Höhere Strömungsgeschwindigkeiten mit turbulenten Bedingungen limitieren die maximal mögliche Menge an Ablagerungen bzw. deren maximal mögliches Trübungspotential in vielen Rohrleitungen. Dies ist in Bild 71 und Bild 72 dargestellt.

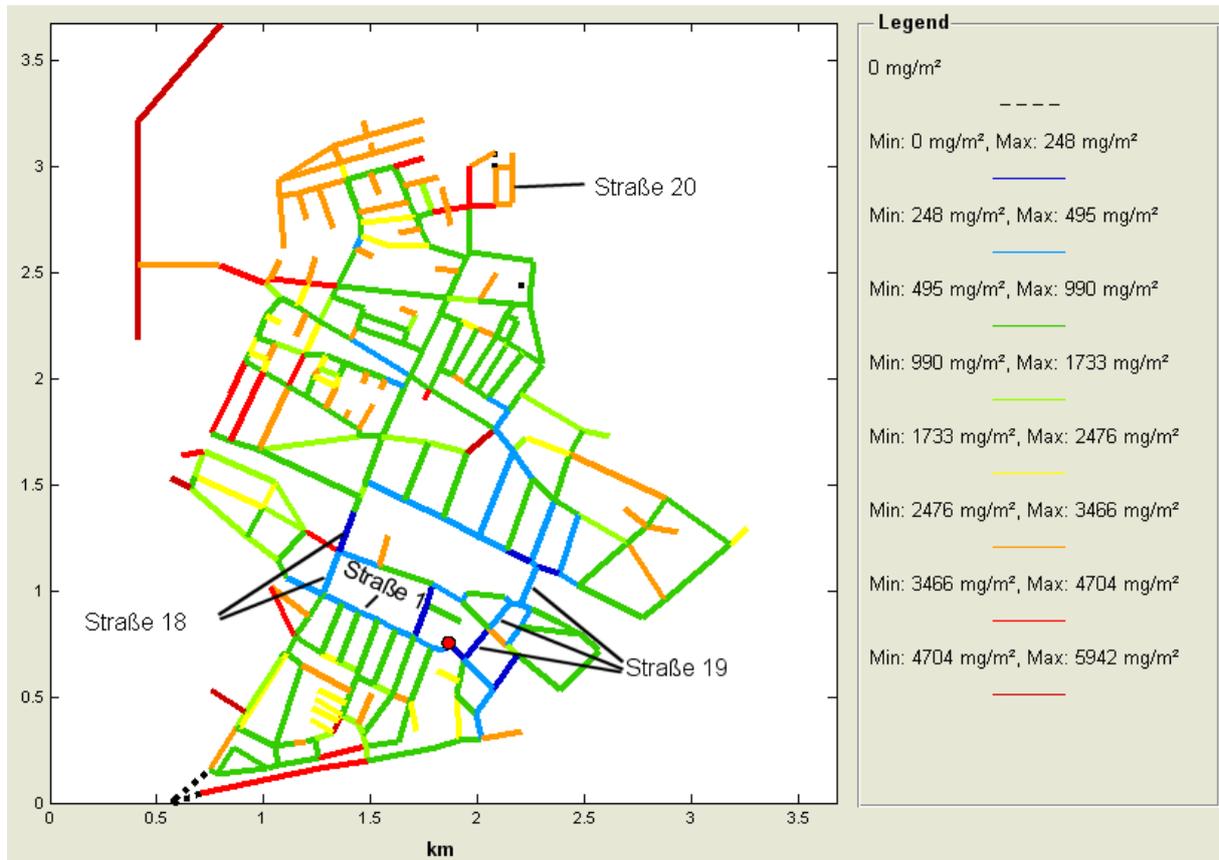


Bild 71. Maximal mögliche Ablagerungsmengen im Verteilungsnetz.

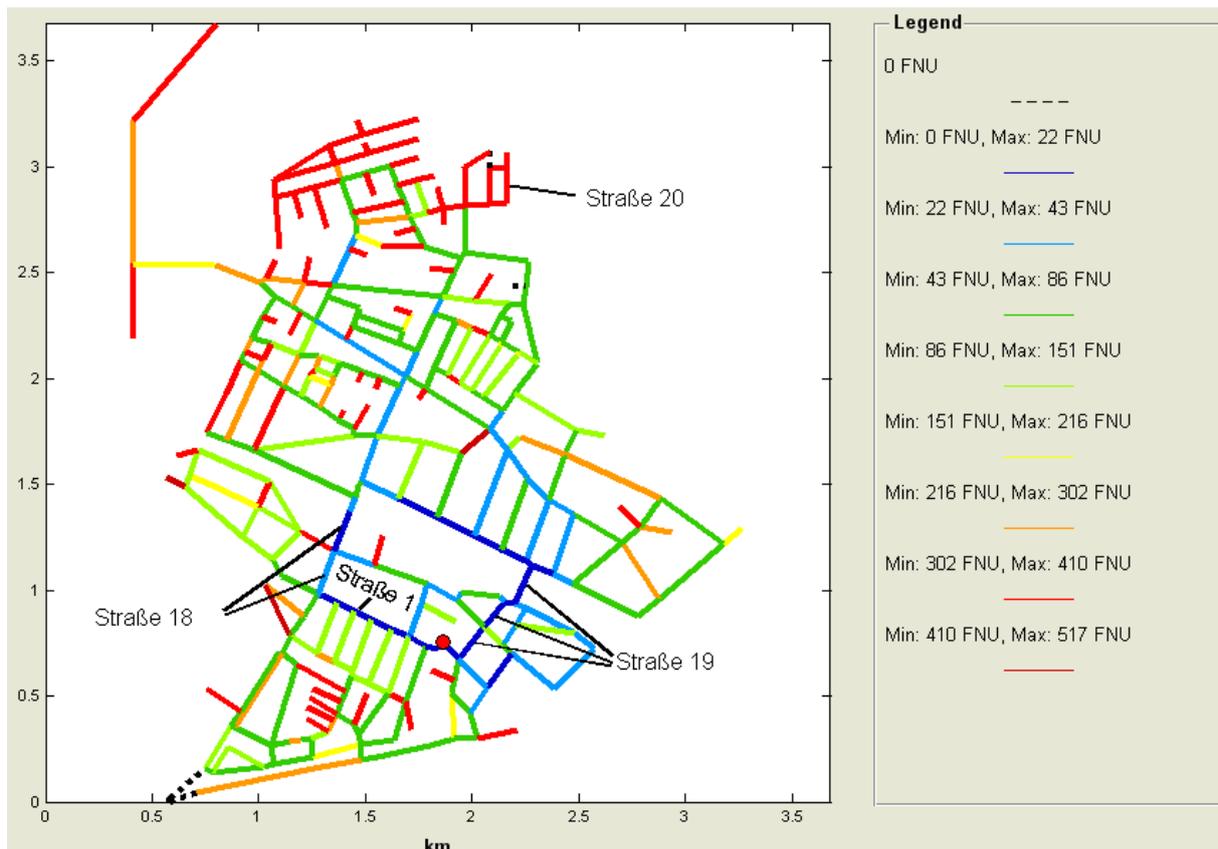


Bild 72. Maximal mögliches Trübungspotential im Verteilungsnetz.

Leitungen mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten, wie die in den bereits genannten Straßen 1, 18 und 19 verbauten, können nur geringe Ablagerungsmengen bis ca. 43 FNU (500 mg/m^2) ausbilden. Hingegen können in Leitungen mit geringen Durchflüssen, wie z. B. in Straße 20, große Mengen Ablagerungen bis 517 FNU (5.900 mg/m^2) gebildet werden. Dieser Prozess läuft aber sehr langsam ab, da nur wenige ablagerungsfähige Partikel diesen Netzabschnitt erreichen.

Wird die nach einem Tag gebildete Ablagerungsmenge unter Berücksichtigung der hydraulisch bedingt maximal möglichen Ablagerungsmenge auf den Untersuchungszeitraum von 6,3 Monaten extrapoliert, ergibt sich die in Bild 73 dargestellte Verteilung der Ablagerungen. In Bild 74 ist das auf 6,3 Monate extrapolierte Trübungspotential dargestellt.

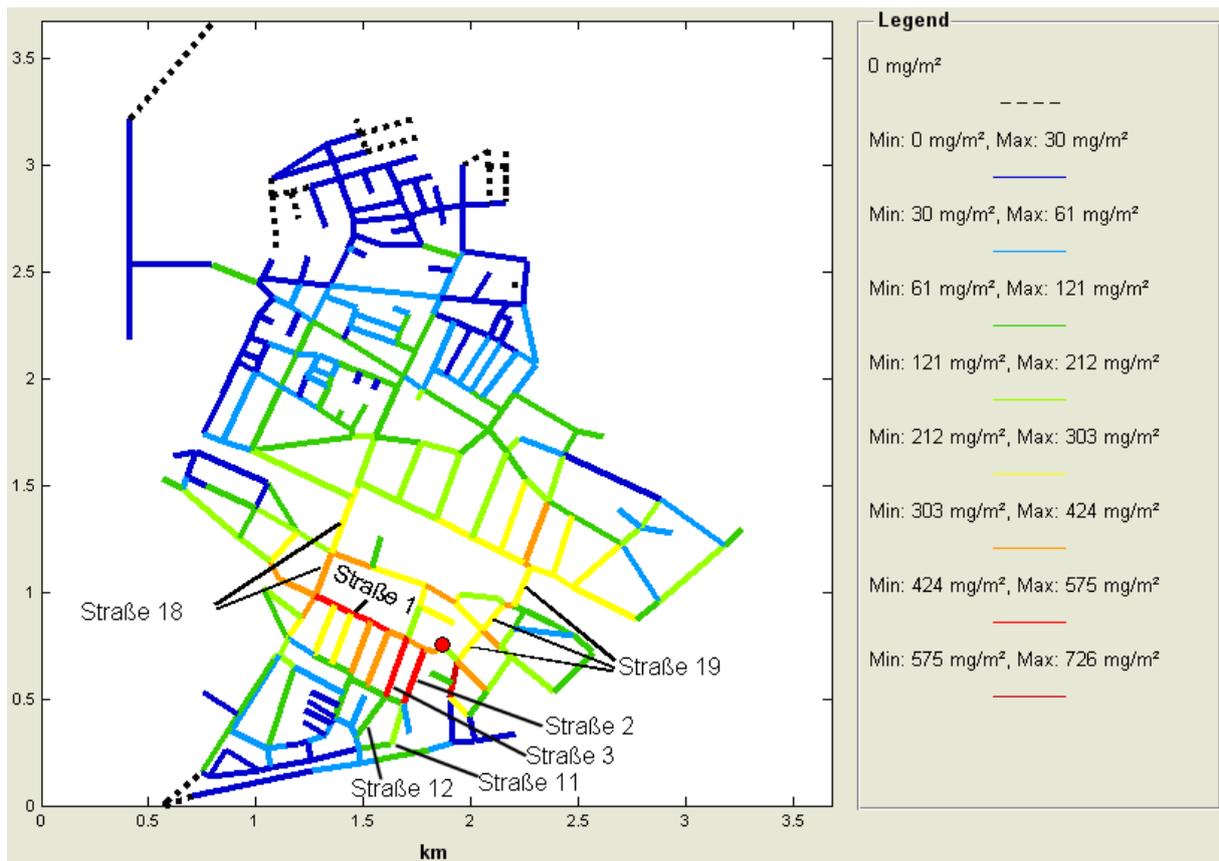


Bild 73. Extrapolierte Ablagerungsmenge in den Leitungen im Verteilungsnetz nach einem Zeitraum von 6,3 Monaten.

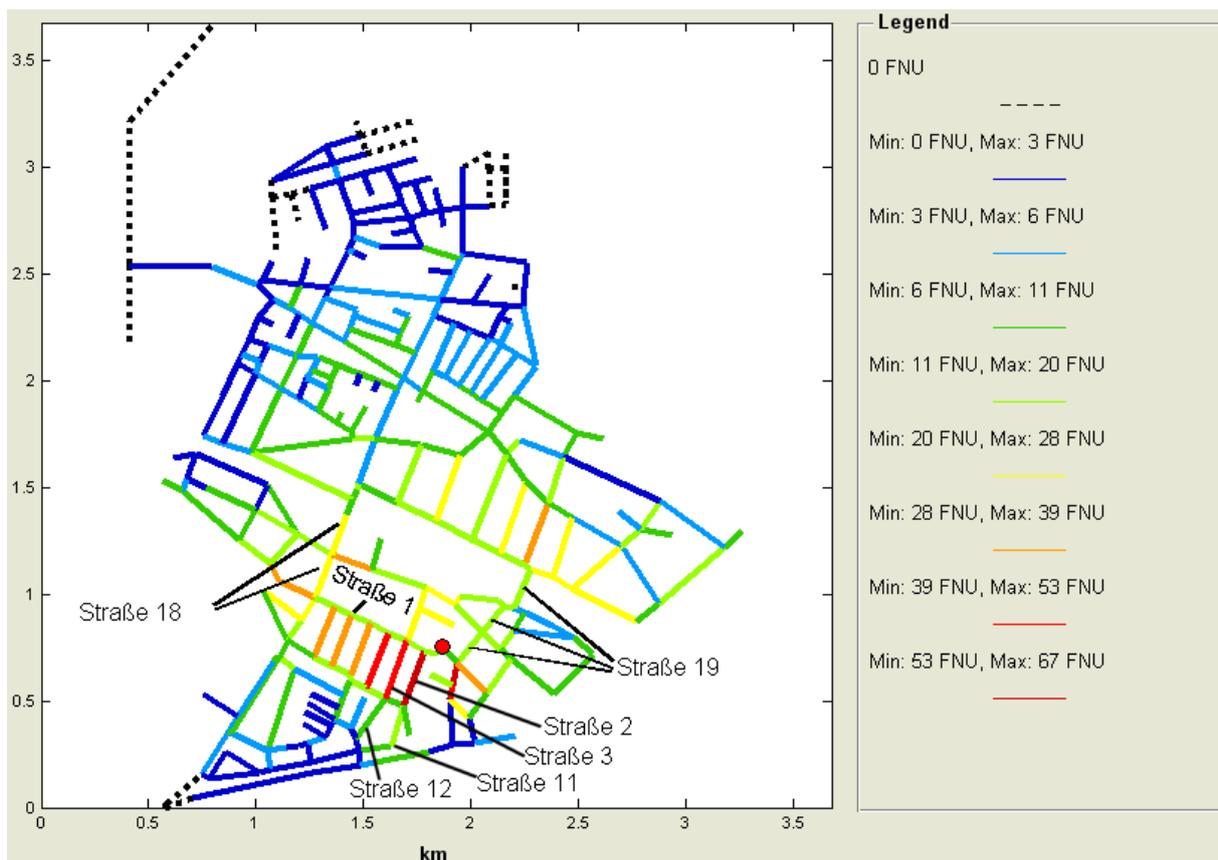


Bild 74. Extrapoliertes Trübungspotential in den Leitungen im Verteilungsnetz nach einem Zeitraum von 6,3 Monaten.

Nach einem ungestörten Netzbetrieb von 6,3 Monaten erreichen die Ablagerungsmengen im Verteilungsnetz ein Maximum von 67 FNU bzw. ca. 1800 mg/m².

Dabei lassen sich drei Kategorien von Leitungen identifizieren:

- In den sehr gut durchströmten Leitungen, wie z. B. in Straße 1, 18 und 19 werden nur sehr begrenzt Ablagerungen gebildet. Das maximal mögliche Ablagerungsniveau ist nach 6,3 Monaten bereits erreicht, auch weil, wie bereits erläutert, die Ablagerungsbildung sehr schnell abläuft.
- Diese gut durchströmten Leitungen transportieren das partikelbeladene Wasser zügig in schwach durchströmte Netzbereiche, z. B. die Leitungen in Straße 2 und 3. Es können aufgrund der niedrigeren Volumenströme große Ablagerungsmengen ausgebildet werden, wobei die Ablagerungsbildung aufgrund der Nähe zu den gut durchflossenen Leitungen mit deren hohen Partikelfrachten sehr zügig abläuft. Die Ablagerungsmengen in den Straßen 2 und 3 sind deshalb größer als z. B. in den Straßen 1, 18 und 19.

- Diesen schwächer durchströmten Leitungen (2, 3) nachfolgende Rohrstränge (z. B. 11 und 12) werden ebenso nur langsam durchströmt, teilweise ganztags laminar. Auch hier können also große Ablagerungsmengen gebildet werden. Da sich ein wesentlicher Teil der Partikelfracht bereits in den vorgelagerten Leitungen (in Straße 2 und 3) abgelagert hat, schreitet die Ablagerungsbildung deutlich langsamer voran.

8.3 Vergleich der Mess- und Berechnungsergebnisse

Die in der Zweitspülung gemessenen und mit dem Wassergütemodell berechneten Sedimentmengen, normiert auf die Rohroberfläche, sind in Bild 75 dargestellt.

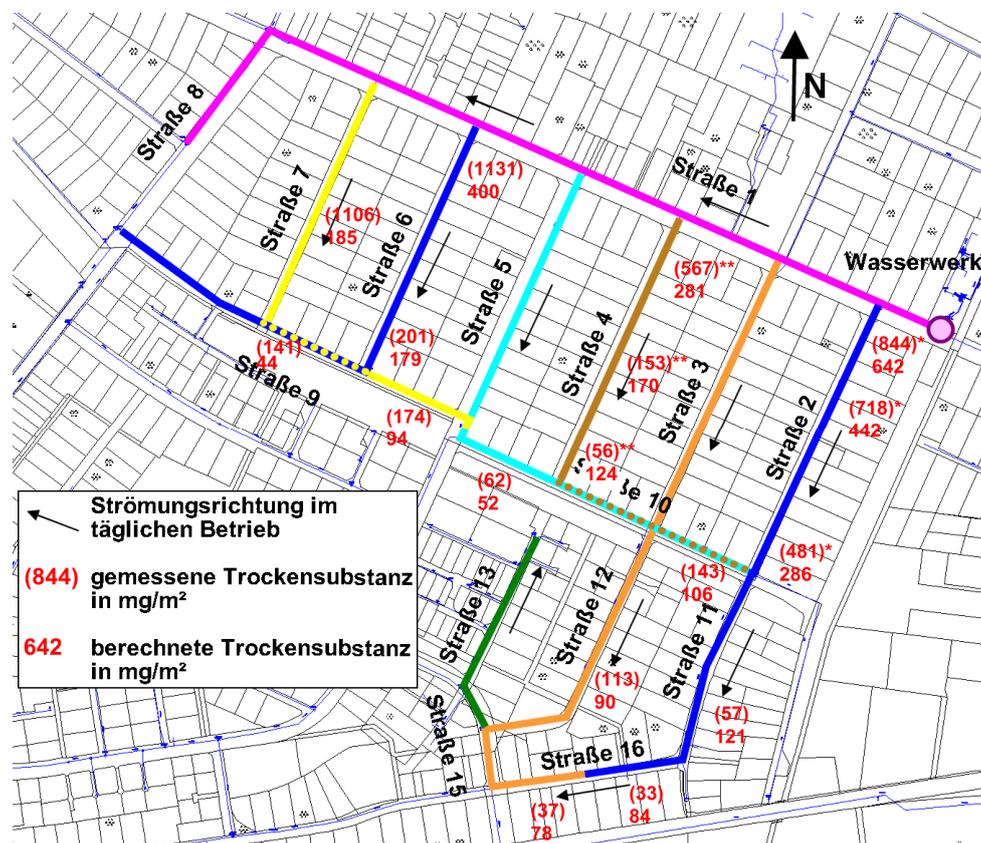


Bild 75. Messwerte und Berechnungsergebnisse der Bildung von Ablagerungen (Trockensubstanz). *...Ablagerungsbildung innerhalb des Untersuchungszeitraums beendet. **...Untersuchungszeitraum nur 3,5 Monate.

Die Abweichung zwischen Rechenwerten und Messwerten liegt im Mittel bei 59 % (abs.) bzw. 184 mg/m² (abs.). Zahlenwerte des Vergleichs sind in Anhang 14.16.2, S. 252, hinterlegt.

Die Trübungspotentiale der Ablagerungen sind in Bild 76 dargestellt.

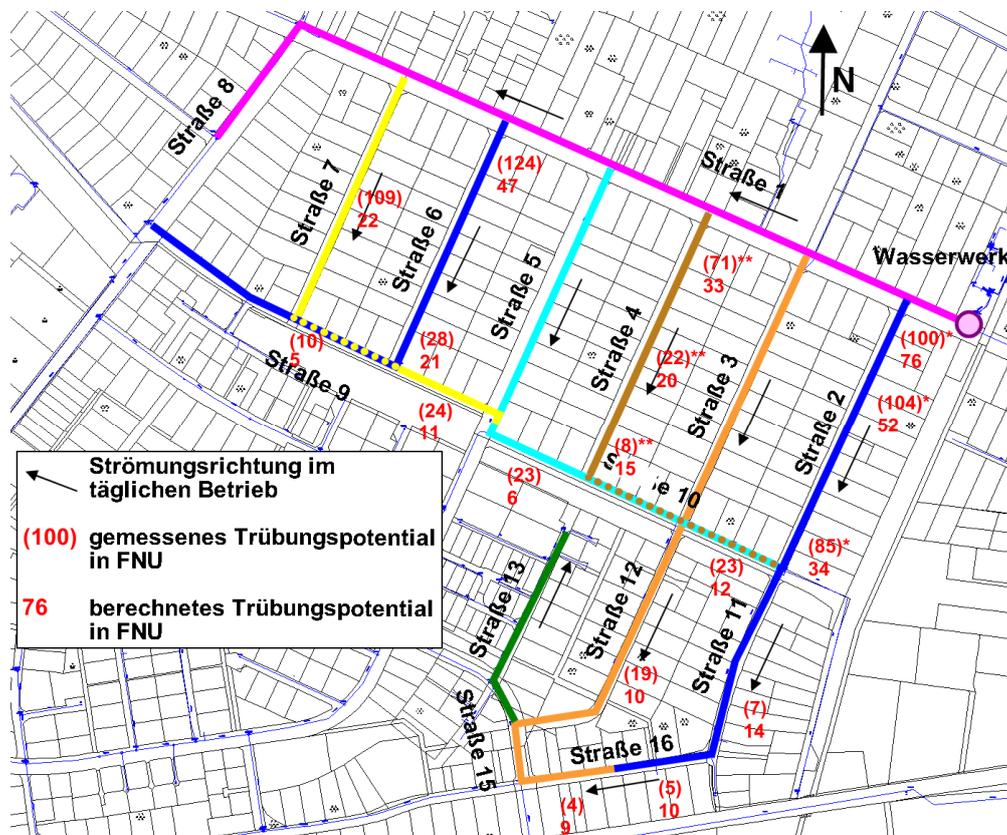


Bild 76. Messwerte und Berechnungsergebnisse der Bildung von Ablagerungen (Trübungspotential). *...Ablagerungsbildung innerhalb des Untersuchungszeitraums beendet. **...Untersuchungszeitraum nur 3,5 Monate.

Die berechneten Trübungspotentiale weichen im Mittel 62 % bzw. 25 FNU von den gemessenen Werten ab. Dabei treten berechnete Werte auf, die bis zu 80 % kleiner sind als die gemessenen. Die maximale Überschreitung liegt bei +125 %. Bei Betrachtung der Absolutwerte relativieren sich die großen Abweichungen jedoch teilweise. So werden in einem Fall 9 FNU berechnet statt gemessener 4 FNU, was eine Abweichung von 125 % bedeutet, also 5 FNU Differenz in einem 6-Monate-Betrachtungszeitraum. In einem anderen Fall werden statt 109 FNU jedoch 22 FNU vorhergesagt, was bei einer Abweichung von 80 % immerhin 87 FNU Differenz entspricht. Zahlenwerte des Vergleichs sind in Anhang 14.16.2, S. 252, hinterlegt.

Insgesamt zeigt sich ein differenziertes Bild bei den Messabweichungen:

- Leitungsabschnitte, wie in den Straßen 9, 10, 11, 12 und 16, in denen nur wenige Ablagerungen detektiert wurden, weisen auch in der Berechnung nur

wenige Ablagerungen auf. Die Abweichungen sind in der Größenordnung 10 FNU beim Trübungspotential vertretbar für Aussagen in der Praxis.

- In Leitungsabschnitten mit größeren Mengen an detektierten Ablagerungen, wie in den Straßen 2, 4, 6 und 7, werden auch größere Ablagerungsmengen berechnet. Absolut gesehen treten hier jedoch teilweise sehr große Abweichungen von 52 FNU (Straße 2) bis 87 FNU (Straße 7) auf.
- Die ortsabhängige Ablagerungsbildung, die wesentlich vom Eintrag am Wasserwerk beeinflusst wird, wird durch die Berechnungsergebnisse wiedergegeben. Diskontinuitäten in der räumlichen Ablagerungsverteilung bei den gemessenen Ablagerungsmengen werden durch die Berechnung jedoch nicht wiedergegeben.

8.4 Diskussion der Qualität der Rechenergebnisse

Die im vorangegangenen Kapitel dargelegten Unterschiede zwischen berechneten und gemessenen Ablagerungsmengen können aus zahlreichen Einflussfaktoren resultieren, wobei die exakte Abbildung der hydraulischen Bedingungen und des Eintrages am Wasserwerk sicherlich die größte Bedeutung für die Differenzen haben.

Durch veränderte Strömungsbedingungen ändert sich das Bewegungsverhalten suspendierter Partikel. Die Schwerpunkte der Ablagerungsbildung im Rohrnetz können sich verschieben. Im Falle eines allgemeinen, netzweit größeren Wasserverbrauchs lagern sich suspendierte Partikel gleichmäßiger über größere Netzbereiche ab. Geringere Strömungsgeschwindigkeiten führen innerhalb einer Rohrleitung zu größeren Gradienten in der Ablagerungsverteilung über die Rohrlänge.

Im betrachteten Fall fehlte eine hydraulische Kalibrierung des Rohrnetzmodells. Die Rauheiten der Leitungen wurden daher aus Tabellenwerken entnommen. Die durch Inkrustationen verengten Rohrdurchmesser von sechs Stahlleitungen DN80 konnten in Spülungen überprüft und eine geringe Einengung von im Mittel ca. 10 mm ermittelt werden. Ungenaue Rauheiten und Rohrdurchmesser können in vermaschten Netzabschnitten zu von den realen Bedingungen abweichenden Volumenströmen und in Pendelzonen zu veränderten Strömungsrichtungen führen.

Des Weiteren stand aufgrund fehlender Verbrauchsprofile keine Simulation der täglichen hydraulischen Bedingungen zur Verfügung. Aus der hydraulischen Berechnung eines Verteilungssystems mit ähnlicher Größe und Struktur wurde deshalb das Verbrauchsprofil übernommen. Ein Vergleich der neuen hydraulischen Berechnung mit Messdaten erfolgte jedoch nicht. Hier können insbesondere bei stark abweichenden Tagesmaximalverbräuchen die maximal möglichen Ablagerungsmengen falsch berechnet werden. Eine generelle Änderung der hydraulischen Bedingungen (also der Strömungsrichtungen oder der Durchflüsse der Leitungen untereinander) ergibt sich jedoch nicht. Erfahrungen mit anderen, ähnlich strukturierten Versorgungsnetzen haben jedoch gezeigt, dass bei der Abwesenheit von Großverbrauchern für ähnlich große Rohrnetze auch vergleichbare Tagesganglinien der Verbräuche zu erwarten sind.

Für die Partikeleinträge am Wasserwerk wurde in der vorangegangenen Diskussion gezeigt, dass durch eine optische Partikelzählung, im Vergleich zu chemischen Analysen, plausiblere Aussagen über die Feststoffeinträge am Wasserwerk möglich waren. Ob dies generell so ist, muss in weiteren Untersuchungen geprüft werden. Insgesamt besteht bei der Ermittlung der Eigenschaften von Partikeln, die am Wasserwerk in das Rohrnetz eingetragen werden, noch ein Wissensdefizit. Dieses umfasst insbesondere die Bestimmung des Trübung-Feststoff-Verhältnisses für diese Wässer mit sehr niedriger Feststoffkonzentration.

9 Diskussion der Ablagerungsbildung durch Partikel

Für partikuläre Wasserinhaltsstoffe wurde ein Werkzeug entwickelt, mit dem die Ablagerungsbildung in Trinkwassernetzen berechnet werden kann.

Ähnlich wie bei Modellen zur Simulation der Chlorzehrung und mikrobiologischer Parameter in Verteilungssystemen kann mit dem neuen Werkzeug die Bewegung von partikulären Wasserinhaltsstoffen in Verteilungssystemen berechnet werden.

Typische Eingangsgrößen für ein solches Wassergütemodell sind unter anderem die Konzentration suspendierter Partikel am Wasserwerksausgang, die Partikelbildung durch Korrosion, die hydraulischen Bedingungen und die Rohrnetzstruktur. Ausgabegrößen sind z. B. die Verteilung der Ablagerungsmengen in einem Rohrnetz und die maximal möglichen Ablagerungsmengen.

Es wurden in den Untersuchungen zwei für die Ablagerungsbildung und Resuspendierungsneigung wichtige Parameter identifiziert:

- Die maximalen täglichen Strömungsgeschwindigkeiten in einer Leitung definieren die maximal mögliche Ablagerungsmenge in dieser Leitung.
- Eine hohe Partikelfracht (= Trübung) in einer Leitung beschleunigt die Ablagerungsbildung, da sich potentiell mehr Partikel ablagern können. Konsequenterweise ist auch der maximale täglich wiederkehrende Trübungsanstieg unter stationären Ablagerungsbedingungen direkt von der am Rohreinlass vorliegenden Partikelfracht abhängig. Der Einfluss der hydraulischen Bedingungen auf diesen Parameter ergibt sich aus der Tatsache, dass mit höheren Durchflüssen in einer Leitung auch größere Massenströme die Leitung passieren, woraus Ablagerungen gebildet werden können.

Für die Bewertung der durch partikuläre Ablagerungen beeinflussten Wassergüte sind folgende Parameter sinnvoll:

- Die maximal mögliche Menge an Ablagerungen in einer Leitung (Trübungspotential):
Dieser Parameter beeinflusst die mögliche Stärke eines Trübungsereignisses durch resuspendierte Ablagerungen. Je mehr Ablagerungen vorliegen, desto mehr Resuspension ist möglich. Damit beeinflusst dieser Parameter auch alle

Wassergüteparameter mit einem Partikelhintergrund, z. B. Eisen, Mangan oder den partikulären organischen Kohlenstoff.

- Die Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung in einer Leitung:

Da die Spülung einer Leitung streng genommen erforderlich ist, bevor sich Ablagerungen mit einem hohen Trübungspotential ausgebildet haben, kommt der Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung bei der Bewertung einer Leitung unter Wassergüteaspekten, aber insbesondere auch unter Wartungsaspekten eine entscheidende Rolle zu. Je schneller Ablagerungen gebildet werden, desto höher ist auch der Spülaufwand bzw. die erforderliche Häufigkeit der Spülung. Zusätzlich steigt die Intensität eines täglich wiederkehrenden Trübungsereignisses, wenn sich zwischen zwei Ereignissen rasch viele Partikel ablagern.

Es ist festzustellen, dass sich in unter höheren Strömungsgeschwindigkeiten betriebenen Leitungen nur sehr begrenzt Ablagerungen bilden, so dass eine Gütebeeinträchtigung ausgehend von diesen Ablagerungen gering ist.

Diese gut durchströmten Leitungen transportieren das partikelbeladene Wasser jedoch zügig in weitere Netzbereiche mit niedrigeren Strömungsgeschwindigkeiten. Dort können große Ablagerungsmengen ausgebildet werden, wobei die Ablagerungsbildung aufgrund der Nähe zu den gut durchflossenen Leitungen mit deren hohen Partikelfrachten sehr zügig abläuft.

Sogenannte Endstränge und periphere Bereiche von Rohrnetzen werden meist nur langsam durchströmt, teilweise ganztags laminar. Auch hier können große Ablagerungsmengen gebildet werden. Da sich ein wesentlicher Teil der Partikelfracht bereits in den vorgelagerten Leitungen abgelagert hat, schreitet die Ablagerungsbildung jedoch deutlich langsamer voran.

10 Zusammenfassung

Das Auftreten von Braunwasser in Trinkwasserverteilungsnetzen ist eine Beeinträchtigung der Trinkwasserqualität, die durch mobilisierte partikuläre Ablagerungen verursacht wird. Die Partikel gelangen durch verschiedene Prozesse, wie z. B. der Korrosion metallischer Leitungen und den Eintrag am Wasserwerk, kontinuierlich in sehr geringen Massenströmen in das Rohrnetz. Durch die Akkumulation der Partikel an Rohroberflächen können sich Ablagerungsmengen bilden, die bei ansteigenden Strömungsgeschwindigkeiten resuspendiert werden und zu unerwünschten Braunwassererscheinungen führen.

Die vorliegende Arbeit behandelt die experimentelle Untersuchung des Transportes von Partikeln, die für Trinkwassernetze typisch sind, in Rohrströmungen. Es werden Einflussfaktoren identifiziert, die für den Partikeltransport von Bedeutung sind. Ein neu entwickeltes dynamisches Modell beschreibt den Transport von Partikeln und die Ablagerungsbildung in Rohrströmungen und vermaschten Rohrnetzen. Das Modell wurde in einer Anwendersoftware implementiert und an einem Trinkwasserverteilungsnetz für das Nachvollziehen der beobachteten Ablagerungsbildung eingesetzt.

Die Partikelmatrix in Trinkwasser ist sehr heterogen hinsichtlich der chemischen und physikalischen Eigenschaften. Es treten neben Sandpartikeln, organischen Partikeln und Partikeln aus Korrosionsprozessen viele weitere Spezies auf. Typische Partikel weisen in sauberem Trinkwasser einen Durchmesser von $< 10 \mu\text{m}$ auf. Die Dichte variiert von 1.000 bis über 3.000 kg/m^3 . Dabei hängen Partikeldurchmesser und Partikeldichte davon ab, ob und in welchem Umfang sich Agglomerate bilden. Aufgrund der geringen Größe bewirken diese Partikel eine starke Eintrübung von Trinkwasser bereits bei geringsten Konzentrationen im Bereich von mg/m^3 (10^{-4} Vol.-%).

Für die experimentellen Untersuchungen wie auch die Entwicklung des dynamischen Wassergütemodells war die Bestimmung der Eigenschaften von Partikeln erforderlich. Dafür wurde das bekannte Sedimentationsverfahren mit einer Partikelzählung kombiniert. Dies erlaubte die Bestimmung von größenabhängigen Dichten für Partikelsysteme mit ausgeprägter Größenverteilung. Für Eisenoxidpartikel konnte gezeigt werden, dass ähnlich wie bei Flocken die Dichte der Partikel bzw. Agglomerate mit deren Größe abnimmt.

Transport, Ablagerung und Resuspendierung von Partikeln in Rohrströmung sowie die Eigenschaften von Ablagerungen wurden experimentell an einer kleintechnischen Versuchsanlage mit zwei je 195 m langen Rohrkreisläufen DN80 aus Stahl bzw. PE untersucht. Durch die Zugabe von Suspensionen mit bekannten Partikeleigenschaften (ca. 1 bis 20 μm Durchmesser, 1.000 bis 1.400 kg/m^3) in die PE-Rohrleitung wurden durch Partikelzählung die Ablagerung und der Transport der Partikel simultan für verschiedene Partikelgrößen gemessen. Dabei konnte der Einfluss der hydraulischen Bedingungen und der Partikeleigenschaften (Größe, Dichte) auf das Ablagerungsverhalten festgestellt werden. Die Ablagerung der Partikel konnte insbesondere im laminaren Strömungsbereich beobachtet werden, allerdings trat auch unter turbulenten Strömungsbedingungen (Reynoldszahl 10.000) eine Deposition auf.

An der Stahl-Rohrleitung wurde die Mobilisierung von Ablagerungen aus der Korrosion dieser Leitung mittels Trübungsmessung und Bestimmung der Trockensubstanzkonzentration untersucht. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag hier auf der Menge mobilisierten Materials in Abhängigkeit von den hydraulischen Bedingungen. Es konnte für verschiedene turbulente hydraulische Bedingungen ($3.500 \leq \text{Re} \leq 35.000$) nachgewiesen werden, dass die maximal mögliche Ablagerungsmenge bzw. die Menge mobilisierter Ablagerungen von den hydraulischen Bedingungen abhängt. Einen wesentlichen Einfluss auf die Mobilisierung hat die laminare Grenzschicht an der Rohr- bzw. Ablagerungsoberfläche.

An der Oberfläche der laminaren Grenzschicht treten starke, hydraulisch induzierte Kräfte auf, die zur Abscherung von Partikeln führen. Lockere, partikuläre Ablagerungen können unter turbulenten Strömungsbedingungen bereits bei sehr niedrigen Reynoldszahlen von ca. 4.000 mobilisiert werden, da durch den sehr großen Wassergehalt eine nur geringe Scherstabilität der Ablagerungen besteht. Die Untersuchungen führten zu der Feststellung, dass bei der Mobilisierung von lockeren partikulären Ablagerungen in Trinkwassernetzen wesentlich die Dicke der laminaren Grenzschicht von Bedeutung ist. Diese Grenzschicht dient als Speicherraum für Ablagerungen in turbulenter Strömung. Mit zunehmenden Strömungsgeschwindigkeiten nimmt die Dicke dieser Grenzschicht ab, was die Menge möglicher Ablagerungen definiert. Die in der Literatur diskutierte Wandschubspannung konnte für partikuläre Ablagerungen aus Korrosionsprozessen nicht nachvollzogen werden.

Durch die Weiterentwicklung von Modellierungsansätzen für den Partikeltransport und die Ablagerungsbildung in Ultrafiltrationskapillaren und Rohrleitungen wurde ein neues, modular aufgebautes, dynamisches Wassergütemodell erstellt. Es beschreibt die Ablagerung von suspendierten Partikeln durch einwirkende Kräfte und die Turbulenz des Wassers. Nur wenige Kräfte, wie die Sedimentationskraft und die Widerstandskraft, zeigen jedoch einen relevanten Einfluss auf den Partikeltransport in den für Trinkwasserversorgungsnetze typischen, schwach turbulenten Strömungsbedingungen mit Reynoldszahlen von maximal ca. 10.000. Die zeitabhängige Position und Anzahl von Partikeln ergibt sich aus der Superposition der berücksichtigten Prozesse Deposition, Mobilisierung, Korrosion, punktförmiger Eintrag und advektiver Transport.

Die partikuläre Phase in Trinkwasserverteilungssystemen wird dabei durch zwei Modelle beschrieben: Ein Partikelmodell erfasst die für das Transportmodell erforderlichen Eigenschaften von Partikeln in Trinkwassernetzen. Die aus Partikeln an den Rohroberflächen gebildeten Ablagerungen werden über ein Sedimentmodell abgebildet. Dieses geht von isotropen Eigenschaften der Ablagerungen unabhängig von Sedimentdicken aus und unterscheidet zwischen Ablagerungen in der unteren und oberen Rohrhälfte in Abhängigkeit von den ablagerungsbildenden Prozessen.

Um das Wassergütemodell ausgehend von einfachen Rohrleitungen mit konstanten hydraulischen Bedingungen auf komplexe Trinkwasserverteilungssysteme mit veränderlichen hydraulischen Bedingungen übertragen zu können, erfolgte eine unidirektionale Kopplung mit quasistationär („Tagessimulation“) gerechneten hydraulischen Rohrnetzmodellen, z. B. aus Stanet und Epanet. Die Kopplung von Wassergütemodell und hydraulischem Modell wird über das von Rossman, Boulos und Altman (1993) beschriebene, numerische, Euler-basierte Diskrete-Volumen-Verfahren realisiert. Dieses numerische Verfahren wurde um die Funktionalität zur Berücksichtigung immobiler Ablagerungen an Rohrwänden erweitert. Das Wassergütemodell wurde mittels der Entwicklungsumgebung „Matlab“ in einer selbstständig lauffähigen Software mit grafischer Benutzeroberfläche umgesetzt.

Das Wassergütemodell wurde an einem Trinkwassernetz zur Berechnung der Ablagerungsbildung eingesetzt. Als Vergleich zu den berechneten Werten standen Spülergebnisse aus diesem Netz zur Verfügung. Zu den betrachteten Partikeleintragspfaden zählten der Eintrag am Wasserwerk sowie die Korrosion metallischer Rohrleitungen. Die Ablagerungsbildung in diesem Verteilungssystem konnte mit Hilfe des neu entwickelten Modells wiedergegeben werden. Typisch war

der weiträumige Transport von Partikeln in gut durchströmten Hauptleitungen und die nachfolgende Ablagerung in schwach durchströmten Versorgungssträngen. Die Ablagerungsbildung basierte wesentlich auf Partikeln aus dem Wasserwerk, während Korrosion ein untergeordneter Prozess war.

Ursächlich für eine intensivierte Ablagerungsbildung durch suspendierte Partikel ist demnach ein großer Partikelmassenstrom. Für die Bildung größerer Ablagerungsmengen sind aber geringe Strömungsgeschwindigkeiten bzw. Reynoldszahlen erforderlich, da größere Strömungsgeschwindigkeiten die maximal mögliche Ablagerungsmenge über die Dicke der laminaren Grenzschicht begrenzen.

Einträge von Partikeln am Wasserwerk können von Bedeutung bei der Ablagerungsbildung sein. Bereits Trübungswerte des Trinkwassers von 0,2 FNU können in ca. 6 Monaten zu Bildung von Ablagerungen mit Trübungspotentialen von ca. 100 FNU führen. Das sind Bildungsgeschwindigkeiten von $> 0,5$ FNU/Tag. Zur Erfassung der Partikeleinträge am Wasserwerk sind Partikelzählgeräte erforderlich.

Erschwernisse bei der Bewertung von Ablagerungsmesswerten und berechneten Werten ergaben sich aus der Unsicherheit der zugrunde liegenden Daten: Hydraulische Rohrnetzmodelle sind häufig veraltet und ungenau. Des Weiteren besteht bei Untersuchungszeiträumen von mehreren Monaten ein permanentes Risiko für gestörte hydraulische Bedingungen im betrachteten Rohrnetz.

Auch mit existierenden statischen Modellen, die auf Massenbilanzen aus Spülungen basieren, kann die Ablagerungssituation in Verteilungssystemen ermittelt werden. Insbesondere bei punktuellen Einträgen muss dafür jedoch jeder interessierende Leitungsabschnitt beprobt werden. Der Aufwand zur Kalibrierung solcher Modelle auf das jeweils betrachtete Verteilungssystem hängt direkt von den betrachteten Leitungslängen ab. Die Auswirkungen veränderlicher Einflussfaktoren auf die Ablagerungsbildung und die Wassergütebeeinträchtigung können damit nicht immer quantitativ nachvollzogen werden.

Im Vergleich zu bestehenden dynamischen Modellen werden partikelbezogene Prozesse unter Berücksichtigung der für trinkwasserbürtige Partikel und Ablagerungen typischen Eigenschaften mathematisch genauer beschrieben. Stationäre und dynamische Ereignisse bezüglich Wasserqualität und Ablagerungsbildung können jetzt durch die Berücksichtigung zahlreicher zeitabhängiger Einflussfaktoren nachvollzogen werden.

11 Literaturverzeichnis

- Abbt-Braun, G. 1987. Untersuchungen zur Struktur isolierter Huminstoffe. Allgemeine Charakterisierung und massenspektrometrische Bestimmungen. Dissertation, TU München.
- Aisopou, A., Stoianov, I., Graham, N. 2010. Modelling discolouration in WDS caused by hydraulic transient events. Proc. of conf. "Water Distribution System Analysis 2010", Tucson, Arizona, Vereinigte Staaten, 12.-15. Sept.
- Balakin, B. V., Hoffmann, A. C., Kosinski, P. 2011. Experimental study and computational fluid dynamics modeling of deposition of hydrate particles in a pipeline with turbulent water flow. Chem. Eng. Sci. 66(4), S. 755-765.
- Beech, I.B., Gaylarde, C.C. 1999. Recent advances in the study of biocorrosion - an overview. Rev. Microbiol. 30(3), 177-190.
- Bernats, M., Østerhus, S: W., Dzelzitis, K., Juhna, T. 2012. Development of a iron pipe corrosion simulation model for a water supply network. Drinking Water Eng. Sci. Discuss. 5, S. 85-120. doi:10.5194/dwesd-5-85-2012.
- Blokker, E. J.M., Vreeburg, J.H.G., Schaap, P.G., van Dijk, J.C. 2010. The self-cleaning velocity in practice. Proc. of conf. "Water Distribution System Analysis 2010", Tucson, Arizona, Vereinigte Staaten, 12.-15. Sept.
- Böhler, E., Hoffmann, D., Tränckner, J. 2004. Entwicklung von Methoden zur Selektion effizienter Spülregime für unterbelastete Sektoren in bestehenden Wasserversorgungsnetzen zur Vermeidung der Rostwasserbildung. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 02 WT 0077, Bundesministerium für Bildung und Forschung, TIB Hannover.
- Bohl, W. 2001. Technische Strömungslehre. 12. Ausgabe. Vogel Buchverlag, Würzburg.
- Bollrich, G. 2000. Technische Hydromechanik 1, 5. Auflage. Verlag Bauwesen, Berlin.
- Borovsky, I. 2001. Detaillierte Schmutzfrachtmodellierung unter Berücksichtigung von Kanalablagerungen. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, SuG-Verlagsgesellschaft Hannover.
- Boxall, J., Skipworth, P., Saul, A. 2001. A novel approach to modelling sediment movement in distribution mains based on particle characteristics. In: Proceedings of the Computing and Control in the Water Industry Conference, Water Software Systems: Theory and Applications. De Montfort University, UK. Zitiert durch van Thienen et al. (2010).
- Boxall, J.B., Saul, A.J. 2005. Modeling Discoloration in Potable Water Distribution Systems. J. Environ. Eng. 131(5), 716-725.
- Boxall, J.B., Prince, R.A. 2006. Modelling discolouration in a Melbourne (Australia) potable water distribution system. J. Water Supply Res. Technol. – Aqua 55(3), 207-219.
- Brandt, M., Powell, J. 2004. Understanding and controlling discoloration in distribution systems. Am. Water Works Assoc. Annual Conference, Orlando, Florida, Vereinigte Staaten.

- Brauer, H. 1971. Grundlagen der Einphasen- und Mehrphasenströmungen. Verlag Sauerlaender, Aarau, Frankfurt am Main.
- Choi, Y. C., Morgenroth, E. 2003. Monitoring biofilm detachment under dynamic changes in shear stress using laser-based particle size analysis and mass fractionation. *Water Sci. Technol.* 47(5), S. 69-76.
- Clark, R. M. 2012. Modeling Water Quality in Distribution Systems. 2. Ausgabe. American Water Works Association. Denver, Vereinigte Staaten.
- Comsol. www.comsol.com. Geprüft am 06.02.2016.
- Comsol. 2012. CFD Module User's Guide. Version Mai 2012. Fa. Comsol. Bestandteil des Softwarepaketes Comsol Multiphysics 4.3.
- Crowe, C.T., Sommerfeld, M., Tsuji, Y. 1998. Multiphase flows with droplets and particles. CRC Press.
- DIN 17100. 1980. Allgemeine Baustähle; Gütenorm. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38409-2. 1987. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2). Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 53804-1. 2002. Statistische Auswertungen. Teil 1: Kontinuierliche Merkmale. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 66111. 1989. Partikelgrößenanalyse; Sedimentationsanalyse; Grundlagen. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 872. 2005. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung suspendierter Stoffe - Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 7027. 2000. Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der Trübung. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 9276-1. 2004. Darstellung der Ergebnisse von Partikelgrößenanalysen - Teil 1: Grafische Darstellung (ISO 9276-1:1998). Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 13321. 2004. Partikelgrößenanalyse – Photonenkorrelationspektroskopie. Beuth Verlag, Berlin.
- Durst, F., Milojevic, D., Schönung, B. 1984. Eulerian and Lagrangian predictions of particulate two-phase flows: a numerical study. *Appl. Math. Model.* 8(2), S. 101-115.
- DVGW W 223-1. 2005. Enteisung und Entmanganung; Teil 1: Grundsätze und Verfahren. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Bonn.
- DVGW W 400-1. 2004. Technische Regeln Wasserverteilungsanlagen (TRWW). Teil 1: Planung. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. Bonn.
- EPA. 2005. Water Distribution System Analysis: Field Studies, Modeling and Management. United States Environmental Protection Agency. <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/2000D2C2.pdf> (getestet am 06.02.2016).
- Epanet. 2000. Epanet 2 Users Manual. United States Environmental Protection Agency. Cincinnati, Vereinigte Staaten.

- Friedman, M. J., Martel, K., Hill, A., Holt, D., Smith, S., Ta, T., Sherwin, C., Hildebrand, D., Pommerenk, P., Hinedi, Z., Camper, A. 2003. Establishing Site-Specific Flushing Velocities. Res. Rep. 90964F. Am. Water Works Ass. Res. Found., Denver, Vereinigte Staaten.
- Gauthier, V., Barbeau, B., Millette, R., Block, J.-C., Prévost, M. 2001. Suspended particles in the drinking water of two distribution systems. *Water. Sci. Technol.* 1(4), S. 237-245.
- Gebhard, V. 2009. Interaktionen bei der Modellierung von Stofftransport, Sedimenthaushalt und Abfluss in der Siedlungsentwässerung. *Dresdner Berichte 32*. Institut für Siedlungs- und Industrieresourcemanagement, Technische Universität Dresden.
- Gregory, J. 2006. *Particles in Water. Properties and Processes*. CRC Press Taylor & Francis Group, Florida, United States. Co-published by IWA Publishing, London, Großbritannien.
- Gregory, J. 2009. Optical monitoring of particle aggregates. *J. Environ. Sci.* 21(1), S. 2-7.
- Guha, A. 2008. Transport and Deposition of Particles in Turbulent and Laminar Flow. *Annu. Rev. Fluid Mech.* 40, S. 311-341.
- Gunkel, G., Scheideler, M. 2011. Wasserasseln in Trinkwasser-Verteilungssystemen. Eintrag, Vorkommen, Bewertung und Bekämpfung der Wasserasseln. *GWF, Wasser – Abwasser*, S. 380-388.
- Harmant, Ph., Delaunay, C., Kiene, L. 1999. Optimization of Flushing Programs. *Am. Water Works Ass. Annual Conference*, Chicago, 22. - 24. Juni.
- Herting, K., Martens, L. 2012. *Chemische Verfahrenstechnik. Berechnung, Auslegung und Betrieb chemischer Reaktoren*. 2. Auflage. Oldenbourg Verlag, München.
- Husband, P. S., Boxall, J. B. 2011. Asset deterioration and discolouration in water distribution systems. *Water Res.* 45(1). S. 113-124.
- Husband, P. S., Boxall, J. B., Saul, A. J. 2008. Laboratory studies investigating the processes leading to discolouration in water distribution networks. *Water Res.* 42(16), S. 4309 - 4318.
- Johnson, G., Massoudi, M., Rajagopal, K.R. 1990. A review of interaction mechanisms in fluid-solid flows. Pittsburgh Energy Technology Center, Pittsburgh, Pennsylvania, Vereinigte Staaten.
- Kirschmer, O. 1963. Tabellen zur Berechnung von Rohrleitungen nach Prandtl-Colebrook. *Strassenbau, Chemie u. Technik Verlagsgesellschaft*. Heidelberg. Zitiert in Bohl (2001).
- Klotz. 2006. Partikelzähler Abakus mobil fluid. Datenblatt. Fa. Klotz. <http://www.fa-klotz.de/media/produkte/abakus-mobil-fluid-de.pdf>. Geprüft 06.02.2016.
- Kuch, A. 1984. Untersuchungen zum Mechanismus der Aufeisung in Trinkwasserverteilungssystemen. Dissertation an der Fak. für Chemieingenieurwesen, Universität Karlsruhe.

- Lansley, K. Boulos, P. 2005. Comprehensive Handbook on Water Quality Analysis for Distribution Systems. 1. Ausgabe. MWH Soft Press, Vereinigte Staaten.
- Lerch, A. 2008. Fouling layer formation by flocs in inside-out driven capillary ultrafiltration membranes. Dissertation, Universität Duisburg-Essen.
- Manuel, C. M., Nunes, O. C., Melo, L. F. 2007. Dynamics of drinking water biofilm in flow/non-flow conditions. *Water Res.* 41(3). S. 551-562.
- Marchioli, C., Giusti, A., Salvetti, M. V., Soldati, A. 2003. Direct numerical simulation of particle wall transfer and deposition in upward turbulent pipe flow. *Int. J. Multiphas. Flow.* 29(6), S. 1017–1038.
- Mathworld. Circle-circle intersection. <http://mathworld.wolfram.com/Circle-CircleIntersection.html>. überprüft am 06.02.2016.
- Möller, W. 1999. Wassergüte und Rohrmaterial. Zeitschrift „wwt“, Heft 7/1999, S. 22-29.
- Müller, P., Heinemann, H., Krämer, H., Zimmer, H. 2001. Übungsbuch Physik. 9. Auflage. Fachbuchverlag Leipzig im Carl Hanser Verlag.
- Mutoti, G., Dietz, J. D., Imran, S., Taylor, J., Cooper, C. D. 2007. Development of a novel iron release flux model for distribution systems. *J. Am. Water Works Assn.* 99(1), S. 102-111.
- Oertel jr., H., Böhle, M., Reviol, T. 2011. Strömungsmechanik. 6. Auflage. Vieweg+Teubner Verlag, Springer Fachmedien. Wiesbaden.
- Osterhus, S. W. 2009. Corrosion and corrosion modeling. In: van den Hoven, T., Kazner, C. *TECHNEAU: Safe Drinking Water from Source to Tap, State of the Art & Perspectives.* S. 281-293. IWA Publishing.
- Patel, V. C. 1985. Turbulence Models for Near-Wall and Low Reynolds Number Flows: A Review. *AIAA Journal* 23(9), S. 1308-1319.
- Pettyjohn, E. A., Christiansen, A. B. 1948. Effect of particle shape on free-settling rates of isometric particles. *Chem. Eng. Prog.* 44, 157-172. (Zitiert in: Turian et al., 1997)
- PODDS. 2010. <http://podds.group.shef.ac.uk/>. Geprüft am 06.02.2016.
- Prandtl, L. 1904. Über Flüssigkeitsbewegung bei sehr kleiner Reibung. Sonderabdruck aus den "Verhandlungen des III. Internationalen Mathematiker-Kongresses, Heidelberg 1904". Teubner, Leipzig.
- Richardt, S. 2010. Entwicklung eines Modells zur Berechnung optimierter Spülpläne für Trinkwassernetze. Dissertation. Technische Universität Hamburg-Harburg. Verlag Rockstuhl, Bad Langensalza. ISBN 978-3-86777-204-4.
- Röske, I., Uhlmann, D. 2005. Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. 1. Ausgabe, Ulmer UTB, Stuttgart, Deutschland.
- Rossman, L. A., Boulos, P. F., Altman, T. 1993. Discrete volume-element method for network water-quality models. *J. J. Water Res. Pl.-ASCE.* 119(5), S. 505-517.
- Rossman, L. A., Boulos, P. F. 1996. Numerical Methods for Modeling Water Quality in Distribution Systems: A Comparison. *J. Water Res. Pl.-ASCE* 122(2), S. 137-146.

- Rubinow, S. I., Keller, J. B. 1961. The transverse force on a spinning sphere moving in a viscous fluid. *J. Fluid Mech.* 11(3), S. 447-459. Zitiert in: Johnson et al. (1990).
- Ryan, G., Mathes, P., Haylock, G., Jayaratne, A., Wu, J., Noui-Mehidi, N., Grainger, C., Nguyen, B. V. 2008. *Particles in Water Distribution Systems*. Research Report 33, Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment, Project Nr. 1.0.0.4.3.6, Australien.
- Sager, C. 2007. *Der Partikeltransport in turbulent durchströmten Rohrleitungen und seine besondere Bedeutung für die Partikelmesstechnik*. Dissertation, Universität Duisburg-Essen, Fakultät Ingenieurwissenschaften, Abteilung Maschinenbau.
- Schiller, L. 1922. *Untersuchungen über laminare und turbulente Strömung*. VDI-Verlag, Berlin. Zitiert in: Bohl (2001).
- Schlichting, H., Gersten, K. 2006. *Grenzschicht-Theorie*. 10. Ausgabe. Springer. Berlin, Heidelberg, New York.
- Schütz, S., Schilling, M., Piesche, M. 2007. Bestimmung der Widerstandskraft und des Transportverhaltens kugelförmiger Partikel in Strömungen mit Hilfe moderner CFD-Werkzeuge. *Chem. Ing. Tech.* 79(12). S. 2051-2058.
- Seth, A. Bachmann, R., Boxall, J., Edyvean, R. 2004. Characterisation of materials causing discolouration in potable water systems. *Water Sci. Technol.* 49(2), S. 27-32.
- Slaats, P.G.G., Rosenthal, L.P.M., Siegers, W.G., van den Boomen, M., Beuken, R.H.S., Vreeburg, J.H.G. 2003. *Processes Involved in the Generation of Discolored Water*. Res. Rep. 90966F, Am. Water Works Ass. Res. Found, Denver, Vereinigte Staaten.
- Stanet. 2003. *Stanet Benutzerhandbuch Version 7.3*. Ingenieurbüro Fischer-Uhrig, Berlin.
- Stieß, M. 1995. *Mechanische Verfahrenstechnik 1, 2. Auflage*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
- Świetlik, J., Raczyk-Stanisławiak, U., Piszora, P., Nawrocki, J. 2011. Corrosion in drinking water pipes; the importance of green rusts. *Water Res.* 46(1), S. 1-10.
- Thomas, A. D. 1979. Predicting the deposit velocity for horizontal turbulent pipe flow of slurries. *Int. J. Multiphase Flow* 5(2), S. 113-129.
- TrinkwV 2001. *Neubekanntmachung der Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)*. Bundesgesetzblatt 1, 2013(46), S. 2977-3004. Dritte Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung. Bundesgesetzblatt 1, 2015(46), S. 2076-2083.
- Turian, R. M., Ma, T. W., Hsu, F. L. G., Sung, D. J. 1997. Characterization, settling, and rheology of concentrated fine particulate mineral slurries. *Powder Technol.* 93, 219 – 233.

- Uhl, W. 2000. Einfluss von Schüttungsmaterial und Prozessparametern auf die Leistung von Bioreaktoren bei der Trinkwasseraufbereitung. Dissertation, Universität Duisburg.
- van Thienen, P., Vreeburg, J. H. G., Blokker, E. J. M. 2010. Radial transport processes as a precursor to particle deposition in drinking water distribution systems. *Water Res.* 45(4), S. 1807-1817.
- Verberk, J. Q. J. C., Hamilton, L. A., O'Halloran, K. J., van der Horst, W., Vreeburg, J. 2006. Analysis of particle numbers, size and composition in drinking water transportation pipelines: results of online measurements. *Wa. Sci. Technol.* 6(4), S. 35-43.
- Vogelaar, A. J., Blokker, E. J. M. 2010. Particle Sediment Modelling: test and analysis of programme WQDMBT v4.3. Projekt-Nr. B111694. *Kiwa Water Res., Nieuwegein.*
- Vreeburg, J.H.G., Schippers, D., Verberk, J.Q.J.C., van Dijk, J.C. 2008. Impact of particles on sediment accumulation in a drinking water distribution system. *Water Res.* 42(16), S. 4233-4242.
- Vreeburg, J.H.G. 2007. Discolouration in drinking water systems: a particular approach. Dissertation, TU Delft.
- Vreeburg, J.H.G., Boxall, J. B. 2007. Discolouration in potable water distribution systems: A review. *Water Res.* 41(3), S. 519-529.
- Wessely, B. 1999. Extinktionsmessung von Licht zur Charakterisierung disperser Systeme. *Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 8, Nr. 773.* VDI Verlag, Düsseldorf.
- White, G.C. 1999. *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants.* 4th ed. Wiley-Interscience. United States.
- Wotherspoon, D.J.J. 1994. The movement of cohesive sediment in a large combined sewer. Dissertation, Dundee Institute of Technology. (aus: Gebhard, 2009).
- Zacheus, O. M., Lehtola, M. J., Korhonen, L. K., Martikainen, P. J. 2001. Soft deposits, the key site for microbial growth in drinking water distribution networks. *Water Res.* 35(7), S. 1757-1765.
- Zhu, H.P., Zhou, Z.Y., Yang, R.Y., Yu, A.B. 2007. Discrete particle simulation of particulate systems: Theoretical developments. *Chem. Eng. Sci.* 62(13), S. 3378-3396.

12 Formelzeichen

$A_{O,P}$	Oberfläche eines einzelnen Partikels	m^2
A_{Pipe}	Strömungsquerschnitt des zylindrischen Rohres, Gl. (131), S. 193	m^2
AG	Absetzgrad, Gl. (74), S. 76	%
b	Parameter zur Kalibrierung in Gl. (6)	1
C_P	Massenkonzentration von Partikeln	kg/m^3
$C_{P,T}$	Massentransportkonzentration von Partikeln	kg/m^3
$C_{P,T,i}^*$	Auf die zum Versuchszeitpunkt $t = 0$ normierte Partikelkonzentration, Gl. (72), S. 76	1
$C_{P,T,in}$	Massentransportkonzentration am Rohreinlass	kg/m^3
$C_{P,T,node}$	Massentransportkonzentration in einem Knoten, Gl. (87), S. 100	kg/m^3
$C_{P,T,rest}$	Konzentration suspendierter, nicht ablagerungsfähiger Partikel	kg/m^3
$C_{P,T,S}$	Massentransportkonzentration eines als Partikeleintragspfad in ein System wirkenden Volumenstromes („Quelle“)	kg/m^3
$C_{Sed,V}$	Feststoffvolumenkonzentration in den Ablagerungen, Gl. (79), S. 93	%
D_{Pipe}	Innerer Rohrdurchmesser	m
d_{bot}	Dicke der Ablagerungsschicht in der unteren Hälfte des Rohrumfanges, Gl. (97), S. 109	m
d_P	Partikeldiffusionskonstante, Gl. (55), S. 48	$m^2 \cdot s^{-1}$
d_{Sed}	Strecke zwischen Sedimentationshorizont (Trenngrenze zwischen partikelhaltigem und partikelfreiem Wasser im Rohrquerschnitt) und Rohrsohle in einem zylindrischen Rohr; Gl. (10), S: 31	m
d_{top}	Dicke der Ablagerungsschicht in der oberen Hälfte des Rohrumfanges, Gl. (97), S. 109	m
$\vec{e}_r, \vec{e}_\varphi, \vec{e}_z$	Einheitsvektoren	1
F	Kraft	N
F_{BD}	Kraft durch Brownsche Diffusion	N
F_{BS}	Kraft aus Auftrieb und Sedimentation	N
F_D	Widerstandskraft	N
F_{DL}	Doppelschicht-Abstoßungskraft	N

F_{LM}	Laterale-Migration-Kraft	N
F_M	Magnuskraft, Gl. (46), S. 46	N
F_{Saff}	Saffmankraft, Gl. (45), S. 46	N
F_{SD}	Kraft durch Scherdiffusion	N
F_{vdW}	Van-der-Waals-Kraft	N
F_{VM}	Virtuelle-Masse-Kraft	N
f_1	Parameter zur Berechnung der lateralen Migrationsgeschwindigkeit; Gl. (50), S. 47	1
f_2	Parameter zur Berechnung der lateralen Migrationsgeschwindigkeit; Gl. (51), S. 47	1
f_{shape}	Partikelformfaktor, Gl. (62), S. 55	1
$G_1(\ln Re)$	Beiwert; $G_1(\ln Re) \approx 1,35$ für $2300 < Re < 10^7$	1
g	Erdbeschleunigung, $g = 9,81 \text{ m/s}^2$	m/s^2
$H_{0,Sed}$	Höhe des Wasserspiegels über dem Entnahmehorizont bei Beginn eines Sedimentationsversuches	m
h_v	Druckverlusthöhe, Gl. (144), S. 197	m
I_E	Energieliniengefälle, Gl. (145), S. 197	m/m
K	Kinetische Turbulenzenergie, Gl. (150), S. 199	m^2/s^2
k_1	Koeffizient zur Beschreibung der zweidimensionalen Geschwindigkeitsverteilung in turbulenten Strömungen, Gl. (140), S. 196	1
k_{abs}	Absolute Rauheit der Rohroberfläche („Sandrauheit“)	m
k_B	Boltzmann-Konstante, $k_B = 1,38065 \text{ J/K}$	$\text{J} \cdot \text{K}^{-1}$
k_{dep}	Ablagerungsgeschwindigkeitskonstante	1/s
k_{rel}	Relative Rauheit der Rohroberfläche, Gl. (143), S. 197	1
$k_{strength}$	Empirischer Verhältnissfaktor zwischen der Scherstabilität τ_s von Ablagerungen und deren Menge ϕ_{Turb}	1
k_{VM}	Virtueller-Masse-Koeffizient, Gl. (41), S. 45	1
$L_{Bulk,i,k}$	Länge der diskreten Segmente im Wasserkörper einer Rohrleitung i im hydraulischen Zeitschritt k, Gl. (90), S. 102	m
L_{Pipe}	Rohrlänge	m
L_{Wall}	Länge der diskreten Segmente in der Wandebene einer Rohrleitung i, Gl. (91), S. 103	m
m	Masse	kg

\dot{m}_P	Feststoffmassenstrom	kg/s
$\dot{m}_{P, \text{sed}}$	Feststoffmassenstrom in Richtung Rohrwand (= Ablagerungsbildung)	kg/s
$m_P^\#$	Auf das Rohrvolumen normierte, abgelagerte Feststoffmasse, Gl. (95), S. 108.	kg/m ³
$m_{P, \text{mob}}^*$	Auf die Rohroberfläche normierte, mobilisierte Feststoffmasse	kg/m ²
N_P	Detektierte Gesamtpartikelzahl	1
$N_{P,i}$	Partikelzahl in der Größenklasse i	1
$n_{\text{Bulk},i,k}$	Anzahl der diskreten Segmente im Wasserkörper einer Rohrleitung i im hydraulischen Zeitschritt k, Gl. (89), S. 102	1
p	Druck	Pa = N/m ²
Q	Volumenstrom, Gl. (130), S. 192	m ³ /s
Q_{FI}	Spülvolumenstrom	m ³ /s
$Q_r(x_P)$	Summenverteilung des Merkmals r, Gl. (162), S. 221	1
Q_S	Volumenstrom als Eintragspfad („Quelle“) in ein System	m ³ /s
Q_{Sampl}	Probennahmenvolumenstrom	m ³ /s
$\bar{q}_r(x_P)$	Verteilungsdichte des Merkmals r	m ⁻¹
$\bar{q}_{r,i}$	Verteilungsdichte des Merkmals r in der Größenklasse i, Gl. (164), S. 221	m ⁻¹
R_{Corr}	Reaktion(en) die zum Partikeleintrag in Rohrnetze bzw. zur Ablagerungsbildung in Rohrleitungen durch Korrosion führen, Kapitel 5.5.3, S. 114	1
R_{Dep}	Reaktion(en) die zur Ablagerungsbildung in Rohrleitungen führen, Kapitel 5.2, S. 97	1
R_{Mob}	Reaktion die zur Mobilisierung von Ablagerungen in Rohrleitungen führt, Kapitel 5.5.2, S. 110	1
R_P	Partikelradius	m
R_P^*	Dimensionsloser Partikelradius, Gl. (42), S. 45	1
R_{Pipe}	Innerer Rohrradius	m
$R_{P, \text{proj}}$	Projektionsflächenäquivalenter Partikelradius	m
Re	Reynoldszahl, Gl. (15), S. 35	1
\bar{Re}	Reynoldszahl, Gl. (15), S. 35, gemittelt über eine Zeitspanne	1
Re_P	Partikelreynoldszahl, Gl. (29), S. 43	1

Re_{test}	Reynoldszahl im Rohrquerschnitt, der durch Ablagerungen eingeschnürt ist, Gl. (106), S. 113(105)	1
r_{hy}	Hydraulischer Radius, Gl. (8), S. 27	m
r_{P}^*	Radiale dimensionslose Partikeldistanz zur Rohrachse, Gl. (49), S. 47	1
$r_{\text{sed}}^{\#}$	Geschwindigkeit der Bildung von auf das Rohrvolumen normierten Ablagerungen durch die Ablagerung suspendierter Partikel	kg/(m ³ ·s)
$r_{\text{mob}}^{\#}$	Geschwindigkeit der Mobilisierung von auf das Rohrvolumen normierten Ablagerungen	kg/(m ³ ·s)
$r_{\text{corr,Fe}^0}^{\#}$	Geschwindigkeit der Bildung von auf das Rohrvolumen normierten Ablagerungen durch die aus Korrosionsvorgängen gebildeten Partikel	kg/(m ³ ·s)
r	Zylinderkoordinate im dreidimensionalen Polarkoordinatensystem: Radiale Entfernung zur Rohrachse (= z-Achse)	m
r^+	Dimensionslosen Abstand von der Rohrwand, Gl. (22), S. 39	1
Sc	Schmidtzahl, Gl. (57), S. 48	1
Sh	Sherwoodzahl, Gl. (54), S. 48	1
s_{Fl}	Ursprüngliche Entfernung von Spülwasser zum Spülhydranten, welches nach der Spüldauer t_{Fl} am Hydranten ausgetragen wird, Gl. (120), S. 188	m
\bar{s}_0	Mittlere Sinkstrecke bei Beginn eines Sedimentationsversuchs	m
$\bar{s}_{j,\text{end}}$	Mittlere Sinkstrecke einer Größenklasse j in einem Sedimentationsversuch, nachdem alle Partikel der Größenklasse sedimentiert sind	m
$\bar{s}_{j,m}$	Partikelanzahlgewichtete mittlere Sinkstrecke aller Partikel einer Größenklasse j in einem Sedimentationsversuch, Gl. (66), S. 58	m
\bar{T}	Mittlere Wassertemperatur	°C
T	Wassertemperatur	°C
T_{abs}	Absolute Wassertemperatur	K
TS	Trockensubstanz	kg/m ³
T_{Turb}	Trübungsmesswert	FNU
t	Zeit	s
$t_{j,\text{end}}$	Versuchsdauer einer Größenklasse j in einem Sedimentationsversuch, nachdem alle Partikel der Größenklasse sedimentiert sind	s
\bar{t}_{hydr}	Mittlere hydrodynamische Verweilzeit in der Trübungsmesszelle des Gerät Ultraturb plus sc (Fa. Hach-	s

	Lange), Gl. (154), S. 216	
t_{FI}	Spüldauer, Gl. (116), S. 183	s
t_P	Partikelrelaxationszeit, Gl. (59), S. 50	s
t_P^*	Dimensionslose Partikelrelaxationszeit, Gl. (60), S. 50	1
$\overline{t}_{sed,j}$	Anzahlgewichtete mittlere Sedimentationsdauer aller Partikel einer Größenklasse j, Gl. (65), S. 56	s
V	Volumen	m^3
V_{Bulk}	Volumen eines Wassersegments	m^3
$V_{FI,min}$	Mindestspülvolumen (= Rohrvolumen), Gl. (115), S. 183	m^3
V_{LBL}	Volumen der laminaren Grenzschicht, Gl. (102), S. 111	m^3
V_P	Einzelpartikelvolumen	m^3
$V_{Sed}^\#$	Auf das Rohrvolumen normiertes Ablagerungsvolumen, Gl. (96), S. 108	m^3/m^3
V_{TM}	Volumen der Trübungsmesszelle im Gerät Ultraturb plus sc (Fa. Hach-Lange)	m^3
v	Strömungsgeschwindigkeit	m/s
v^*	Schwankungskomponente der Strömungsgeschwindigkeit in turbulenter Strömung	m/s
\overline{v}_{FI}	Mittlere Strömungsgeschwindigkeit bei einer Leitungsspülung, Gl. (121), S. 189	m/s
\overline{v}	mittlere Strömungsgeschwindigkeit in einer Rohrleitung im Rohrquerschnitt	m/s
$\overline{v}_{\Delta t}$	Strömungsgeschwindigkeit in einer Rohrleitung gemittelt über eine Zeitspanne	m/s
\vec{v}	Geschwindigkeitsvektor, Gl. (14), S. 35, Gl. (133), S. 194	m/s
\vec{v}^*	Schwankungskomponenten des Geschwindigkeitsvektor in turbulenter Strömung	m/s
\overline{v}_{crit}	Kritische mittlere Strömungsgeschwindigkeit in einer Rohrleitung, bei der die Mobilisierung von Ablagerungen eintritt	m/s
$\overline{v}_{crit,sed}$	Kritische mittlere Strömungsgeschwindigkeit in einer Rohrleitung, bei deren Unterschreitung die Ablagerung von Partikeln abläuft	m/s
\overline{v}_{exp}	Experimentell ermittelte Sinkgeschwindigkeit in ruhender Flüssigkeit, Gl. (67), S. 58	m/s
$V_{P,lm}$	Laterale Migrationsgeschwindigkeit, Gl. (48), S. 47	m/s
V_{max}	Maximale Geschwindigkeit in der Verteilung einer Strömungsgeschwindigkeit in einer Rohrleitung, Gl. (138),	m/s

	S. 196 und Gl. (141), S. 197	
\vec{V}_P	Vektorielle Partikelgeschwindigkeit	m/s
V_{Sed}	Sedimentationsgeschwindigkeit von Partikeln, enthalten in Gl. (13), S. 33	m/s
V_{St}	Stokessche Sinkgeschwindigkeit von Partikeln in der Sedimentationsäule, Gl. (61), S. 55	m/s
V_{TP}	Turbophoretische Geschwindigkeit, Gl. (80), S. 97	m/s
\bar{V}_{test}	Mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Rohrquerschnitt, der durch Ablagerungen eingeschnürt ist, Gl. (105), S. 113	m/s
$V_{\tau,0}$	Wandschubspannungsgeschwindigkeit, Gl. (23), S. 39	m/s
$V_{\tau,r}$	Schubspannungsgeschwindigkeit („Reibungsgeschwindigkeit“), Gl. (37), S. 45	m/s
V_r, V_φ, V_z	Komponenten des Geschwindigkeitsvektors	m/s
X_{dep}	Abscheidegrad durch turbulente Diffusion, Gl. (58), S. 49	1
$X_{Turb,TS}$	Umrechnungsfaktor von Trübung zu Trockensubstanz, Gl. (5), S. 23	FNU/(kg/m ³)
x_P	Partikeldurchmesser	µm
z	Zylinderkoordinate im dreidimensionalen Polarkoordinatensystem: Entfernung zum Koordinatenursprung auf der Rohrachse	m
$\Delta N_{P,i}$	Differentielle Anzahl der Partikel in einer Größenklasse i, Gl. (159), S. 220	1
$\Delta Q_r(x_P)$	Differentielle Verteilung des Merkmals r	1
$\Delta Q_{r,i}$	Differential der Verteilung des Merkmals r innerhalb der Klasse i, Gl. (160), S. 220	1
Δs_{FL}	Teilstück einer Spülstrecke	m
Δt_{FI}	Zeitintervall innerhalb einer Spülung	s
Δt	Zeitintervall der (numerischen) Wassergüteberechnung	s
Δt_q	Zeitintervall der numerischen Wassergüteberechnung (Qualitätszeitschritt)	s
$\Delta x_{P,i}$	Klassenbreite in der Klasse i, Gl. (158), S. 220	m
δ_{LBL}	Dicke der laminaren Grenzschicht (bzw. viskosen Unterschicht), Gl. (16), S. 37, Gl. (17), S. 37, Gl. (18), S. 37, Gl. (19), S. 37, Gl. (20), S. 37	m
δ_{PC}^*	Dimensionslose Entfernung des Partikelzentrums zur Rohrwand, Gl. (52), S. 48	1

δ_{PS}^*	Dimensionslose Entfernung der Partikeloberfläche zur Rohrwand, Gl. (43), S. 45	1
ε	Dissipationsgeschwindigkeit der Turbulenzenergie K in turbulenter Strömung	m^2/s^3
ε_P	Partikelporosität	1
φ	Zylinderkoordinate im dreidimensionalen Polarkoordinatensystem: Winkelkoordinate (gegen den Uhrzeigersinn)	1
Φ_{Turb}	(Momentanes) Trübungspotential in einer Leitung	FNU
$\Phi_{Turb,max}$	Maximal mögliches Trübungspotential in einer Leitung	FNU
η_F	Dynamische Viskosität von Wasser, Gl. (147), S. 198	$kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$
η_{turb}	Turbulente Viskosität, Gl. (149), S. 199	$kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$
κ	von-Karman-Konstante, $\kappa = 0,4$	1
λ	Rohrreibungsbeiwert nach Darcy, Gl. (142), S. 197	1
λ_F	Reibungsbeiwert nach Fanning, Gl. (56), S. 48	1
λ_P	Reibungsbeiwert für Partikel in Strömung, Gl. (28), S. 43	1
$\lambda_{P,Stokes}$	Reibungsbeiwert nach Stokes für Partikel in Strömung, Gl. (31), S. 44	1
ν_F	Kinematische Viskosität von Wasser, Gl. (148), S. 198	m^2/s
π	Kreiszahl, $\pi = 3,1415\dots$	1
ρ_F	Dichte von Wasser, Gl. (146), S. 198	kg/m^3
$\bar{\rho}_P$	Mittlere Nassdichte eines Partikelsystems	kg/m^3
ρ_P	Partikelnassdichte (temperaturabhängig)	kg/m^3
$\rho_{P,0}$	Partikelreindichte	kg/m^3
ρ_s	Dichte der Suspension	kg/m^3
σ	Normalspannung (Zug-/Druckspannung)	N/m^2
τ	Schubspannung (N/m^2
$\tau_{0,stat+dyn}$	Dynamische Wandschubspannung in zylindrischen Rohren, Gl. (9), S. 28	N/m^2
$\tau_{0,stat}$	Stationäre Wandschubspannung in zylindrischen Rohren, Gl. (7), S. 27	N/m^2
τ_{stat}	Stationäre Schubspannung in zylindrischen Rohren	N/m^2

$\tau_{\text{stat,turb}}$	Reynolds-Spannungstensor (= turbulente Schubspannung), Gl. (136), S. 194	N/m^2
$\omega_{\text{P,lam}}$	Partikelrotationsgeschwindigkeit in laminarer Strömung, Gl. (35), S. 44	s^{-1}
$\omega_{\text{P,r,turb}}$	Partikelrotationsgeschwindigkeit in turbulenter Strömung, Gl. (36), S. 44	s^{-1}
Ψ	Sphärizität eines Partikels nach Wadell, Gl. (63), S. 55	1
∇	Laplace-Operator	1

13 Abkürzungen

ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
AFS	Abfiltrierbare Stoffe, S. 218
CFD	Computational fluid dynamics; Numerische Strömungsmechanik
DLVO	Theorie der Stabilität kolloidaler Systeme nach Derjaguin, Landau, Verwey und Overbeek
DOC	Dissolved organic carbon; Gelöster organischer Kohlenstoff, S. 223
DVEM	Diskrete-Volumen-Elemente-Methode, Kapitel 5, S. 96
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches
FNU	Formazine Nephelometric Units (Einheit der Trübung bei Streulichtmessung nach DIN EN ISO 7027)
FTU	Formazine Turbidity Unit (Einheit der Trübung bei Streulichtmessung nach der US-EPA-Methode 180.1)
MID	Magnetisch-induktiver Durchflussmesser
PE	Polyethylen
POC	Partikulärer organischer Kohlenstoff, S. 223
PSM	Particle Sediment Model, Ryan et al. (2008)
PTFE	Polytetrafluorethylen
PVC	Polyvinylchlorid
RANS	Reynolds-averaged Navier-Stokes equations, dt. Reynolds-gemittelte Navier-Stokes-Gleichungen
TOC	Total organic carbon; Gesamter organischer Kohlenstoff, S. 223
TS	Trockensubstanz, S. 218
US EPA	U.S. Environmental Protection Agency (Umweltschutzbehörde der Vereinigten Staaten)

14 Anhang

14.1 Durchführung einer systematischen Wasserspülung

Das Ziel einer Wasserspülung ist es, mit den zur Verfügung stehenden hydraulischen Kapazitäten des Verteilungsnetzes eine effektive Reinigung ausgewählter Rohrstränge zu erreichen. In einem Spülplan wird eine Abfolge von Spülschritten definiert, um die geforderten Rohrstränge *mit klarer Wasserfront* zu spülen. Dabei sollen die Auswirkungen der Spülung auf das Verteilungsnetz in Form von unkontrollierten Trübwasserereignissen minimiert werden. Es wird nachfolgend gezeigt, wie die Methode des *Spülens mit klarer Wasserfront* (EPA, 2005) funktioniert.

In Bild 77 wird für ein kleines Verteilungssystem ein Spülplan mit vier Spülungen skizziert.

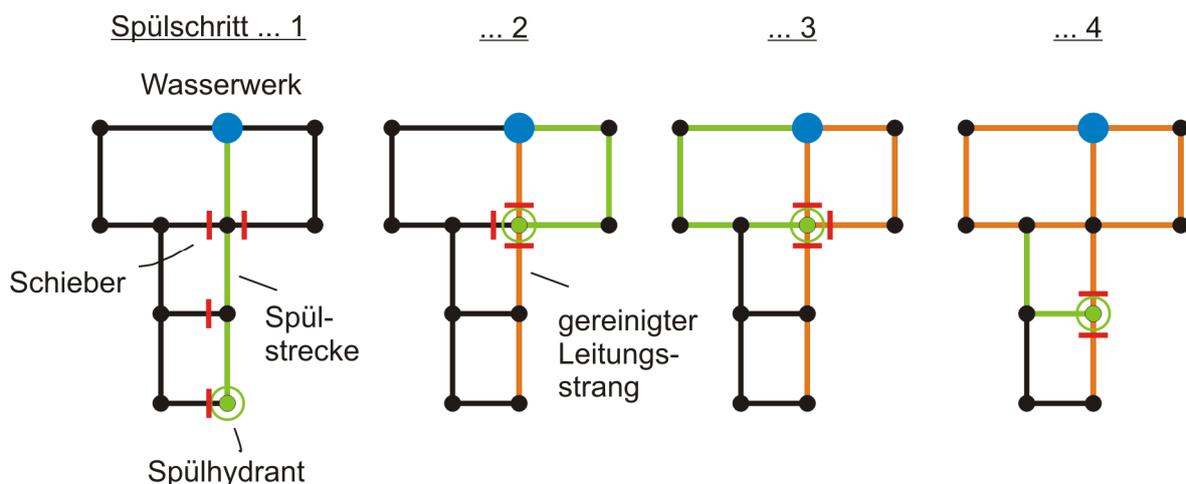


Bild 77. Schema für die Spülung eines Trinkwasserverteilungsnetzes mit klarer Wasserfront. Blauer Punkt: Netzeinspeisung (hier: Wasserwerk). Grüne Linie: Spülstrecke. Orangene Linien: Bereits gereinigte (saubere) Leitungen. Rote kurze Striche: Für Spülung geschlossene Schieber. Grüner Punkt mit Kreis: Spülhydrant.

Die Spülung beginnt im Spülschritt 1 am Wasserwerk. Alternativ können auch Hochbehälter als Spülwasserquelle dienen.

Im ersten Spülschritt wird der grün markierte Rohrstrang durch die rot markierten Schieber hydraulisch von störenden Einflüssen anderer Leitungen getrennt und dann mit Wasser aus dem Wasserwerk über den Hydranten gespült. Das Spülwasser kann auf dem Weg vom Wasserwerk zum Hydranten also nur die geplante Spülstrecke

passieren. Die Versorgung der Konsumenten mit Trinkwasser während der Arbeiten im Netz ist gewährleistet. Trübwasserereignisse und Druckschwankungen können jedoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

Die Auswahl und Länge des Spülstranges im Spülschritt erfolgt u. a. durch die Position der verfügbaren Hydranten und Schieber im Verteilungsnetz sowie die theoretischen hydraulischen Kapazitäten der Rohrleitungen. Eine Spülstrecke, die z. B. aus Leitungsabschnitten DN100 und DN65 zusammengesetzt wird, kann nicht erfolgreich gespült werden. Auch ist ein DN50-Hydrant für die Spülung einer DN80-Leitung nicht geeignet. Sinnvoll ist es meist, zuerst durchmesserstarke Leitungen zu spülen, gegebenenfalls mit zwei aufeinander folgenden gleichzeitig geöffneten Spülhydranten. Auch wenn der Reinigungserfolg eventuell nicht gegeben sein sollte, wird damit zumindest die Aufwirbelung und Verschleppung von Ablagerungen in dieser Leitung in nachfolgenden Spülschritten verhindert.

Im zweiten und dritten Spülschritt wird ein anderer Spülhydrant verwendet. Einige der in Spülschritt 1 geschlossenen Schieber werden aufgrund der neuen erforderlichen Schieberstellungen wieder geöffnet. Dies ist im Allgemeinen sinnvoll, um die hydraulische Kapazität bereits gereinigter Netzabschnitte, die zwischen Netzeinspeisepunkt und aktuell bearbeiteter Spülstrecke liegen, wieder zu maximieren.

In Spülschritt 4 passiert das Spülwasser ausgehend vom Wasserwerk erst die bereits gereinigten orange markierten Netzbereiche. Dort können keine Ablagerungen mehr aufgewirbelt werden. Durch das Spülen, beginnend am sauberen Abschnitt des Versorgungssystems, üblicherweise am Wasserwerk, und schrittweises Durcharbeiten in äußere bzw. verschmutzte Netzbereiche, wird die Verschleppung von Ablagerungen aus verschmutzten in saubere bzw. bereits gereinigte Netzbereiche vermieden.

14.2 Überwachung und Protokollierung einer Spülung

Vor Beginn der praktischen Spülarbeiten anhand des Spülplanes müssen Kriterien definiert werden, anhand derer der Spülerfolg und die korrekte Durchführung der Arbeiten durch das ausführende Personal vor Ort nachvollzogen werden kann. Dafür enthält der Spülplan Aussagen

- zum Mindestspülvolumen bzw. zur Spüldauer jedes Spülschrittes,

- dem minimal erforderlichen Spülvolumenstrom jedes Spülschrittes sowie
- eventuell vorhersehbare Besonderheiten im Spülablauf bzw. Spülgesehenen.

Die Ermittlung des Mindestspülvolumens erfolgt anhand der auch bei der Spülplanerstellung verwendeten Rohrnetzdaten. Eine Spülstrecke gemäß Spülplan setzt sich meistens aus unterschiedlich langen Rohrabschnitten verschiedener (geringfügig variierender) Rohrdurchmesser zusammen, wie in Bild 78 skizziert.

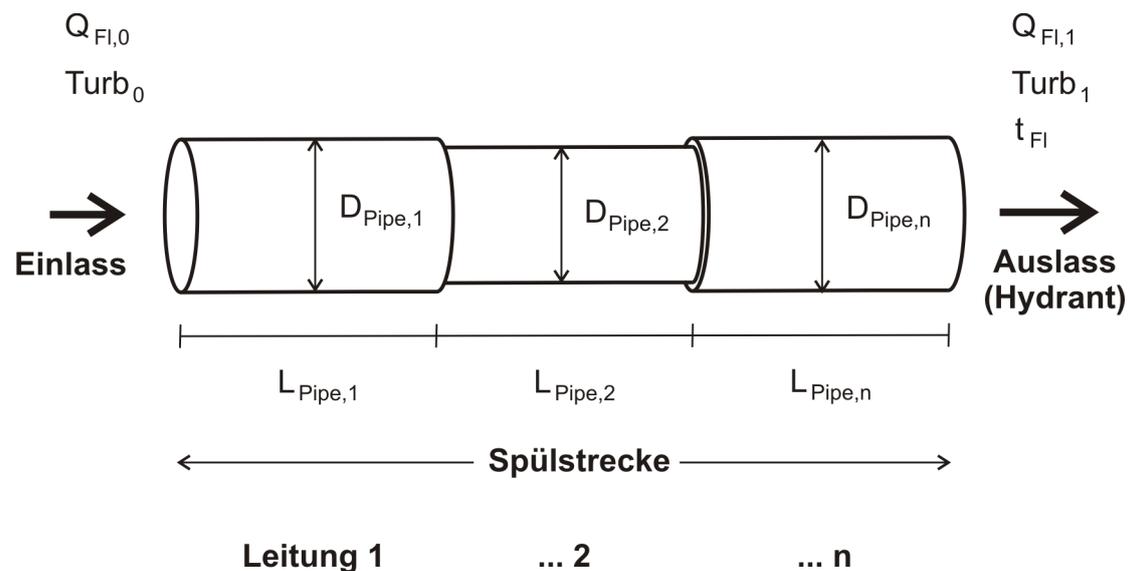


Bild 78. Schema einer Spülstrecke aus mehreren Leitungsabschnitten mit unterschiedlichen Rohrdurchmessern.

Dabei besitzt die Spülstrecke einen Aus- und Einlass sowie am Auslass Messgeräte für die zeitabhängige Durchflussmessung, die kontinuierliche Trübungsmessung, eine Druckmessung sowie eventuell einer Datenspeicherung.

Die Messungen dienen folgendem Zweck:

- *Durchflussmessung*: Vergleich des erforderlichen mit dem tatsächlichen Volumenstrom; Überwachung von Mindestspülvolumen und/oder Mindestspüldauer
- *Kontinuierliche Trübungsmessung*: Überwachung der Trübungswerte des Spülwassers, Erfassung der Menge ausgespülter Ablagerungen sowie Dokumentation der korrekt geschieberten Spülstrecken
- *Datenspeicherung*: Detaillierte Protokollierung der Spülung in kleinen Zeitschritten (z. B. 5 Sekunden) für eventuelle spätere Analysen

- *Druckmessung*: Überwachung des Netzdruckes während der Spülung für die eventuelle Einhaltung eines Mindestdruckes im Netz gemäß DVGW-Arbeitsblatt W 400-1.

Das erforderliche Mindestspülvolumen für einen Spülschritt entspricht dem Rohrvolumen der Spülstrecke, also der Summe der Volumina der einzelnen Rohrabschnitte (vgl. Bild 78) und ist

$$V_{\text{Fl,min}} = \frac{\pi}{4} \cdot \sum_{i=1}^n (D_{\text{Pipe},i}^2 \cdot L_{\text{Pipe},i}) \quad (115)$$

Für die Rohrdurchmesser $D_{\text{Pipe},i}$ der Leitungsabschnitte i ist zu beachten, dass die tatsächlichen inneren (lichten) Rohrdurchmesser anzusetzen sind und nicht die Nennweiten (DN). Für Rohre mit aufgrund von Korrosionsvorgängen verkleinerten Rohrdurchmessern (das betrifft ungeschützte Stahlleitungen und Graugussleitungen) können, sofern vorhanden, die kalibrierten Rohrdurchmesser aus der Rohrnetzrechnung verwendet werden. Mit dem Netzbetreiber bzw. Berechnungsingenieur ist zu klären, ob die hydraulische Kalibrierung des Rohrnetzmodells nur anhand der Rohrrauheiten oder auch mittels der Rohrdurchmesser erfolgte. Mit kalibrierten Durchmessern ist eine höhere Vorhersagegenauigkeit über das erforderliche Mindestspülvolumen bei Stahl- und Graugussleitungen möglich als bei Verwendung der originalen Rohrdurchmesser. Trotzdem ist davon auszugehen, dass es zwischen den theoretisch ermittelten Werten und den Ergebnissen in der Praxis zu merklichen Abweichungen kommen kann. Für nicht-korrodiierende Leitungen kann den Werten aus dem Rohrnetzmodell vertraut werden. Dabei ist ein Vergleich insbesondere der Rohrlängen mit denjenigen aus den meist aktuelleren und genaueren GIS-Plänen sinnvoll, denn Rohrnetzmodelle enthalten im Vergleich zu GIS-Plänen häufig veraltete Daten.

Aus dem berechneten Rohrvolumen kann die Spüldauer bei einem gegebenen Spülvolumenstrom Q_{Fl} ermittelt werden.

$$t_{\text{Fl}} = \frac{V_{\text{Fl,min}}}{Q_{\text{Fl}}} \quad (116)$$

Da der Spülvolumenstrom vor der Spülung nicht bekannt ist, sollte für verschiedene Spülvolumenströme (z. B. 10 m³/h, 20 m³/h usw.) eine tabellarische Auflistung der Spüldauer in der jeweiligen Spülung erfolgen. Damit kann im Feldeinsatz direkt nach

Spülbeginn auf einen Blick abgelesen werden, welche Mindestspüldauer zu erwarten ist.

Nach Erreichen des Mindestspülvolumens bzw. der Mindestspüldauer ist, sofern richtig geschiebert wurde, eine rasche Abnahme der Spülwassertrübung zu erwarten. Zu diesem Zeitpunkt erreicht sauberes Wasser aus den bereits gereinigten Netzbereichen den Spülhydranten. Es wird dann so lange weiter gespült, bis die Trübung unter einen geforderten Zielwert von z. B. 1 FNU (Grenzwert TrinkwV 2001) oder 5 FNU (optische Sichtbarkeit) absinkt.

14.3 Mobile Apparatur zur Protokollierung von Netzspülungen mit klarer Wasserfront

Für die kontinuierliche Messung und Aufzeichnung von Volumenströmen bei Spülungen sowie der Trübung des ausgespülten Wassers wurde eine mobile Apparatur entwickelt, die über einen C-Schlauch (Storz-Kupplung) direkt an den Spülhydranten angeschlossen wird. Die Anlage ist in Bild 79 dargestellt.

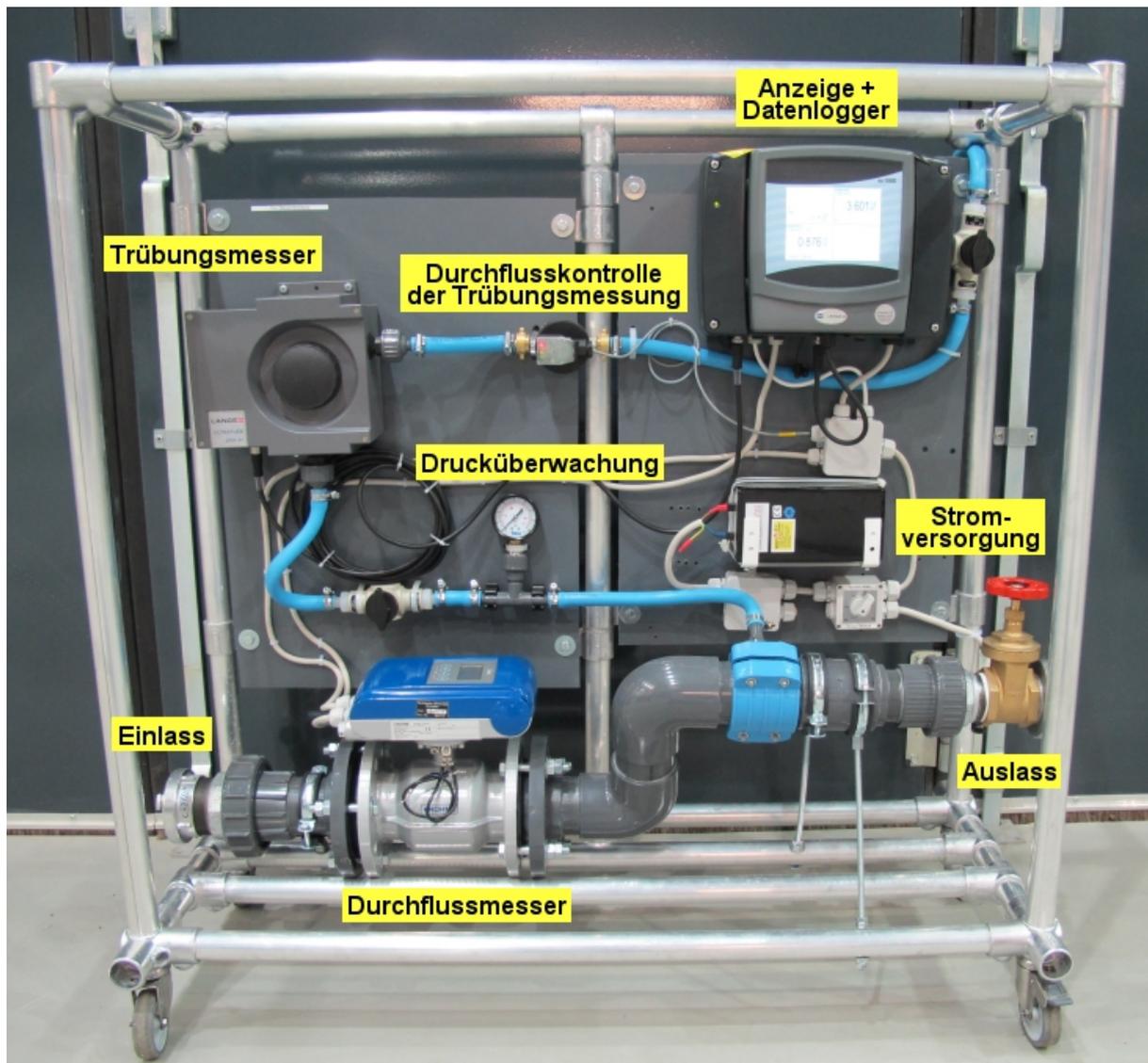


Bild 79. Foto der mobilen Apparatur zum Anschluss an Hydranten zur Trübungs- und Volumenstrommessung während Spülungen.

Das Wasser vom Hydranten durchströmt die Anlage von links nach rechts durch die graue DN65-Rohrleitung in der unteren Bildhälfte und passiert dabei den magnetisch-induktiven Durchflussmesser (MID, Fa. Krohne, Deutschland). Nach der Durchflussmessung zweigt ein Teilstrom zum On-Line-Trübungsmesser ab. Die Überwachung des Teilstroms erfolgt über einen Flügelraddurchflussmesser.

Die Durchflussraten der grauen Hauptleitung sowie des Teilstromes können über Absperrarmaturen am Gerät justiert werden. Die Daten des MID und des Trübungsmessers werden in einem Datenlogger gespeichert und angezeigt. Die Trübungsdaten werden dabei in Fünf-Sekunden-Schritten registriert, die Durchflussdaten in Fünf-Minuten-Schritten. Technische Parameter sind in Tabelle 13 gelistet.

Tabelle 13. Technische Parameter der mobilen Apparatur zur Trübungs- und Volumenstrommessung während Spülungen.

Außenmaße	Breite 110 cm, Tiefe 49 cm, Höhe 112 cm, ca. 50 kg
Systemanschlüsse	C-Kupplungen für Ein- und Auslass
Durchflussmessung	Magnetisch-induktiver Durchflussmesser DN 65, Fa. Krohne, WATERFLUX 3000, Messumformer IFC 100), für 0...100 m ³ /h Durchfluss, Stromversorgung 24 VDC, Signalausgang 4...20 mA
Trübungsmessung	Trübungsmesssonde für 0...1000 FNU Trübung, Fa. Hach-Lange, Stromversorgung und Signalübertragung über zugehörige Anzeigeeinheit SC 1000, Automatische Reinigung mit integriertem Wischersystem, Anschluss über Schlauch ½"
Druckkontrolle	Druckmanometer
Durchflusskontrolle für Trübungsmessung	Durchflussmessgerät DFM-Ms-AN, Fa. Biotech, Messprinzip Turbine, für 0,5...50 L/min, Signalausgang 4...20 mA, Anschluss über Schlauch ½", Stromversorgung 24 VDC
Datenlogger + Anzeige	Gerät SC 1000, Fa. Hach-Lange, Datenlogger + Anzeige, Stromversorgung 24 VDC, Eingangssignale 4...20 mA und digital
Stromversorgung	Akku, 24 VDC, 10 Ah, mit Überlastschutz

14.4 Methodik zur Lokalisierung von Ablagerungen

Werden während einer Spülung mit klarer Wasserfront (Anhang 14.1) Proben an einem Hydranten entnommen, sind diese auf der Spülstrecke lokalisierbar. Durch das Öffnen eines Spülhydranten können aufgrund erhöhter Volumenströme partikuläre lockere Ablagerungen an der Rohrwand mobilisiert, in den bewegten Wasserkörper suspendiert und mit der Strömung zum Spülhydranten transportiert werden. Dort werden diese aus dem Netz ausgetragen.

Mittels Massenbilanz der in einem Rohrabschnitt eingetragenen und ausgetragenen Trübstoffe, wird die Menge mobilisierter Ablagerungen ermittelt. Dies wird anhand einer Rohrleitung in Bild 80 dargestellt.

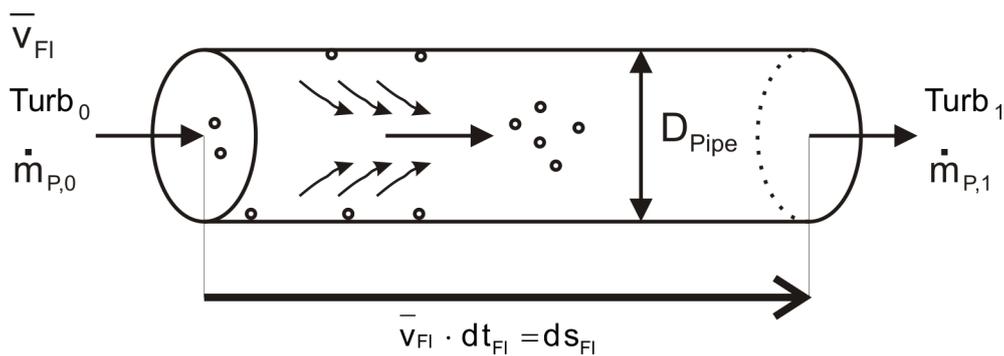


Bild 80. Eintrag und Austrag von partikulärem Material in einem Rohrstrang

Der Transport von partikulärem Material, beschrieben als Trübung $Turb$ bzw. Massenstrom \dot{m}_P , korrespondiert im täglichen Betrieb mit dem Volumenstrom Q in der Rohrleitung. Durch einen erhöhten Volumenstrom Q_{FI} im Rahmen einer Spülung erhöht sich die am Leitungseingang eingetragene Trübung $Turb_0$ um einen in der Leitung mobilisierten Teil der Ablagerungen auf $Turb_1$. Der Transport folgt dabei den Gesetzmäßigkeiten der Rohrhydraulik. Vier Vereinfachungen werden eingeführt:

- Die Mobilisierung der Ablagerungen erfolgt augenblicklich mit dem Einsetzen des Spülvolumenstromes. Eine Sedimentation von aufgewirbelten Ablagerungen tritt aufgrund der hohen Volumenströme und der kurzen Spüldauer (meist kleiner 30 Minuten) nicht ein.
- Da hohe Volumenströme bei Rohrleitungsspülungen meist turbulente Strömungsbedingungen verursachen, wird in der Analyse der Trübungsmessdaten von einer vollständig durchmischten Zwei-Phasen-Strömung (Wasser und Feststoff) ausgegangen. Im Strömungsquerschnitt wird eine gleichmäßige Konzentration suspendierter Partikel angenommen.
- Turbulente Strömung zeichnet sich im Vergleich zu laminarer Strömung durch ein flaches Strömungsprofil im Fließquerschnitt aus. Der Feststofftransport erfolgt überwiegend advektiv und wird als Pfropfenströmung beschrieben. Eine eindimensionale Betrachtung ist sinnvoll.
- Die Wasserentnahme durch Verbraucher an der Spülstrecke ist gering im Vergleich zum hohen Spüldurchfluss, so dass der Spülvolumenstrom konstant über die Spülstrecke ist.

Die Massenbilanz der Menge suspendierter und abgelagerter Feststoffe in der Leitung während der Spülung lautet dann

$$0 = \text{Eintrag} - \text{Austrag} + \Delta \text{ Sediment.} \quad (117)$$

Δ Sediment bezeichnet hierbei alle Prozesse der Bildung und Mobilisierung von Ablagerungen innerhalb der Leitung. Nicht berücksichtigt wird hier der Eintrag von partikulärem Material in den Leitungsstrang während der Spülung. Unter der Bedingung, dass der dem Spülstrang hydraulisch vorgelagerte Netzabschnitt bereits gereinigt wurde, liegt die Trübung am Einlass des Spülstranges sehr niedrig im Vergleich zu der durch mobilisierte Ablagerungen verursachten Trübung im Spülstrang und kann vernachlässigt werden. Ebenso kann die Ablagerungsbildung während der Spülung (enthalten in Δ Sediment) vernachlässigt werden, so dass sich Gl. (117) reduziert zu

$$\text{Mobilisierung} = \text{Austrag} \quad (118)$$

Die Trübung am Spülhydranten entspricht der Menge mobilisierter Ablagerungen. Mit dem Weg-Zeit-Gesetz kann nun bestimmt werden, welche Wegstrecke das nach der Spüldauer t_{FI} am Hydranten analysierte Spülwasser in der Rohrleitung zurückgelegt hat.

$$\bar{v}_{FI} \cdot dt_{FI} = ds_{FI} \quad (119)$$

Die Auflösung der Gleichung ergibt bei Annahme einer über die Spüldauer konstanten mittleren Strömungsgeschwindigkeit \bar{v}_{FI}

$$s_{FI}(t_{FI}) = \bar{v}_{FI} \cdot t_{FI}. \quad (120)$$

Nach der Spülzeit t_{FI} ausgetragenes Trübwasser resultiert somit aus Ablagerungen, die in der Rohrstrecke in der Entfernung s_{FI} zum Hydranten entfernt mobilisiert worden sind.

Für diese Berechnung müssen der Innendurchmesser der Rohrleitung D_{Pipe} bekannt sein sowie der Spülvolumenstrom Q_{FI} und die über die Spülzeit ausgetragene Feststoffmenge. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit \bar{v}_{FI} berechnet sich aus dem gemessenen Spüldurchfluss Q_{FI} und dem Rohrinndurchmesser D_{Pipe} :

$$\bar{v}_{Fl} = \frac{4 \cdot Q_{Fl}}{\pi \cdot D_{Pipe}^2} \quad (121)$$

Wie in Anhang 14.2, S. 181, erläutert wird, beinhaltet eine umfassende Rohrleitungsspülung eine Durchflussmessung, z. B. mittels MID, und eine indirekte Erfassung der Feststoffkonzentration mittels Trübungsmessung. Diskontinuierliche Trübungsmesswerte $Turb$ müssen daher in die Massenkonzentration suspendierter Feststoffe $c_{P,T}$ (in kg/m^3) umgerechnet werden:

$$c_{P,T} = TS = Turb \cdot X_{Turb,TS} \quad (122)$$

$X_{Turb,TS}$ ist der empirische Verhältnisparameter für die Umrechnung der Trübung in Feststoffkonzentrationen bzw. Trockensubstanzen nach Gl. (5), S. 23. Die Feststoffkonzentration entspricht dabei der Trockensubstanz TS. Beide werden in der Einheit kg/m^3 bzw. Masse/Volumen angegeben.

Die mobilisierte Ablagerungsmasse $m_{P,mob}$ (in kg/m) am ursprünglichen Ablagerungsort s_{Fl} ist des Weiteren vom Rohrdurchmesser abhängig

$$m_{P,mob} = \frac{c_{P,T} \cdot Q_{Fl} \cdot \Delta t}{\frac{Q_{Fl}}{A_{Pipe}} \cdot \Delta t} = c_{P,T} \cdot A_{Pipe} \quad (123)$$

Dabei wird berücksichtigt, dass aufgrund der diskreten Probennahme ein Messpunkt der Trübungsmessung mit dem Messintervall Δt für die Rohrstrecke

$$\Delta L_{Pipe} = \Delta t \cdot \bar{v}_{Fl} \quad (124)$$

gilt und für diese Rohrstrecke ein gleichmäßiges Ablagerungsniveau $m_{P,mob}$ in kg/m angenommen wird. Normiert auf die Rohroberfläche beträgt die Ablagerungsmenge

$$m_{P,mob}^* = \frac{m_{P,mob}}{\pi \cdot D_{Pipe}} \quad (125)$$

Alternativ zur Beprobung des Verteilungsnetzes kann die anhand der hydraulischen Bedingungen, Netzstruktur und Partikelquellen erwartete Ablagerungsbildung mit einem dynamischen Wassergütemodell berechnet werden. Dieser Arbeitsschritt ist eine wichtige Hilfe für das Verständnis des jeweils betrachteten Verteilungsnetzes

und zur Erstellung optimierter Spülpläne bzw. Probennahmeszenarien. Netzuntersuchungen können dadurch jedoch nicht vollständig ersetzt werden.

14.5 Methodik zur Ermittlung der Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung

Die Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung in einer Leitung kann ermittelt werden, indem diese in einem definierten Zeitabstand, z. B. von 6 Monate, zweimal gespült wird. In der Erstspülung wird die Leitung gereinigt und in der Zweitspülung wird die Menge der nach der Erstspülung gebildeten Ablagerungen ermittelt.

Für die Berechnung der Geschwindigkeit der Ablagerungsbildung wird angenommen, dass die Ablagerungsbildung im Untersuchungszeitraum mit konstanter Geschwindigkeit voranschreitet:

$$\frac{d m_p^*}{d t} = r_{sed}^* \quad (126)$$

Die Änderung der auf die Rohroberfläche normierten Ablagerungsmasse m_p^* über die Zeit t ist abhängig von der auf die Rohroberfläche normierten Bildungsgeschwindigkeit r_{sed}^* . Für den Betrachter der Ablagerungsbildung in einer Rohrleitung verliert Gl. (126) ihre Gültigkeit, wenn die Ablagerungsbildung in dieser Leitung bereits nach kürzerer Zeit als dem Betrachtungszeitraum (z. B. die genannten 6 Monate) abgeschlossen ist.

14.6 Beprobung von Wasserwerken auf Partikeleinträge

Am Wasserwerk werden Proben genommen, um den Eintrag suspendierter Partikel bzw. Feststoffe in das Trinkwasserverteilungsnetz zu bilanzieren und diesen Partikeleintragspfad zu beschreiben. Als Probennahmepunkte haben sich Zapfstellen nach Reinwasserpumpen bewährt, die direkt ins Netz fördern, da das Trinkwasser vor der Entnahme gut durchmischt wird und keine weitere Veränderung in der Wassergüte, z. B. durch Abscheidungsvorgänge in nachfolgenden Reinwasserbehältern, mehr auftritt.

In Bild 81 ist die Konfiguration für die Partikelzählung in einem Wasserwerk dargestellt.

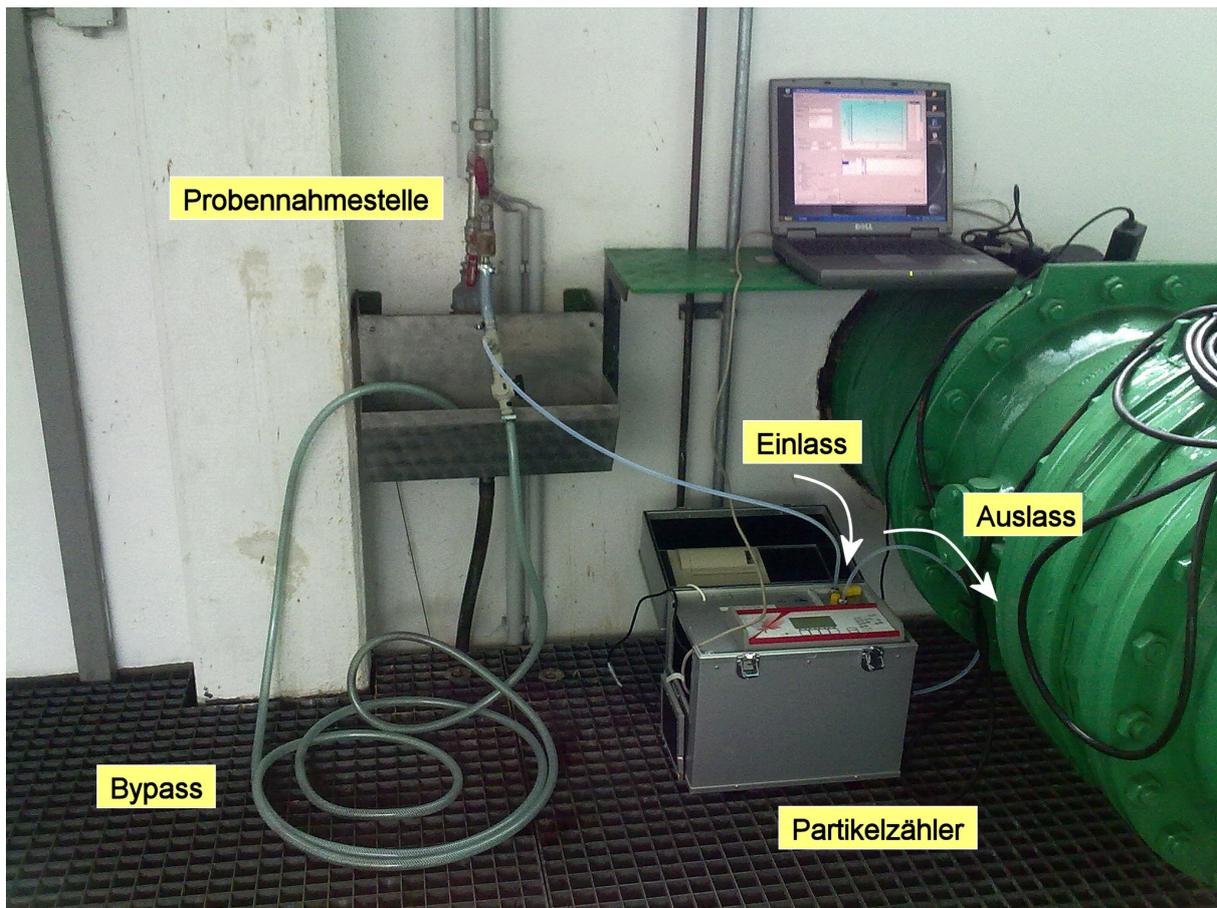


Bild 81. Partikelzähler „Abakus Mobil Fluid“ an einer Probennahmestelle in einem Wasserwerk

Durch einen Bypass wird kontinuierlich ein Volumenstrom von ca. 0,5 L/min Wasser an der Probennahmestelle abgeschlagen. Der Partikelzähler zieht aus diesem Volumenstrom in konfigurierbaren Zeitabständen mittels integrierter Kolbenhubpumpe 10-mL-Proben und detektiert die enthaltenen Partikel. Das Verfahrensprinzip der Partikelzählung und die Auswertung von Partikelgrößenmessungen gemäß DIN ISO 9276-1 werden in Abschnitt 14.12.4, S. 218, erläutert.

14.7 Hydraulische Bedingungen in Rohrleitungen

14.7.1 Laminare Rohrströmungen

Ein inkompressibles, quaderförmiges Flüssigkeitsvolumen („Kontrollvolumen“) der Masse

$$dm = \rho_F \cdot dV \quad (127)$$

bewegt sich aufgrund einwirkender Kräfte und die Kräftebilanz ist nach Bolirich (2000)

$$\underbrace{\sum \vec{F}}_{\text{Einwirkende Kräfte}} - \underbrace{m \cdot \frac{d\vec{v}}{dt}}_{\text{Trägheitskraft}} = 0. \quad (128)$$

Verschiedene, je nach Situation zu definierende Kräfte F stehen mit der Trägheitskraft im Gleichgewicht. Die Trägheitskraft wirkt der Änderung des Bewegungszustandes des Flüssigkeitsvolumens entgegen. Für die Bewegung gilt, dass Masse, Impuls und Energie erhalten bleiben.

Dabei besagt der Massenerhaltungssatz für inkompressible Flüssigkeiten, dass sich die Änderung der Masse eines Kontrollvolumens über die Zeit aus der Differenz von einströmenden und ausströmenden Massenströmen (Oertel jr. et al., 2011) ergibt.

$$\frac{1}{r} \cdot \left(\frac{\partial r \cdot v_r}{\partial r} + \frac{\partial v_\varphi}{d\varphi} \right) + \frac{\partial v_z}{\partial z} = 0. \quad (129)$$

Unter stationären Bedingungen gilt bei eindimensionaler Betrachtung der Kontinuitätsbedingung in Rohrleitungen für inkompressible Fluide

$$Q = \bar{v} \cdot A_{\text{Pipe}} \quad (130)$$

mit dem Volumenstrom Q , der mittleren Strömungsgeschwindigkeit \bar{v} (in z-Richtung) und dem Strömungsquerschnitt bzw. der Rohrquerschnittsfläche

$$A_{\text{Pipe}} = \frac{\pi}{4} \cdot D_{\text{Pipe}}^2 \quad (131)$$

Als mittlere Strömungsgeschwindigkeit wird die über den Rohr- bzw. Strömungsquerschnitt gemittelte Fluid-Geschwindigkeit bezeichnet. Diese ergibt sich aus der Integration des Geschwindigkeitsprofils im Strömungs- bzw. Rohrquerschnitt (Bollrich, 2000).

Die Bewegung des Kontrollvolumens wird durch die Navier-Stokes-Gleichungen als Impulserhaltungsgleichung, hier für inkompressible Flüssigkeiten in vektorieller Schreibweise, abgebildet (Quelle unbekannt).

$$\underbrace{\frac{\partial \vec{v}}{\partial t} + \vec{v} \cdot \nabla \vec{v}}_{\text{Lokale und konvektive Beschleunigung}} = - \underbrace{\frac{1}{\rho_F} \cdot \nabla p}_{\text{Druckkraft}} + \underbrace{\nu_F \cdot \nabla^2 \cdot \vec{v}}_{\text{Reibungskraft}} + \underbrace{\frac{\mathbf{g}}{\rho_F}}_{\text{weitere Volumenkräfte (z. B. Gewichtskraft)}} \quad (132)$$

∇ ist der Laplace-Operator. Als Impuls wird die „Bewegungsmenge“ eines Körpers bezeichnet, ausgedrückt als Produkt aus Masse und Geschwindigkeit (Müller et al., 2001). Dieser Impuls ändert sich durch Kräfte. Während die Druckkraft von außen über die Begrenzungsflächen auf das Kontrollvolumen wirkt, greifen Massekräfte (z. B. die Gravitationskraft) am Schwerpunkt des Kontrollvolumens an. Die Reibungskraft wirkt an den Oberflächen des Kontrollvolumens in Abhängigkeit von der Fluidviskosität.

Mit den Navier-Stokes-Gleichungen können laminare Strömungen exakt beschrieben werden. Da eine allgemeine Lösung für das Gleichungssystem für viele Problemstellungen bisher nicht existiert, werden rechnergestützte Lösungsverfahren (= Näherungsverfahren) eingesetzt (Bollrich, 2000), die allgemein als „computational fluid dynamics“ (Abk. CFD, dt. Numerische Strömungsmechanik) bezeichnet werden. Eine im Rahmen dieser Arbeit verwendete CFD-Software ist „Comsol Multiphysics“ von der Fa. Comsol (Comsol, 2012).

14.7.2 Turbulente Rohrströmungen

Die Energieumwandlung in turbulent bewegten Fluiden bedingt eine sehr hohe räumliche und zeitliche Auflösung zur Beschreibung der Wirbel- bzw. Turbulenzballenbildung (Bollrich, 2000). Für die Beschreibung turbulenter

Strömungen werden die aus den Navier-Stokes-Gleichungen abgeleiteten Reynolds-Gleichungen (engl. Reynolds-averaged Navier-Stokes equations, Abk. RANS) verwendet.

Turbulente Strömungsbedingungen werden bei konstantem Volumenstrom aufgrund der über die Zeit um einen Mittelwert schwankenden hydraulischen Parameter als *quasi-stationär* betrachtet (Oertel jr. et al., 2011). Der in Gl. (14) beschriebene Vektor für die Strömungsgeschwindigkeit erweitert sich z. B. zu

$$\vec{v}(r, \varphi, z, t) = \overline{\vec{v}}(r, \varphi, z) + \vec{v}^*(r, \varphi, z, t) \quad (133)$$

mit der Schwankungskomponente $\vec{v}^*(r, \varphi, z, t)$ über die Zeit t .

Die Änderung der Masse eines Kontrollvolumens über die Zeit ist dann

$$\frac{1}{r} \cdot \left(\frac{\partial r \cdot \bar{v}_r}{\partial r} + \frac{\partial \bar{v}_\varphi}{d\varphi} \right) + \frac{\partial \bar{v}_z}{\partial z} = 0. \quad (134)$$

Die Navier-Stokes-Gleichungen für inkompressible Flüssigkeiten beschreiben in der Erweiterung als Reynolds-Gleichungen neben der zeitlich gemittelten Geschwindigkeit und dem Druck auch die Schwankungen dieser Parameter:

$$\underbrace{\rho_F \cdot \frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \rho_F \cdot \bar{v} \cdot \nabla \bar{v}}_{\text{Lokale und konvektive Beschleunigung}} = \underbrace{-\nabla \bar{p}}_{\text{Druckkraft}} + \underbrace{\eta_F \cdot \nabla^2 \bar{v}}_{\text{Reibung}} + \underbrace{\rho_F \cdot \mathbf{g}}_{\text{weitere Volumenkräfte (z. B. Gewichtskraft)}} + \underbrace{\nabla \tau_{\text{stat,turb}}}_{\text{Reynolds-Spannungstensor}} \quad (135)$$

Der Reynolds-Spannungstensor

$$\tau_{\text{stat,turb}} = -\rho_F \cdot \overline{v' \cdot v'} \quad (136)$$

beschreibt hierbei die turbulenzbedingten zusätzlichen Schubspannungsanteile (Bild 82).

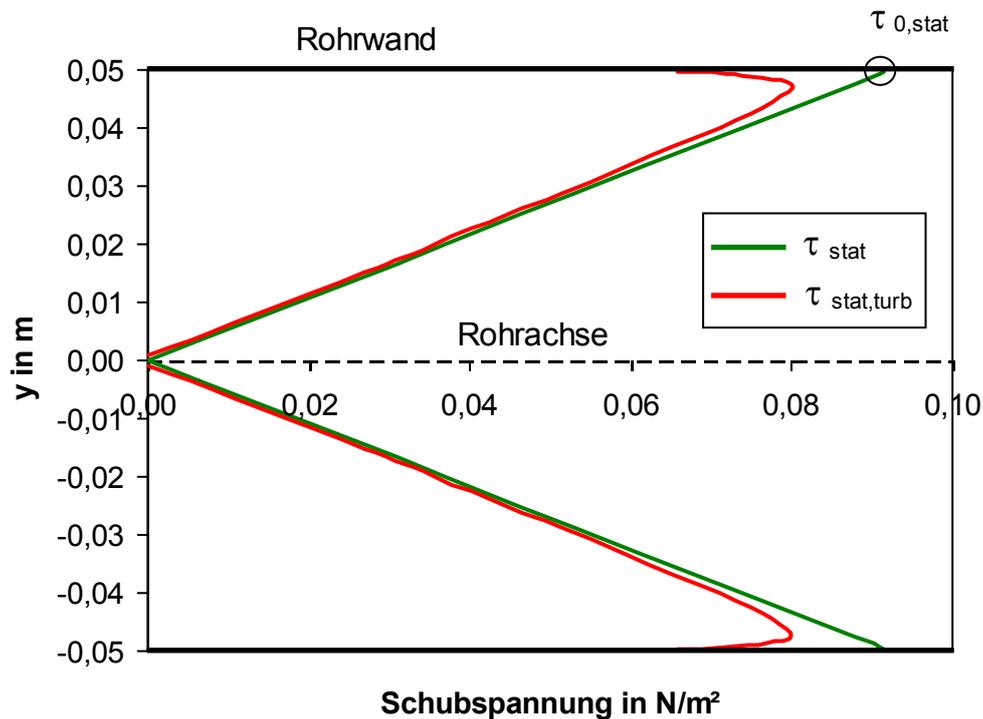


Bild 82. Schubspannungsanteile in turbulenter Strömung. τ_{stat} = gesamte stationäre Schubspannung, $\tau_{\text{stat,turb}}$ = stationäre turbulente Schubspannungsanteile, $\tau_{0,\text{stat}}$ = stationäre Wandschubspannung

Diese Scheranteile werden auch als „turbulente Schubspannung“ bezeichnet und haben ihr Minimum auf der Rohrachse und das Maximum in der Nähe der Rohrwand. Nahe an der Rohrwand sinkt die turbulente Schubspannung schnell ab.

Mit diesem statistischen Ansatz wird eine detaillierte zeitliche und räumliche (und damit numerisch rechenaufwändige) Auflösung der turbulenten Strömung vermieden. Die numerische Auflösung der Reynolds-Gleichungen erfordert durch den Reynolds-Spannungstensor jedoch zusätzliche Gleichungen bzw. Gleichungssysteme, bezeichnet als *Turbulenzmodelle*, die den Reynolds-Spannungstensor (turbulente Schubspannung) beschreiben bzw. die äquivalente turbulente Viskosität η_{turb} (Oertel jr. et al., 2011). Dadurch wird das System der Reynolds-Gleichungen geschlossen.

In Comsol Multiphysics (Comsol, 2012) wird dafür das „AKN low-Reynolds number K- ϵ model“ (dt. Niedrig-Reynoldszahl-K- ϵ -Modell nach Abe, Kondoh und Nagano) für kompressible Fluide bereitgestellt. Die Gleichungen befinden sich im Anhang 14.9, S. 199. Es handelt sich um ein Zwei-Gleichungen-Turbulenz-Modell, welches isotrope turbulente Strömungen voraussetzt (Oertel jr. et al., 2011). Im Vergleich zum Standard-K- ϵ -Modell wird mit geeigneten Wandfunktionen versucht, die turbulenten hydraulischen Bedingungen an der Rohrwand besser abzubilden.

14.7.3 Strömungsprofil und Druckverluste

Laminare und turbulente Strömung unterscheiden sich in der Ausbildung des Strömungsprofils in zylindrischen Rohrleitungen. In laminarer Strömung bildet sich im dreidimensionalen Raum ein Geschwindigkeitsprofil mit der Form eines Rotationsparaboloids aus. Aufgrund der Axialsymmetrie kann eine vereinfachte Betrachtung für zwei Dimensionen erfolgen. Exemplarisch ergibt sich die lokale Geschwindigkeitsverteilung $v(r)$ in Abhängigkeit vom radialen Abstand r zur Rohrachse als

$$v(r) = v_{\max} \cdot \left(1 - \frac{r^2}{R_{\text{Pipe}}^2}\right) \quad (137)$$

mit dem Rohrradius R_{Pipe} und der maximalen Strömungsgeschwindigkeit im Rohrquerschnitt v_{\max}

$$v_{\max} = 2 \cdot \bar{v} \quad (138)$$

In turbulenter Strömung beeinflussen stochastisch auftretende Turbulenz-Wirbel verschiedener Größenordnungen die Strömung. Über eine ausreichend lange Zeitdauer lässt sich ein zwei-dimensionales Geschwindigkeitsprofil auf der x-y-Ebene mitteln (Bohl, 2001)

$$\frac{v(y)}{v_{\max}} = \left(1 - \frac{|y|}{R_{\text{Pipe}}}\right)^{1/k_1} \quad (139)$$

mit der maximalen Strömungsgeschwindigkeit im Rohrquerschnitt v_{\max} , der absoluten radialen Entfernung zur Rohrachse $|r|$, dem Rohrradius R_{Pipe} und dem Exponenten k_1 . Eine Abschätzung von k_1 ist nach Bohl (2001)

$$k_1 = \frac{1}{\sqrt{\lambda}} \quad (140)$$

und die maximale Strömungsgeschwindigkeit ist

$$\bar{v} = v_{\max} \cdot \frac{2 \cdot k_1^2}{(k_1 + 1) \cdot (2 \cdot k_1 + 1)} \quad (141)$$

λ (lamda) ist der Reibungsbeiwert nach Darcy für glatte und raue Leitungen, der iterativ mit der Gleichung nach Colebrook–White berechnet werden kann:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \cdot \lg \left[\frac{2,51}{\text{Re} \cdot \sqrt{\lambda}} + \frac{k_{\text{rel}}}{D_{\text{Pipe}}} \cdot 0,269 \right] \quad (142)$$

Hier ist \lg der dekadische Logarithmus und k_{rel} die relative Rauheit der Rohroberfläche

$$k_{\text{rel}} = \frac{k_{\text{abs}}}{D_{\text{Pipe}}} \quad (143)$$

mit der absoluten Rauheit k_{abs} . In Tabellenwerken der Hydraulik, z. B. bei Bolirich (2000) sind Werte für k_{abs} („absolute Sandrauheit“) hinterlegt.

Der Druckverlust in einem Rohrabschnitt ist nach Darcy und Weisbach

$$h_v = \lambda \cdot \frac{L_{\text{Pipe}}}{D_{\text{Pipe}}} \cdot \frac{\bar{v}^2}{2 \cdot g} \quad (144)$$

mit dem Reibungsbeiwert λ nach Darcy, Rohrabschnittslänge L_{Pipe} und Rohrrinnendurchmesser D_{Pipe} sowie mittlerer Strömungsgeschwindigkeit \bar{v} und Erdbeschleunigung g . Das Energieliniengefälle ist dann

$$I_E = \frac{h_v}{L_{\text{Pipe}}} \quad (145)$$

mit der Einheit m/m.

14.8 Zustandsgleichungen für Wasser

Für die Berechnung der Dichte und Viskosität von Wasser bei verschiedenen Temperaturen können die nachfolgenden empirischen Gleichungen verwendet werden.

Dichte

Interpolation tabellierter Werte aus Bollrich (2000)

$$\rho_F = 0,000016945 \cdot T^3 - 0,0061151 \cdot T^2 + 0,02697 \cdot T + 999,96 \quad (146)$$

Dynamische Viskosität

Die Viskosität von Wasser ist neben dem Druck insbesondere von der Wassertemperatur T in °C abhängig (Bollrich, 2000).

Interpolation von Tabellenwerten durch Lerch (2008)

$$\eta_F = (17,9098 - 0,6003 \cdot T + 0,01299 \cdot T^2 - 0,000134 \cdot T^3) \cdot 0,0001 \quad (147)$$

Kinematische Viskosität

aus Bollrich (2000)

$$v_F = \frac{\eta_F}{\rho_F} \quad (148)$$

14.9 AKN low-Reynolds number K-ε model

Dieser Abschnitt enthält die wesentlichen Gleichungen (Comsol, 2012) des AKN low-Reynolds number K-ε model, welches in Comsol Multiphysics, Version 4.3, Verwendung findet. Die turbulente Viskosität ist demnach

$$\eta_{\text{turb}} = \rho_F \cdot f_\eta \cdot C_\eta \cdot \frac{K^2}{\varepsilon}. \quad (149)$$

mit der in Experimenten bestimmten dimensionslosen Konstante $C_\eta = 0,09$ sowie dem Parameter f_η . Die Turbulenzenergie ist (Patel, 1985)

$$K = \frac{1}{2} \cdot (\overline{v_x^2} + \overline{v_y^2} + \overline{v_z^2}). \quad (150)$$

Transportgleichungen beschreiben die auftretende kinetische Turbulenzenergie K und deren Dissipationsgeschwindigkeit ε, wobei durch empirische Funktionen der Einfluss der Rohrwand auf die Turbulenzparameter K und ε berücksichtigt wird. (Comsol, 2012) Die Entwicklung der Turbulenzenergie ist demnach

$$\rho_F \cdot \frac{\partial K}{\partial t} + \rho_F \cdot \mathbf{v} \cdot \nabla K = \nabla \cdot \left(\left(\eta_F + \frac{\eta_{\text{turb}}}{\sigma_K} \right) \cdot \nabla K \right) + P_K - \rho_F \cdot \varepsilon. \quad (151)$$

Die darin enthaltene Turbulenzproduktion P_K ist

$$P_K = \eta_{\text{turb}} \cdot \left(\nabla \mathbf{v} : (\nabla \mathbf{v} + (\nabla \mathbf{v})^{\text{turb}}) - \frac{2}{3} \cdot (\nabla \cdot \mathbf{v})^2 \right) - \frac{2}{3} \cdot \rho_F \cdot K \cdot \nabla \cdot \mathbf{v}. \quad (152)$$

Die Entwicklung der Dissipationsgeschwindigkeit ε ist

$$\rho_F \cdot \frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \rho_F \cdot \mathbf{v} \cdot \nabla \varepsilon = \nabla \cdot \left(\left(\eta_F + \frac{\eta_{\text{turb}}}{\sigma_\varepsilon} \right) \cdot \nabla \varepsilon \right) + C_{\varepsilon 1} \cdot \frac{\varepsilon}{K} \cdot P_K - f_\varepsilon \cdot C_{\varepsilon 2} \cdot \rho_F \cdot \frac{\varepsilon^2}{K}, \quad (153)$$

mit den Modellkonstanten $\sigma_K = 1,0$, $C_{\varepsilon 1} = 1,5$, $C_{\varepsilon 2} = 1,9$ und $\sigma_\varepsilon = 1,3$. Für die mathematische Beschreibung der Parameter f_η und f_ε siehe Comsol (2012).

Im Vergleich zum klassischen K-ε-Modell werden die Strömungsbedingungen an der Rohrwand als

- frei von Turbulenzenergie: $K = 0 \text{ m}^2/\text{s}^2$,
- frei von turbulenter Dissipation: $\partial\varepsilon/\partial r = 0 \text{ m}^2/\text{s}^3$ sowie mit der
- Strömungsgeschwindigkeit: $\vec{v} = 0 \text{ m/s}$

definiert (Comsol, 2012; Oertel jr. et al. (2011)). Aufgrund der nach Oertel jr. et al. (2011) hohen Gradienten für Turbulenzenergie K und Dissipation ε muss an der Rohrwand bei der numerischen Simulation, z. B. mit Comsol Multiphysics, eine hohe räumliche Auflösung (also eine feine räumliche Diskretisierung) eingesetzt werden.

14.10 Technische Details zu den Kreislaufanlagen

Fließschema

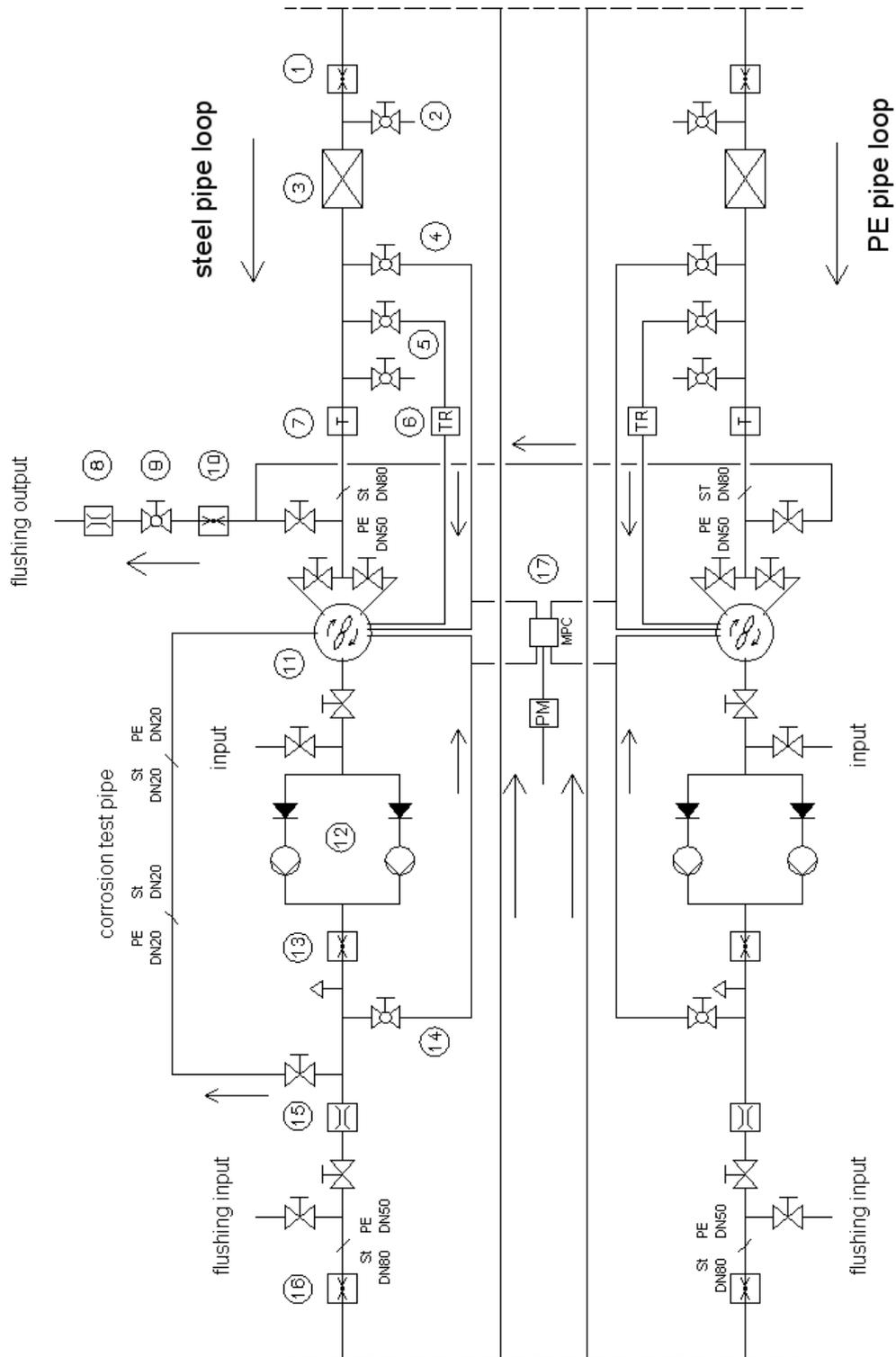


Bild 83. Technisches Schema der Mess-/Steuerstrecke

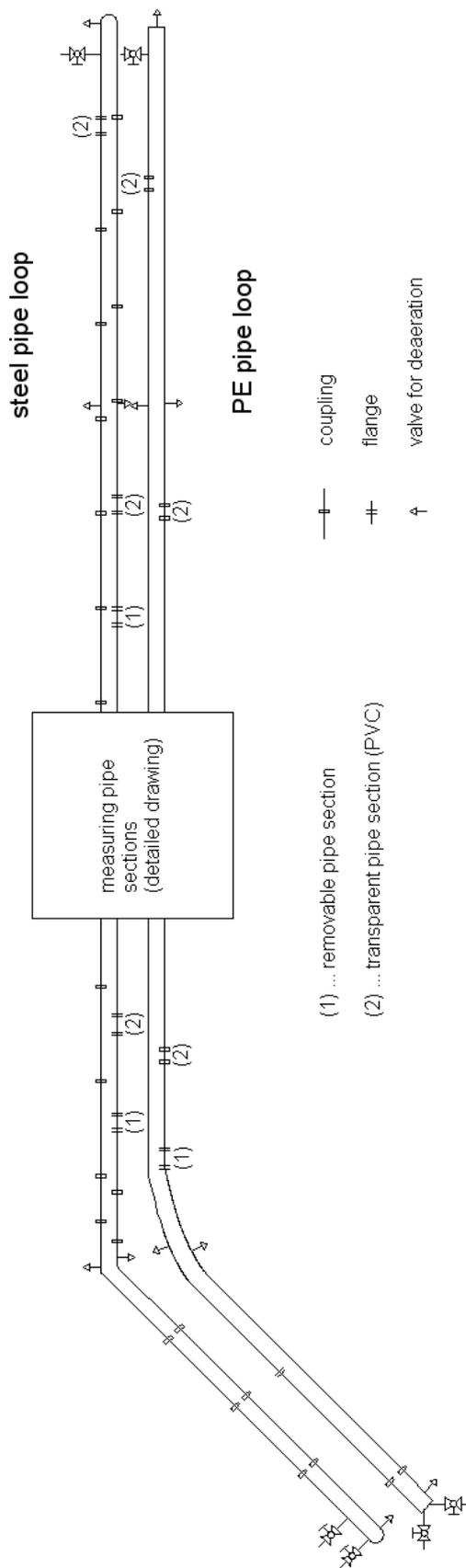


Bild 84. Technisches Schema - Übersicht

Legende des Fließschemas

Messtechnik



(On-Line-) Drucksensor



(On-Line-) Temperatursensor



Magnetisch-induktiver Durchflussmesser



Trübungssensor



Messstellenumschalter mit 6 Positionen



Partikelzähler

Armaturen und Einbauten



Kugelhahn (Antrieb von Hand)



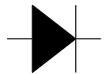
Absperrventil (Antrieb von Hand)



Statischer Mischer



Behälter mit Rührapparat



Rückschlagventil (Fließrichtung von links nach rechts)

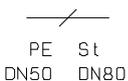


Exzentrerschneckenpumpe

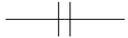


Rohrentlüfter

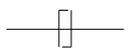
Weitere Symbole



Lagekennzeichnung für Übergang in Nennweite und Rohrwerkstoff



Flanschverbindung



Kupplung



Fließrichtung

Erläuterungen zum Fließschema der Kreislaufanlagen

- 1 On-Line-Drucksensor am Ende der Versuchsstrecke DN80 mit Messbereich 0...200 mbar
- 2 Probennahmestelle vor dem statischen Mischer zur Entnahme nicht homogenisierter Proben
- 3 Statischer Mischer zur Homogenisierung der Versuchssuspension
- 4 kontinuierlicher Bypass am Ende der Versuchsstrecke nach dem statischen Mischer für die Partikelzählung
- 5 kontinuierlicher Bypass am Ende der Versuchsstrecke nach dem statischen Mischer für die Trübungsmessung
- 6 On-Line-Trübungssensor, 0...1000 NTU, Auflösung einstellbar
- 7 On-Line-Temperatursensor, 0...100 °C
- 8 Magnetisch-induktiver Durchflussmesser am Spülausgang mit Messbereich 0...1000 L/min
- 9 Kugelhahn DN50 zur Steuerung der Spülung
- 10 On-Line-Drucksensor am Spülausgang mit Messbereich 0...1000 mbar
- 11 Zwischenbehälter (max. 50 L) mit optionalem Rührapparat zur Homogenisierung
- 12 Pulsationsfreie Exzentrerschneckenpumpen; Leistung: 0...900 L/min und 0...90 L/min
- 13 On-Line-Drucksensor am Anfang der Versuchsstrecke DN80 mit Messbereich 0...400 mbar
- 14 kontinuierlicher Bypass am Anfang der Versuchsstrecke nach den Pumpen für die Partikelzählung
- 15 Magnetisch-induktiver Durchflussmesser in der Kreislaufanlage mit Messbereich 0...150 L/min
- 16 On-Line-Drucksensor am Anfang der Versuchsstrecke DN80 mit Messbereich 0...400 mbar
- 17 Partikelzähler mit Vorfilter und Messstellenumschalter zur automatischen Beprobung mehrerer Probennahmestellen

Messgeräte und Messstellen

Tabelle 14. Anordnung der Messstellen

Gemessener Parameter, Messgerät	Anzahl Messstellen pro Kreislauf	Ort
Temperatur, Endress + Hauser, Easytemp TSM487	1	Ende Versuchsstrecke
Druck, Endress + Hauser, Cerabar T PMC131	2	Anfang und Ende Versuchsstrecke
Durchfluss, ABB, MID COPA-XE	1	vor Versuchsstrecke
Trübung, Hach-Lange, Ultraturb plus sc mit Controller SC 100	2	vor Versuchsstrecke (nach Pumpe!) nach Versuchsstrecke (nach Statischem Mischer!)
Partikelzahl, Abakus Mobil Fluid	3	vor Versuchsstrecke (nach Pumpe!) nach Versuchsstrecke (nach Statischem Mischer!) Mitte der Versuchsstrecke
Manuelle Probennahme	4	vor Versuchsstrecke (nach Pumpe!) nach Versuchsstrecke (vor Statischem Mischer!) nach Versuchsstrecke (nach Statischem Mischer!) Mitte der Versuchsstrecke

Die Probennahmestellen für die Suspensionsanalyse wurden hinter den Statischen Mischern bzw. Pumpen angebracht, um durch die vorliegende Durchmischung Konzentrationsprofile am Probennahmeort zu vermeiden.

Die Messsignalspeicherung erfolgt diskontinuierlich automatisch in 10-Minuten-Schritten.

14.11 Experimentell genutzte Partikelsysteme

14.11.1 Bilder

Bild 85 zeigt die größeren Bestandteile des Partikelsystems Vinnolit E 2078 als stereomikroskopische Aufnahme.

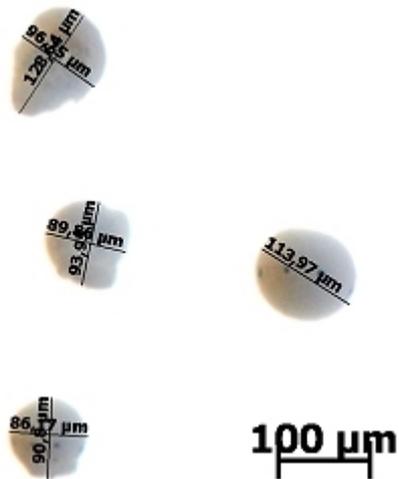


Bild 85. Vinnolit E 2078 als lufttrockenes Pulver. Negativ der stereomikroskopischen Aufnahme.

In Bild 86 sind lichtmikroskopische Aufnahmen natürlich gebildeter Eisenoxidpartikel dargestellt. Dabei zeigt sich, dass diese Partikel zur Agglomeration neigen.

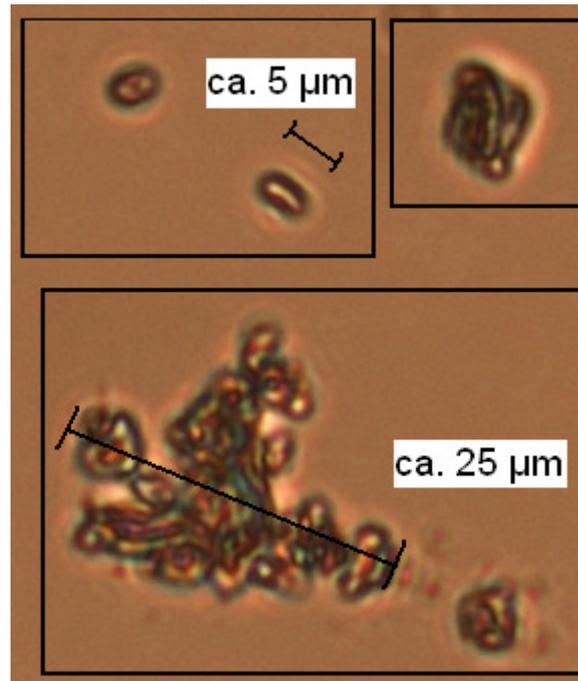


Bild 86. Eisenoxideinzelpartikel und –agglomerate als wässrige Suspension. Spülprobe aus einer korrodierenden Stahlleitung. Lichtmikroskopie.

In Bild 87 wird eine rasterelektronenmikroskopische Aufnahme kleiner, natürlich gebildeter Eisenoxidpartikel dargestellt. Zu sehen ist die Oberflächenstruktur des Minerals Goethit.

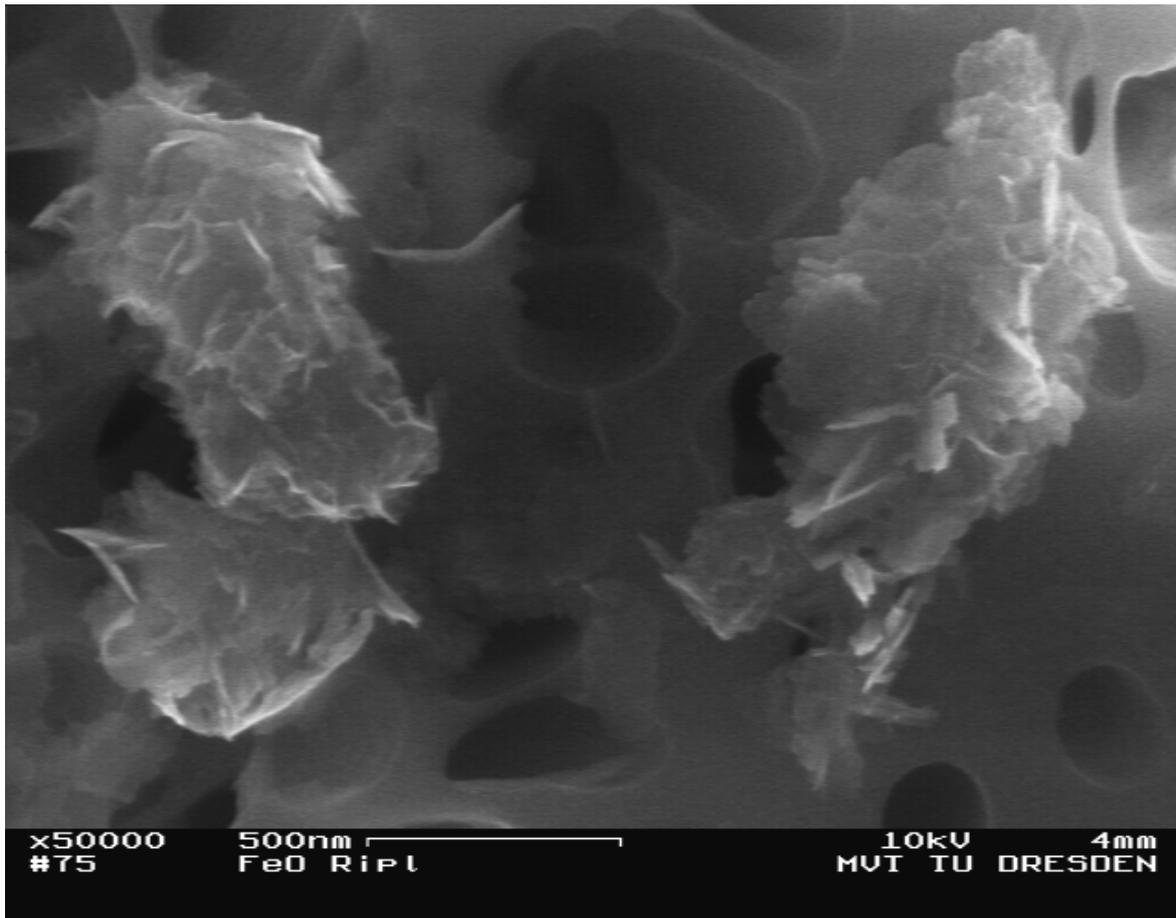


Bild 87. Eisenoxideinzelpartikel und –agglomerate als wässrige Suspension. Spülprobe aus einer korrodierenden Stahlleitung. Rasterelektronenmikroskopie.

14.11.2 Datenblätter der Hersteller

Vinnolit E 2078

Sicherheitsdatenblatt (1907/2006/EG)

Material: VINNOLIT E 2078

Version: 1.15 (DE) Druckdatum: 19.01.2010 Überarbeitungs-Datum: 03.12.2009

1 Bezeichnung des Stoffes bzw. der Zubereitung und Firmenbezeichnung

1.1 Bezeichnung des Stoffes oder der Zubereitung

Handelsname: VINNOLIT E 2078

1.2 Verwendung des Stoffes / der Zubereitung

Industriell.
Rohstoff für: PVC-Verarbeitung .

1.3 Bezeichnung des Unternehmens

Hersteller/Lieferant: Vinnolit GmbH & Co. KG
 Straße/Postfach: Carl-Zeiss-Ring 25
 Nat.-Kennz./PLZ/Ort: D 85737 Ismaning
 Telefon: 089/96-103-0
 Telefax: 089/96-103-103

9 Physikalische und chemische Eigenschaften

9.1 Allgemeine Angaben

Aggregatzustand / Form.....: Fest - Pulver
Farbe.....: weiß
Geruch.....: geruchlos

9.2 Wichtige Angaben zum Gesundheits- und Umweltschutz sowie zur Sicherheit

Methode:

Schmelzpunkt / Schmelzbereich.....: entfällt
Siedepunkt / Siedebereich.....: entfällt
Flammpunkt.....: entfällt
Zündtemperatur.....: > 450 °C
Untere Explosionsgrenze.....: keine Daten vorhanden
Obere Explosionsgrenze.....: keine Daten vorhanden
Dampfdruck.....: entfällt
Dichte.....: ca. 1,4 g/cm³ bei 23 °C
Wasserlöslichkeit / -mischbarkeit....: praktisch unlöslich
pH-Wert.....: entfällt
Verteilungskoeff. n-Oktanol/Wasser...: keine Daten vorhanden

(DIN 53479)

Sikron SF 300, SF 800

Typische Korngrößenverteilung und Körnungskennwerte						
SIKRON	SH300	SF300	SH500	SF500	SF600	SF800
Obere Korngröße $d_{95\%}$ in μm	34	34	25	13	10	6
Mittlere Korngröße $d_{50\%}$ in μm	11	10	8	4	3	2
Korndurchmesser in μm	Cilas-Granulometer (Rückstand in Vol.-%)					
64	1	1				
32	6	6	1			
16	34	33	16	1		
12	45	45	30	5	2	
8	60	58	50	18	13	1
6	68	67	61	30	24	6
4	78	74	72	45	42	22
2	88	86	87	68	65	54

Typische physikalische Eigenschaften	
Dichte (DIN ISO 787-10)	2,65 g/ml
pH-Wert (DIN ISO 10390)	7
Linearer Ausdehnungskoeffizient α 20 - 300 °C (DIN 51045)	$14 \cdot 10^{-6} \cdot \text{K}^{-1}$

Typische chemische Analyse (Gew.-%)						
SIKRON	SH300	SF300	SH500	SF500	SF600	SF800
SiO_2	98	98	97,75	97,5	97,5	97,5
Al_2O_3	1,5	1,5	1,75	2,0	2,0	2,0
Fe_2O_3	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
CaO + MgO	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
$\text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}$	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Glühverlust 1000 °C (DIN EN ISO 3262-1)	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Feuchtigkeit (DIN ISO 787-2) (werksfrische Ware)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Typische körnungsabhängige Eigenschaften

SIKRON	SH300	SF300	SH500	SF500	SF600	SF800
Schüttdichte (g/cm ³) DIN EN ISO 60	0,69	0,75	0,63	0,58	0,54	0,42
Stampfvolumen (ml/100g) DIN ISO 787-11	90	85	96	115	115	140
Spez. Oberfläche						
Blaine (cm ² /g) DIN 66126-2	5000	5000	6000	12000	14000	18000
BET (m ² /g) DIN 66132	1,2	1,2	1,6	3,9	4,4	6,0
Ölzahl (g/100g) DIN ISO 787-5	24	23	25	26	27	28
Normfarbwert DIN 5033						
X	83	78	84	85	86	87
Y	84	81	85	87	88	89
Z	93	90	95	99	99	101

14.11.3 Größenverteilung der Eisenoxid-Partikel

Daten:										
Untere Klassengrenze in μm										
12:16	126031	0,9	1,2	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	16975
12:17	126986	94300	68672	45282	33577	26434	21124	17124	17105	17124
12:17	126015	94300	68672	45282	33577	26434	21124	17124	17105	17124
12:18	126757	94580	69252	45611	34073	26788	21567	17484	17484	17484
12:19	127071	94474	69564	45961	34191	27038	21751	17501	17501	17501
Berechnung der Mengengrößen										
Größenklasse i	1	1	2	3	4	5	6	7	8	
Oberer Grenze x_i der Größenklasse i	μm	1,2	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	4,5
Untere Grenze x_{i-1} der Größenklasse i	μm	0,9	1,2	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,0
Breite Δx_i des Partikelgrößenintervalls i	μm	0,3	0,3	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Mittlere Größe \bar{x} der Größenklasse i	μm	1,05	1,35	1,75	2,25	2,75	3,25	3,75	4,25	4,25
Partikelkonzentration in der Größenklasse i	1/mL	3249,9	2503,9	2350,9	1166,3	720,3	527,3	414,9	333,3	333,3
Summe Partikelkonzentration	1/mL	12657,2								
Partikelvolumenkonzentration in der Größenklasse i	m^3/m^3	1,97E-09	3,23E-09	6,60E-09	6,96E-09	7,84E-09	9,48E-09	1,15E-08	1,34E-08	1,34E-08
Summe Partikelvolumenkonzentration	m^3/m^3	5,84E-07								
Differential $\Delta Q_{0,j}$ der Anzahlverteilungssumme $Q_{0,j}(x)$ innerhalb der Klasse Δx_i (= Mengenteil der Klasse Δx_i)	1	0,257	0,198	0,186	0,092	0,057	0,042	0,033	0,026	0,026
Anzahlverteilungssumme Q_0	1	0	0,257	0,455	0,640	0,732	0,789	0,831	0,864	0,864
Differential $\Delta Q_{3,j}$ der Volumenverteilungssumme $Q_{3,j}(x)$ innerhalb der Klasse Δx_i (= Mengenteil der Klasse Δx_i)	1	0,00337	0,00552	0,01129	0,01191	0,01343	0,01622	0,01961	0,02293	0,02293
Volumenverteilungssumme $Q_3(x)$	1	0	0,00337	0,00889	0,02019	0,03210	0,04552	0,06175	0,08136	0,08136
mittlere Anzahlverteilungsdichte $q_0(x)$	1/ μm	0,856	0,659	0,371	0,184	0,114	0,083	0,066	0,053	0,053
mittlere Volumenverteilungsdichte $q_3(x)$	1/ μm	0,011	0,018	0,023	0,024	0,027	0,032	0,039	0,046	0,046
Einzelwerte										
Partikelkonzentration (0,9 bis 139 μm)	1/mL	12657,2								
Partikelvolumenkonzentration (0,9 bis 139 μm)	1	5,842E-07								

4,5	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10,0	13,0	16,0	20,0	25,0	30,0	35,0	40,0	45,0	50,0
13669	10917	8567	6340	4430	2766	1537	677	292	111	28	8	3	2	2	2
13851	11145	8755	6572	4512	2863	1592	650	262	103	24	9	4	2	2	2
13842	11111	8742	6537	4559	2868	1660	667	253	73	21	6	2	1	1	1
14048	11129	8743	6503	4501	2889	1652	706	279	101	22	9	3	2	2	1
14116	11221	8808	6626	4672	2937	1605	681	287	102	21	8	3	2	2	2
9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10,0	13,0	16,0	20,0	25,0	30,0	35,0	40,0	45,0	50,0	60,0
4,5	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10,0	13,0	16,0	20,0	25,0	30,0	35,0	40,0	45,0	50,0
0,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	3,0	3,0	4,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	10,0
4,75	5,50	6,50	7,50	8,50	9,50	11,50	14,50	18,00	22,50	27,50	32,50	37,50	42,50	47,50	55,00
280,1	238,2	220,7	198,1	167,0	125,5	93,3	40,2	17,7	7,5	1,5	0,5	0,1	0,0	0,0	0,1
1,57E-08	2,07E-08	3,17E-08	4,38E-08	5,37E-08	5,64E-08	7,43E-08	6,41E-08	5,39E-08	4,46E-08	1,66E-08	8,99E-09	3,31E-09	0,00E+00	1,12E-09	6,97E-09
0,022	0,019	0,017	0,016	0,013	0,010	0,007	0,003	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0,890	0,912	0,931	0,949	0,964	0,977	0,987	0,995	0,998	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
0,02690	0,03552	0,05434	0,07490	0,09194	0,09648	0,12719	0,10974	0,09232	0,07637	0,02833	0,01538	0,00567	0,00000	0,00192	0,01193
0,10429	0,13119	0,16671	0,22105	0,29595	0,38789	0,48436	0,61155	0,72129	0,81361	0,88998	0,91832	0,93370	0,93937	0,93937	0,94129
0,044	0,019	0,017	0,016	0,013	0,010	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
0,054	0,036	0,054	0,075	0,092	0,096	0,042	0,037	0,023	0,015	0,006	0,003	0,001	0,000	0,000	0,001

60,0	70,0	80,0	100,0	120,0	140,0	170,0	200,0
0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	1	1	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0
1	1	1	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0

25	26	27	28	29	30	31	32
70,0	80,0	100,0	120,0	140,0	170,0	200,0	
60,0	70,0	80,0	100,0	120,0	140,0	170,0	
10,0	10,0	20,0	20,0	20,0	30,0	30,0	
65,00	75,00	90,00	110,00	130,00	155,00	185,00	
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	

5,75E-09	0	7,63E-09	1,39E-08	0	0	0	
0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
0,00985	0,00000	0,01307	0,02386	0,00000	0,00000	0,00000	
0,95322	0,96307	0,96307	0,97614	1,00000	1,00000	1,00000	1,00000
0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	

14.12 Anmerkungen zu den Analysemethoden

14.12.1 Übersicht über die verwendeten Verfahren und Geräte

Tabelle 15. Analysenmethoden für Suspensionen

Parameter	Einheit	Bestimmungsmethode
Trübung	FNU	<u>Labor</u> : Statische Streulichtmessung (TURB 430 IR, Fa. WTW, Deutschland) <u>Feld</u> : Statische Streulichtmessung (Ultraturb plus sc, Fa. Hach-Lange, Deutschland)
Partikelkonzentration	1/mL	Einzelpartikelzählung durch Einzelpartikelextinktion (Abakus Mobil Fluid, Fa. Klotz GmbH, Deutschland)
Partikelgröße, Partikelgrößenverteilung	µm	1 ... 200 µm: Einzelpartikelzählung durch Einzelpartikelextinktion (Abakus Mobil Fluid, Fa. Klotz GmbH, Deutschland) 1 ... 1000 nm: Photonenkorrelationsspektroskopie (Zetasizer Nano, Fa. Malvern, Großbritannien)
Zeta-Potential	mV	Elektrophorese (Zetasizer Nano, Fa. Malvern, Großbritannien)
Trockensubstanz (TS)	kg/m ³	Filtration der Probe über Polycarbonatfilter 0,45 µm und Trocknung des Rückstandes
gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	kg/m ³	Thermokatalytischer Hochtemperaturaufschluss (Liquitoc II, Fa. Elementar, Deutschland)
gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	kg/m ³	Filtration der Probe über Polycarbonatfilter 0,45 µm, dann thermokatalytischer Hochtemperaturaufschluss (Liquitoc II, Fa. Elementar, Deutschland)
partikulärer organischer Kohlenstoff (POC)	kg/m ³	POC = TOC - DOC
Konzentration elementaren Eisens	kg/m ³	Aufschluss mit Labor-Mikrowelle und Salpetersäure, dann Atomabsorptionsspektrometrie (Z220, Fa. Varian, Vereinigte Staaten)
Konzentration elementaren Mangans	kg/m ³	Aufschluss mit Labor-Mikrowelle und Salpetersäure, dann Atomabsorptionsspektrometrie (Z220, Fa. Varian, Vereinigte Staaten)

14.12.2 Trübungsmessung

Suspensionen werden durch die statische Streulichtmessung nach DIN EN ISO 7027 (Infrarotlicht, 860 nm Wellenlänge, 90° Streuwinkel) charakterisiert. Die gemessene Trübung wird in der Einheit FNU angegeben.

Mittels Trübungsmessung können mit einem einzelnen Gerät Suspensionen mit stark schwankenden Feststoffkonzentrationen analysiert werden. Dabei werden Partikel bis weit in den kolloidalen Bereich $< 1 \mu\text{m}$ hinein berücksichtigt, aber auch Partikel bis in den Millimeterbereich. Färbungen durch gelöste, lichtabsorbierende Stoffe können die Trübungsmessung beeinflussen, was durch die Wahl der Wellenlänge 860 nm vermindert wird (DIN EN ISO 7027).

Eine Geräte-Kombination aus „Ultraturb Plus SC“ (= Messgerät) und „SC 100“ (= Controller) bzw. „SC 1000“ der Firma Hach-Lange wurde für kontinuierliche On-Line-Trübungsmessungen an Versuchsanlagen und in Trinkwasserverteilungsanlagen verwendet. Die Durchmischung des Probenvolumenstroms erfolgt vor der Messung durch die turbulenten hydraulischen Strömungsbedingungen und Richtungsänderungen an der Probennahmestelle.

Das Volumen der Durchflussmesszelle V_{TM} des Gerätes Ultraturb plus sc von 135 mL (160 mL ohne Einbauten zur Reinigung) bewirkt eine Dämpfung des Messsignals, so dass kurzzeitig auftretende Trübungsspitzen abgeschwächt werden. Hach-Lange empfiehlt für den Betrieb einen Volumenstrom Q_{Sampl} durch die Messzelle von 0,5 L/min. Die mittlere hydrodynamische Verweilzeit beträgt dann

$$\bar{t}_{\text{hydr}} = \frac{V_{\text{TM}}}{Q_{\text{Sampl}}}, \quad (154)$$

also 16 Sekunden (bzw. 19 Sekunden), was im Vergleich zu sekundenlangen Trübungsspitzen sehr lang ist und einen deutlichen Einfluss auf die Trübungsmessung bei stark dynamischer Wasserqualität erwarten lässt. Für die als homogen durchmischte angenommene Messzelle ist die Trübungsänderung abhängig von den Stoffströmen (bzw. Trübungen) am Ein- und Auslass und der mittleren Verweilzeit und nach Herting und Martens (2012)

$$\frac{d \text{Turb}}{d t} = \frac{1}{t_{\text{hydr}}} \cdot (\text{Turb}_{\text{in}} - \text{Turb}). \quad (155)$$

Bei konstantem Volumenstrom (entspricht einer konstanten Verweilzeit) ist die Trübung Turb in der Messzelle nach der Zeit t bei einer Ausgangstrübung von 0 FNU im Falle eines Sprunges der Trübung am Zulauf der Messzelle von 0 FNU auf Turb_{in}

$$\text{Turb}(t) = \text{Turb}_{\text{in}} - \text{Turb}_{\text{in}} \cdot \exp\left(-\frac{t}{t_{\text{hydr}}}\right). \quad (156)$$

Variiert die Trübung am Einlass, erfolgt die Berechnung in Zeitschritten Δt mit der Einlasstrübung im aktuellen Zeitschritt i Turb_{in,i} und der Trübung in der Messzelle (bzw. am Auslass) im aktuellen Zeitschritt Turb_i bzw. vorangegangenen Zeitschritt Turb_{i-1}:

$$\text{Turb}_i = \text{Turb}_{\text{in},i} - \underbrace{(\text{Turb}_{\text{in},i} - \text{Turb}_{i-1})}_{\text{Trübungsdifferenz zw. Ein- und Auslass}} \cdot \exp\left(-\frac{\Delta t}{t_{\text{hydr}}}\right). \quad (157)$$

Trübungsdifferenz zw. Ein- und Auslass

Voraussetzung für eine ausreichende Genauigkeit der Berechnung ist ein passendes (kleines) Zeitintervall Δt . Treten Veränderungen des Volumenstroms der Messzelle oder der Eingangstrübung auf, ist ein neuer Rechenschritt zu beginnen.

Mit Gl. (157) lassen sich im Umkehrschluss durch Umstellen der Gleichung auch die ungedämpften Trübungswerte am Einlass der Messzelle in einem Zeitschritt ermitteln.

Im Labor werden Proben mit dem Gerät „Turb 430 IR“ der Firma WTW gemessen. Vor der eigentlichen Probennahme wurde das autoklavierte Probennahmegefäß an der Probennahmestelle gespült. Die später im Labor im Probennahmegefäß durchmischte Suspension wird dafür in eine Messküvette gefüllt. Die Durchmischung der Probe erfolgt durch Schwenken des Probennahmegefäßes. Auf eine Ultraschallbehandlung wird verzichtet, da dies zur Zerstörung der Agglomeratstruktur des Partikelsystems und einem veränderten Trübungsverhalten führt.

Zu berücksichtigen ist, dass die Messergebnisse der Trübungsmessgeräte verschiedener Hersteller nicht immer miteinander verglichen werden können (Slaats et al., 2003), sofern nicht die DIN EN ISO 7027 Anwendung findet.

14.12.3 Trockensubstanz

Die Bestimmung der Konzentration suspendierter Wasserinhaltsstoffe in einer Probe erfolgt mittels der Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe nach DIN 38409 Teil 2 und DIN EN 872.

Die Probe wird über einen Polycarbonat-Filter mit einer Porenweite von 0,45 µm filtriert. Aufgrund der Ausbildung eines Filterkuchens werden auch kleinere Partikel zurück gehalten. Die Masse dieser Partikel ist jedoch für Trink- und Spülwasser aufgrund des mit der dritten Potenz in das Partikelvolumen bzw. die Partikelmasse eingehenden Partikeldurchmessers vernachlässigbar im Vergleich zur Gesamtpartikelmasse.

Der partikuläre Rückstand wird getrocknet und gewogen. Die abfiltrierten Stoffe werden auf das Volumen der Wasserprobe, in der sie bestimmt wurden, bezogen und in Masse/Volumen angegeben.

14.12.4 Optische Partikelzählung für Partikel größer 1 µm

Durchmesser und Anzahl suspendierte Partikel können durch Partikelzählverfahren ermittelt werden. Die Partikelzählung ist ein optisches, zerstörungsfreies Messverfahren. Das Messprinzip basiert auf der Einzelpartikelextinktion, bei der suspendierte, vereinzelt Partikel eine Laserlichtschranke passieren. Dies verursacht eine Lichtschwächung und somit ein elektrisches Messsignal an einem Detektor. Das Signal wird automatisch mit einer geräteinternen Kalibriertabelle verglichen, die mehrere Datenpaare aus Partikelgröße und zugehöriger Messsignalintensität enthält. Aus einem Messsignal kann dann die zugehörige Partikelgröße ermittelt werden. Es wird der projektionsflächenäquivalente Partikeldurchmesser eines ideal kugelförmigen Partikels ausgegeben, welches die gleichen Abschattungseigenschaften wie das vermessene Partikel hat. Da individuelle Partikel vermessen werden, kann die Partikelkonzentration und Partikelgrößenverteilung von Suspensionen ermittelt werden.

Der in dieser Arbeit verwendete Partikelzähler „Abakus Mobil Fluid“ der Firma Klotz GmbH ermittelt Anzahl und Größe von Partikeln einer Suspension in bis zu 32 frei konfigurierbaren Größenklassen. Er kann im Labor für die Analyse von Becherglasproben aber auch im Feld als On-Line-Gerät verwendet werden. In jedem Fall erfolgt der Probentransport im Gerät über eine im Gerät nach der Messzelle

befindliche Kolbenhubpumpe. Dies garantiert auch für kompressible Medien und bei temperaturabhängiger Dichte gleiche Probennahmeverolumina.

Die Herstellerangaben zum Abakus Mobil Fluid (Klotz 2006) sind in Tabelle 16 gelistet und durch eigene Erfahrungen ergänzt worden.

Tabelle 16. Gerätedaten des Partikelzählers.

Parameter	Herstellerangabe	Erfahrungswerte
Messzelle „LDS 30/30“	Strömungsquerschnitt 300 x 300 µm	
Messbereich Partikelgröße	0,9 - 300 µm	≥ 1,5 µm
Messbereich Partikelanzahlkonzentration	120.000 Partikel/mL	kleiner ca. 50.000 Partikel/mL, besser kleiner ca. 30.000 Partikel/mL
Messfehler („Koinzidenzfehler“)	7,8 % bei 120.000 Partikel/mL	ca. 10 % bei 20.000 Partikel/mL
Probenvolumen	10 mL	
Probennahmedurchfluss	30 mL/min	

Kleine Partikel um 1 µm werden bedingt durch physikalische Grenzen des Messverfahrens (geringe Abschattung durch kleine Partikel) unvollständig vom Gerät detektiert. Hohe Konzentrationen bedingen eine ineffiziente Vereinzelung der Partikel in der Messzelle, was bei Partikelsystemen mit großen Partikeln häufiger zur Überlagerung der Messsignale mehrerer Partikel und damit zum Koinzidenzfehler führt. Die Partikelkonzentration wird im Ergebnis zu niedrig ausgegeben und der Anteil größerer Partikel steigt, während die Konzentration kleinerer Partikel abnimmt.

Im Labor werden Proben mit einem Volumen größer als 200 mL mittels Magnetrührer homogenisiert, größere Volumina mit einem Propellerrührer. Dabei wird visuell kontrolliert, dass keine Luftblasen eingetragen werden.

Sind die Partikelzahlen zu hoch (größer 30.000 Partikel/mL), wird mit partikelarmem Wasser (ca. 10-20 Partikel/mL), welches durch Filtration über einen 1-µm-Kerzenfilter (Fa. Pall) erzeugt wurde, verdünnt. Eine Ultraschallbehandlung wird, wenn nicht anders angegeben, nicht vorgenommen.

Für die Bestimmung der Partikelgrößen in diskreten Proben werden je mindestens sechs Messungen durchgeführt, wobei die ersten beiden Messungen verworfen

werden. Für die verbliebenen Messungen wird ein Normalverteilungstest (Kolmogorov-Smirnov-Test) sowie ein Ausreißertest durchgeführt (Grubbs-Test, DIN 53804-1) und für jede Partikelgrößenklasse das arithmetische Mittel gebildet.

Bei Zeitreihen werden die ersten zwei Messungen verworfen. Danach erfolgt eine manuelle Prüfung der restlichen Messwerte auf technisch bedingte Ausreißer.

Die Darstellung erfolgt in Anlehnung an DIN ISO 9276-1. Detektierte Partikel mit dem Durchmesser x_p werden in die im Messgerät konfigurierten i Partikelgrößenklassen mit den Obergrenzen $x_{p,i}$ und Untergrenzen $x_{p,i-1}$ klassiert. Die Größenverteilung kann normiert über die Gesamtanzahl detektierter Partikel als Verteilungssumme $Q_r(x_p)$ des Merkmals r und als differentielle Verteilung $\Delta Q_r(x_p)$ erfolgen, zusätzlich über die Klassenbreiten $\Delta x_{p,i}$ normiert auch als Verteilungsdichte $\bar{q}_r(x_p)$.

Folgende Berechnungsschritte werden für die Darstellung von Partikelmessdaten des Abakus Mobil Fluid als Größenverteilung durchgeführt:

1. Ermittlung der Klassenbreiten

$$\Delta x_{p,i} = x_{p,i} - x_{p,i-1} \quad (158)$$

2. Ermittlung der differentiellen Anzahl der Partikel $\Delta N_{p,i}$ in den Klassen i aus den kumulativ vorliegenden Daten

$$\Delta N_{p,i} = \text{abs}(N_{p,i} - N_{p,i+1}) \quad (159)$$

3. Ermittlung des Differentials der Verteilungssumme innerhalb der Klasse i aus den differentiellen Partikelzahlen und der detektierten Gesamtpartikelzahl N_p

$$\Delta Q_{r,i} = \frac{\Delta N_{p,i}}{N_p} \quad (160)$$

mit

$$0 \leq \Delta Q_{r,i} \leq 1 \quad (161)$$

4. Ermittlung der Verteilungssumme

$$Q_r(x_{P,i}) = \sum_{i=1}^n \Delta Q_{r,i} \quad (162)$$

mit

$$Q_r(x_{P,n}) = 1 \quad (163)$$

5. Ermittlung der mittleren Verteilungsdichte innerhalb der Größenklasse i

$$\bar{q}_{r,i} = \frac{\Delta Q_{r,i}}{\Delta x_{P,i}} \quad (164)$$

mit

$$0 \leq \bar{q}_{r,i} \leq 1 \quad (165)$$

Die Darstellung der Verteilungsdichte $\bar{q}_{r,i}$ erfolgt als Histogramm. Verteilungssumme $Q_r(x_P)$ und differentielle Verteilung ΔQ_r werden als Punktediagramm dargestellt, wobei die Punkte über eine lineare Interpolation miteinander verbunden werden können.

14.12.5 Größenverteilung von Partikeln kleiner 1 μm

Die Größenverteilung von Suspensionen mit Partikeln kleiner 1 μm wird durch das Messverfahren der Photonenkorrelationsspektroskopie (DIN ISO 13321) bestimmt. Die Firma „Malvern Instruments“ (England) bezeichnet dieses Messverfahren für ihr Gerät „Zetasizer Nano“ als Dynamische Streulichtmessung. Es werden diskrete Partikelgrößenverteilungen wie bei der Extinktionspartikelzählung bestimmt, jedoch keine Partikelzahlen.

Das Messprinzip funktioniert wie folgt: Ein Volumen von 1 mL Probe wird in eine Messküvette gegeben und durch einen Laser bestrahlt. Durch Brownsche Molekularbewegung und die daraus resultierende Bewegung der kleinen Partikel ergeben sich Fluktuationen in der Menge der gestreuten und durch einen Detektor erfassten Lichtphotonen, deren zeitabhängige Analyse Aufschluss über den hydrodynamischen Durchmesser der Partikel gibt. Große Partikel bewegen sich langsamer und verursachen deshalb geringere Fluktuationen in der Anzahl detektierter Photonen. Die Menge der Photonen ist dafür größenbedingt höher als

bei kleinen Partikeln, die sich schneller bewegen und größere Signal-Fluktuationen verursachen.

Das Messverfahren ist laut Herstellerangabe gültig für Partikelgrößen zwischen 0,6 nm und 6 µm. Die Sedimentationsbewegung von Partikeln größer 1 µm überlagert jedoch die Brownsche Bewegung deutlich und beeinträchtigt das Messergebnis. Für instabile, zur Agglomeratbildung neigende Suspensionen sind niedrige Partikelkonzentrationen erforderlich bzw. müssen Dispergiermittel eingesetzt werden.

14.12.6 Zeta-Potential

Ein in Wasser suspendiertes Partikel weist an seiner Oberfläche eine Ladung auf. Im Wasser befindliche entgegengesetzt geladene Ionen lagern sich daher an die Partikeloberfläche an. Diese Ionen-Schicht wird als Stern-Doppelschicht bezeichnet und besteht aus einem oberflächennächsten starren Teil und einer nachfolgenden dickeren, diffusen Ionenschicht. Von Bedeutung ist diese Partikeleigenschaft für Oberflächeninteraktionen, also Partikel-Partikel-Wechselwirkungen und Partikel-Wand-Wechselwirkungen.

Das Zeta-Potential ist pH-Wert-abhängig. Die Einstellung des pH-Wertes erfolgt durch Kaliumhydroxid (KOH) bzw. Natriumhydroxid (NaOH) und Salzsäure (HCl). Proben bis 200 mL Volumen werden mittels Rührfisch homogenisiert, größere Volumina mit Propellerrührer.

Die Bestimmung des Zeta-Potentials erfolgte in dieser Arbeit durch zwei Verfahren.

Elektrophorese in Kombination mit der Photonenkorrelationsspektroskopie (Zetasizer Nano, Fa. Malvern, Großbritannien)

Die diffuse Ionenschicht wird durch die Bewegung des Partikels teilweise abgeschert. Das Zeta-Potential bezeichnet dann das elektrische Potential an der Abscherschicht. Die Bewegung des Partikels wird durch ein elektrisches Feld ermöglicht. Die Proben müssen lichtdurchlässig sein, da die Partikelbewegung mittels Photonenkorrelationsspektroskopie analysiert wird

Elektroakustische Spektrometrie (DT 1200, HORIBA Instruments, USA)

Die Probe wird durch Ultraschall stimuliert, was zur Änderung der Ladungscharakteristik zwischen Partikel und Fluid führt und als Strom gemessen wird. Die Proben bedürfen einer hohen Feststoffkonzentration und die Feststoffdichte muss bekannt sein.

14.12.7 Organischer Kohlenstoff

Die Klassifizierung des organisch gebundenen Kohlenstoffes einer wässrigen Probe ist wie folgt:

TOC	Gesamter (gelöster und partikulärer) organischer Kohlenstoff (engl.: total organic carbon)
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (engl.: dissolved organic carbon)
POC	Partikulärer organischer Kohlenstoff (engl.: particulate organic carbon); nicht zu verwechseln mit dem ausblasbaren Kohlenstoff (purgable organic carbon)

Für die Analysen wurde das Gerät „Liquitoc II“ der Firma „elementar“ verwendet. Die Bestimmung von TOC und DOC erfolgte mittels katalytischer Oxidation des Kohlenstoffes der organischen Verbindung bei 800 °C zu Kohlendioxid und dessen Quantifizierung durch NDIR-Detektion (Infrarot-Detektor für CO₂). Der anorganische Kohlenstoff (Kohlendioxid, Hydrogencarbonat, Carbonat) wurde nach Zugabe von Salzsäure als CO₂ aus der Probe ausgetrieben. Er ist in den Analyseparametern TOC, DOC und POC nicht enthalten.

Für die Bestimmung des DOC wurde die zu untersuchende Suspension vor der Analyse über einen Polycarbonatfilter mit der Porenweite 0,45 µm filtriert. Für die TOC-Bestimmung wurden die stark partikelhaltigen Proben mit Ultraschall vorbehandelt, um größere Agglomerate aufzubrechen und eine Homogenisierung der Probe zu erreichen.

Für den Zusammenhang zwischen gemessenem TOC und der zugrunde liegenden organischen Trockensubstanz kann die stöchiometrische Zusammensetzung, wie sie in den Summenformeln bekannter Stoffe beschrieben ist, diskutiert werden. In Cellulose (Summenformel C₁₂H₂₂O₁₁) ist z. B. Kohlenstoff mit einem Anteil von 42 % enthalten, woraus ein Umrechnungsfaktor von ca. 2,4 von Kohlenstoff zu Trockensubstanz resultiert. Abbt-Braun (1987, aus Uhl, 2000, S. 125) charakterisiert Humin- und Fulvinstoffe und leitet für eine hypothetische Fulvinsäure eine allgemeine Summenformel von CH_{1,1}O_{0,7}N_{0,02} ab, woraus ein Umrechnungsfaktor von ca. 2,0 von Kohlenstoff zu organischer Trockensubstanz resultiert.

14.12.8 Eisen und Mangan

Durch Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) mit dem Gerät Z220 der Fa. Varian werden die Eisen- und Mangankonzentrationen in wässrigen Proben bestimmt. Dabei wird die Metallsalzlösung in einem Brenner verdampft. Durch die Flamme wird Licht mit einer definierten Wellenlänge geschickt und die Konzentration des Metalls in Abhängigkeit von der Absorption bei dieser definierten Wellenlänge ermittelt. Bei geringen Konzentrationen, z. B. Eisen < 0,1 mg/L, Mangan < 0,05 mg/L, erfolgt die Analyse mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS).

Für das üblicherweise in Eisenoxiden/Mangandioxid gebundene Eisen/Mangan wird vor der Analyse ein saurer Aufschluss wie folgt durchgeführt:

1. 5 mL Salpetersäure (65 %) auf 50 mL Probe
2. 1 mL H₂O₂ (30 %) auf 50 mL Probe
3. 20 Minuten Aufschluss der Probe in einer Labormikrowelle bei 70 °C.

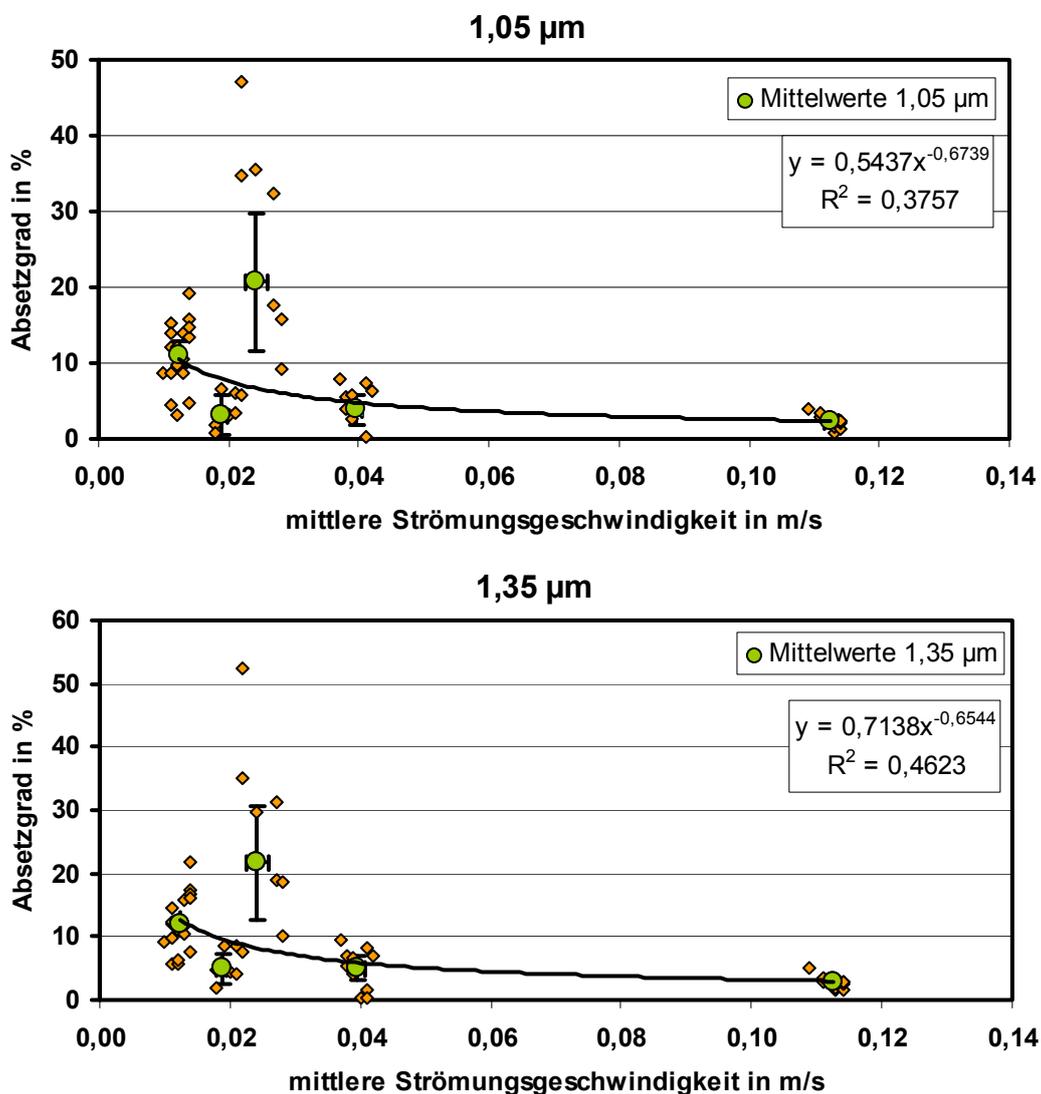
Die näherungsweise Umrechnung der gemessenen Masse elementaren Eisens (Fe⁰) in Eisenoxid (FeOOH, Fe₂O₃, ...) erfolgt mit einem stöchiometrischen Umrechnungsfaktor von 1,5. Für Eisenhydroxid-Partikel Fe(OH)₃ aus Restflockungsmitteln am Wasserwerksausgang ist der Umrechnungsfaktor 1,9.

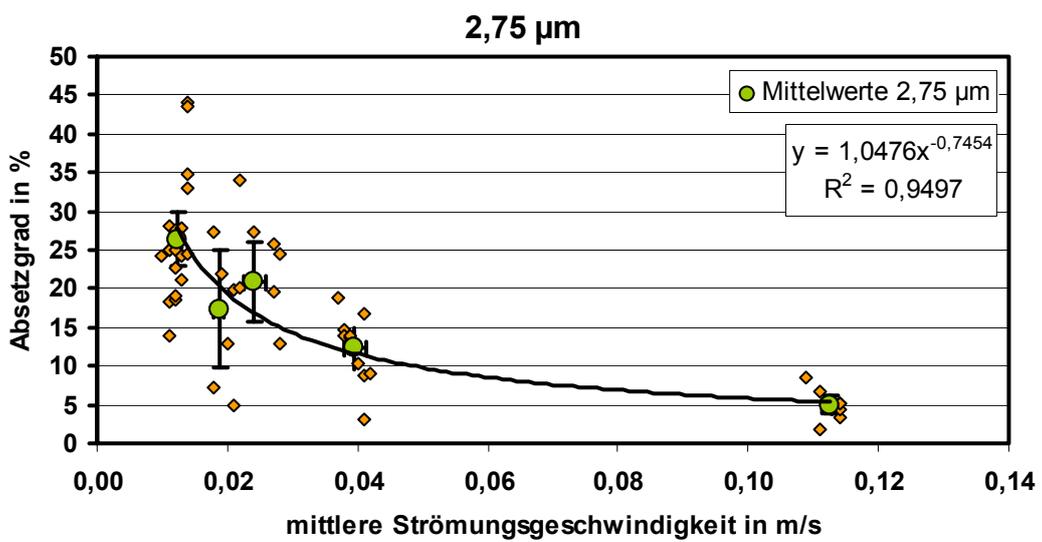
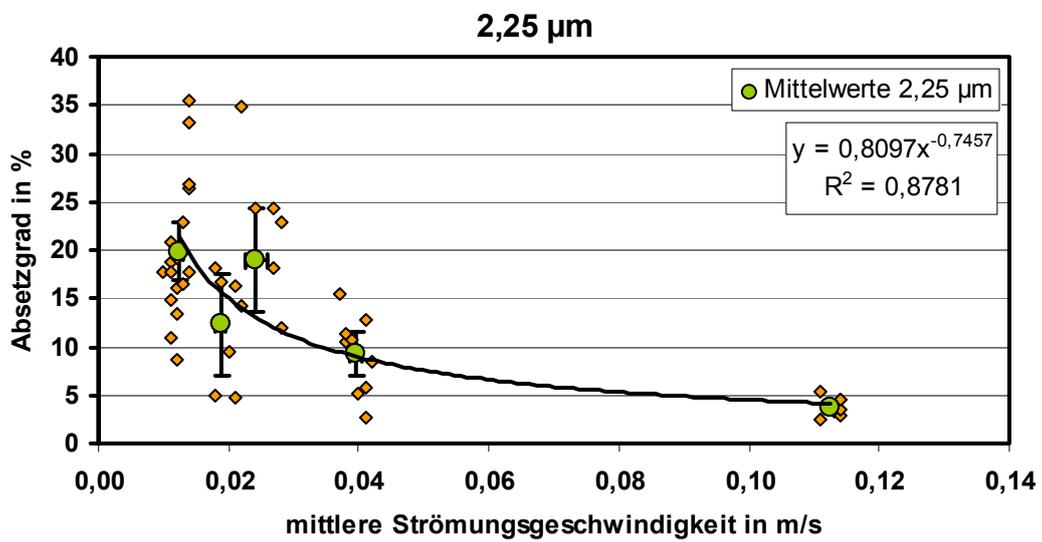
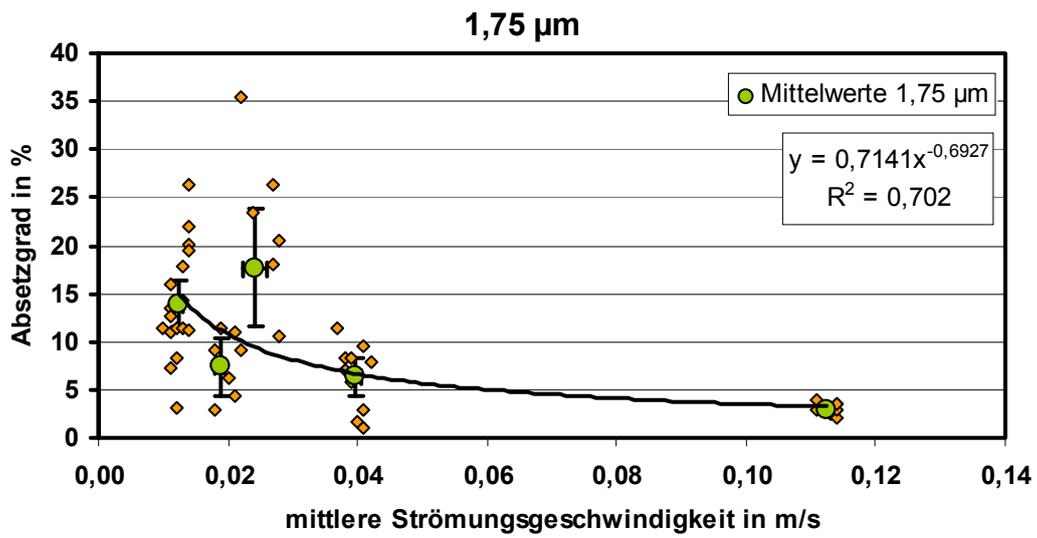
Mangan liegt oxidiert als Mangandioxid (Braunstein, MnO₂) vor. Der stöchiometrische Umrechnungsfaktor von elementarem Mangan zu Mangandioxid ist 1,6.

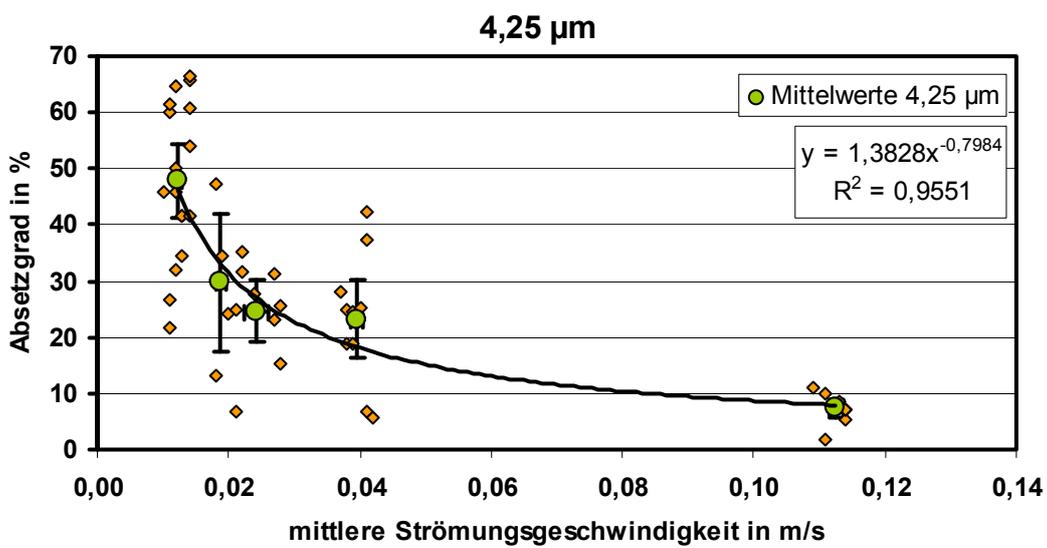
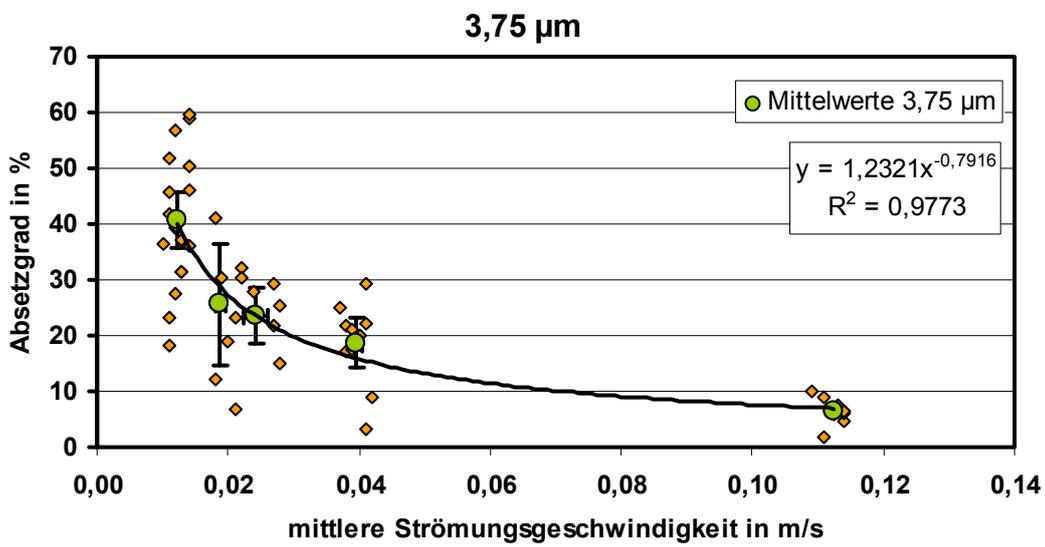
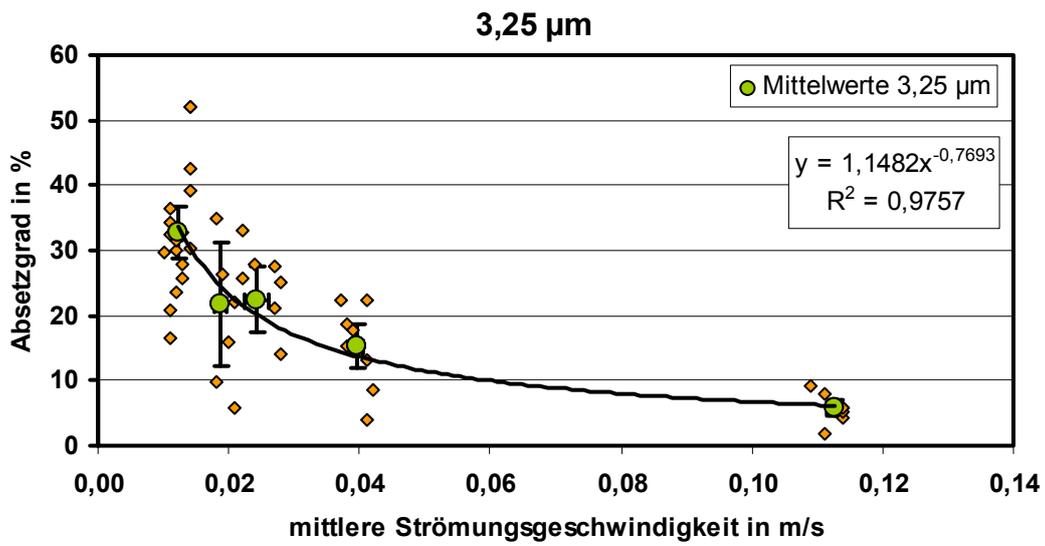
14.13 Analysendaten der Partikeltransportexperimente

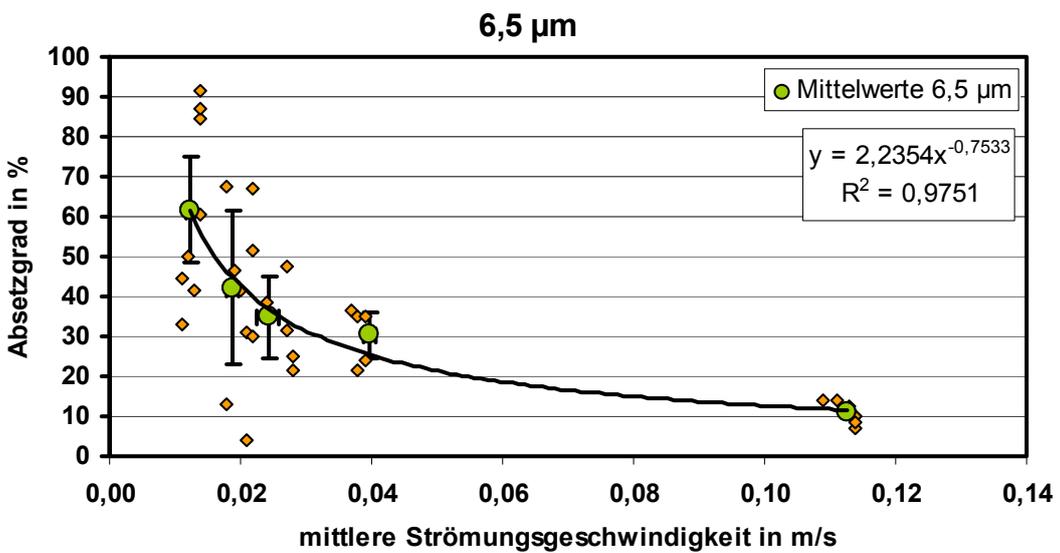
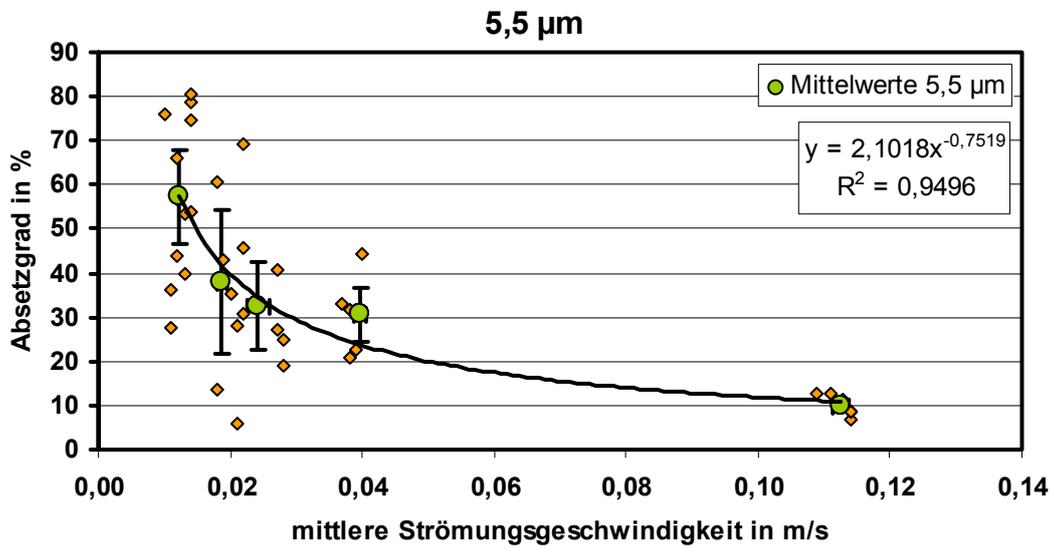
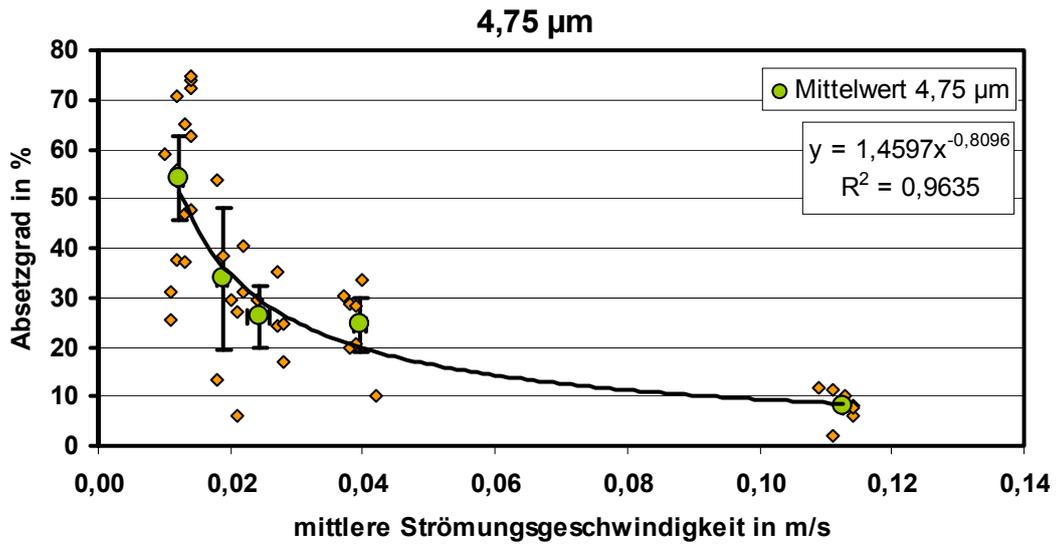
14.13.1 Absetzgrad der PVC-Partikel in der Kreislaufanlage

Grafische Darstellung der experimentellen Ergebnisse zur Ablagerung von PVC-Partikeln (Vinnolit) in Rohrströmung an der PE-Kreislaufanlage DN80. Fehlerbalken zeigen das Konfidenzintervall für $\alpha = 0,05$. Weitere Angaben in der nachfolgenden Tabelle 17. Die Regressionskurven basieren auf den Mittelwerten (grüne Punkte).









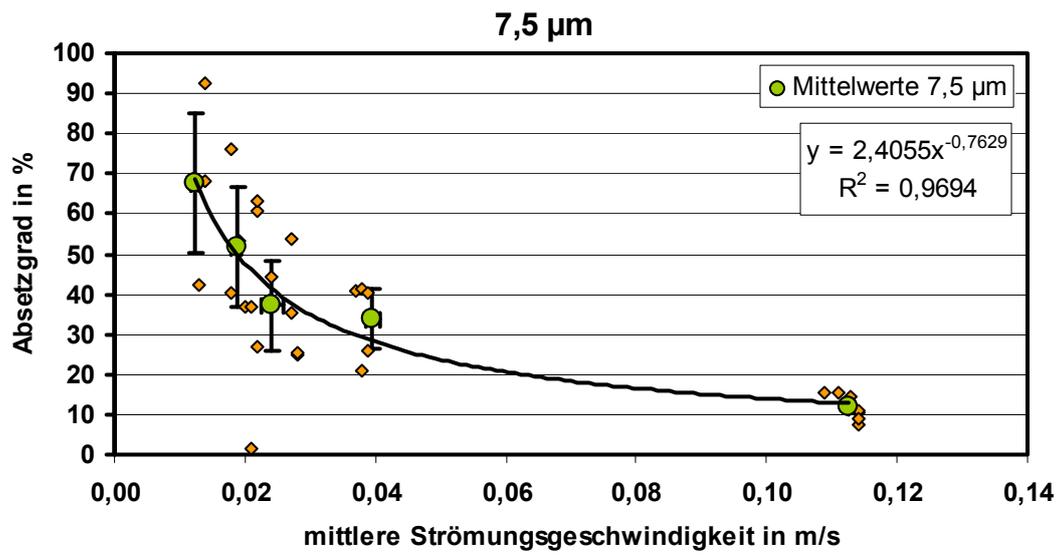
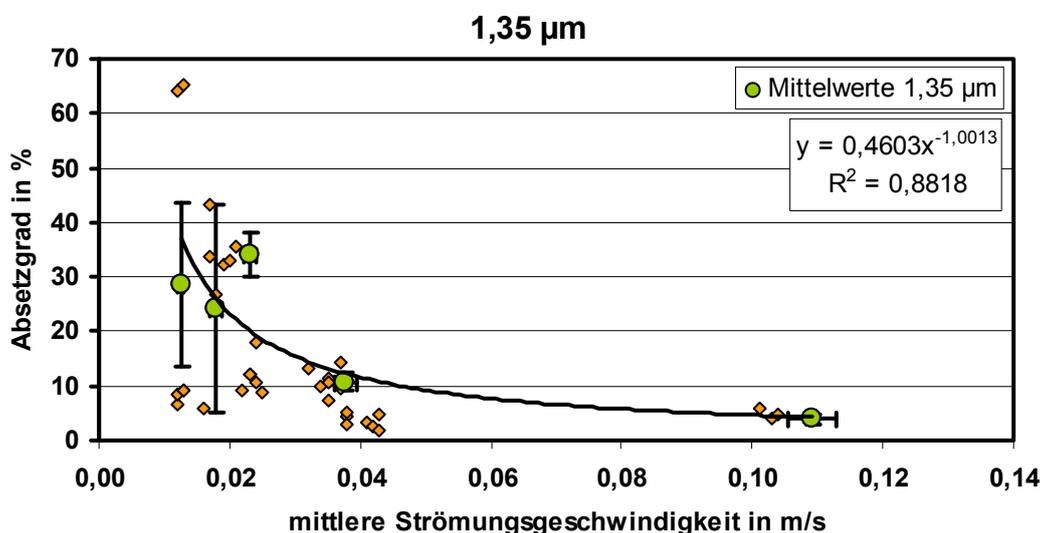
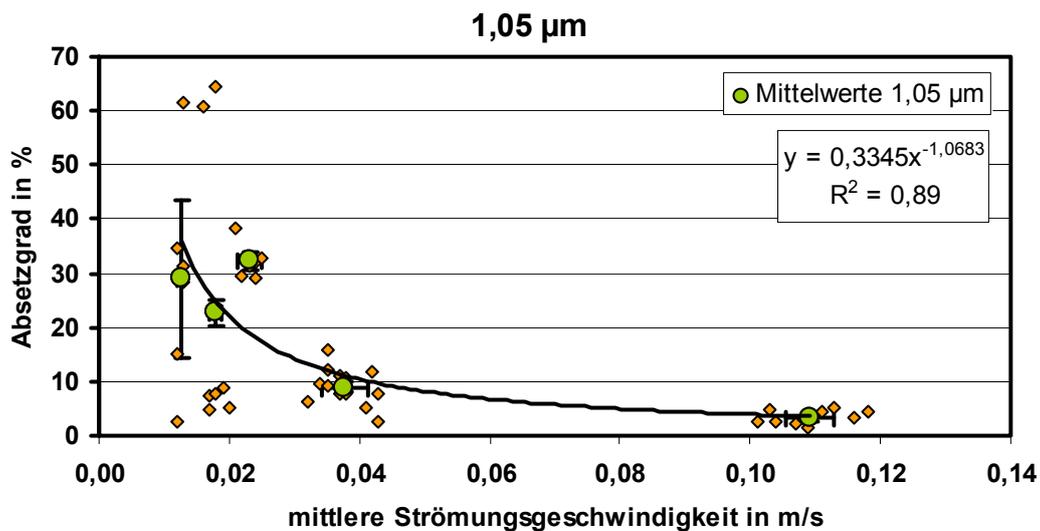


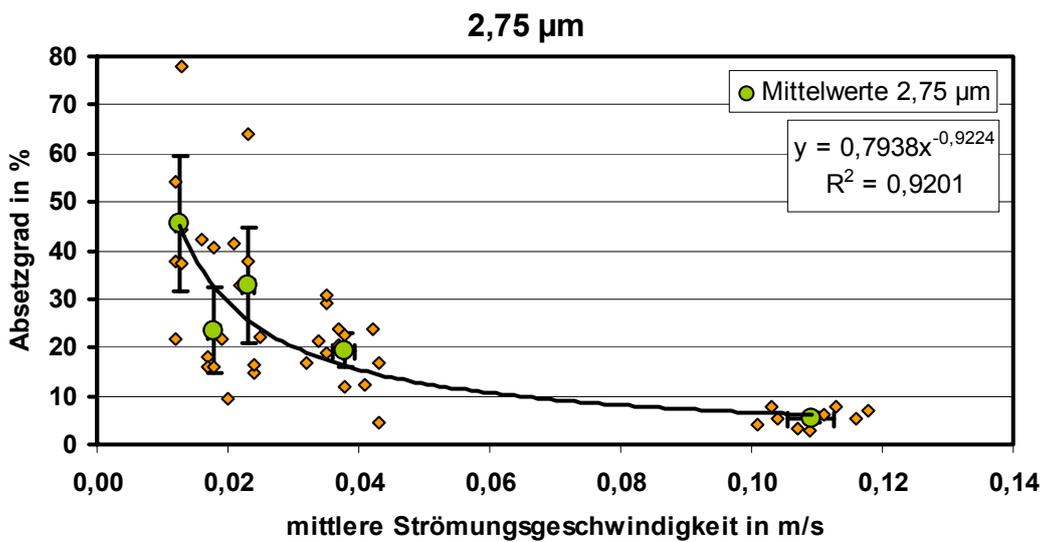
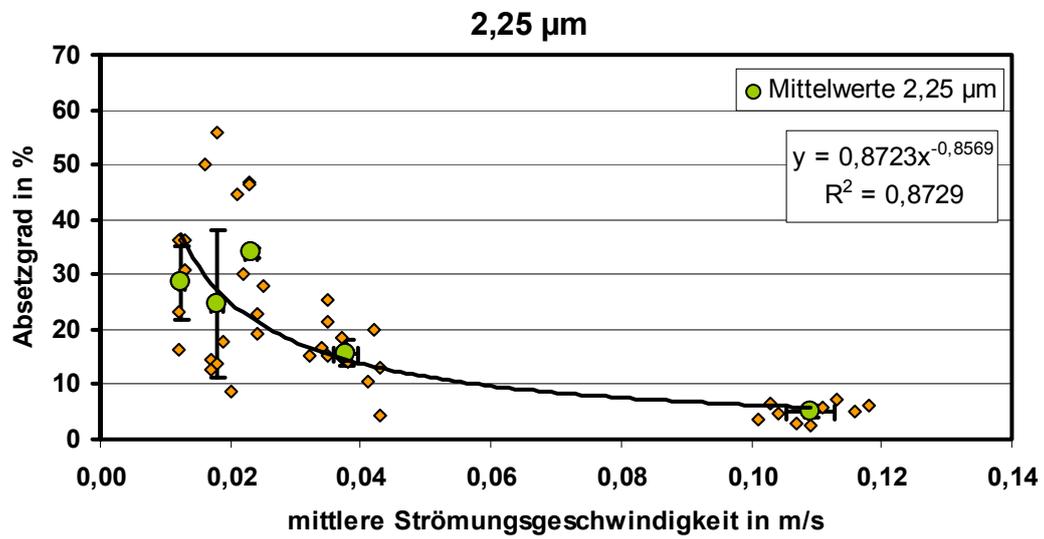
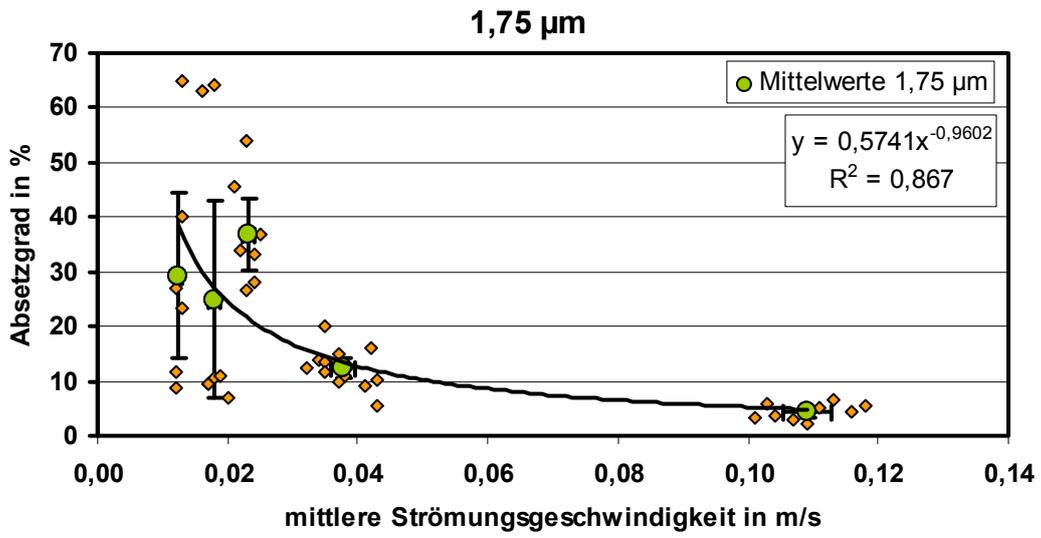
Tabelle 17. Entwicklung des Absatzgrades von PVC-Partikeln bei verschiedenen Strömungsbedingungen in der PE-Kreislaufanlage DN80

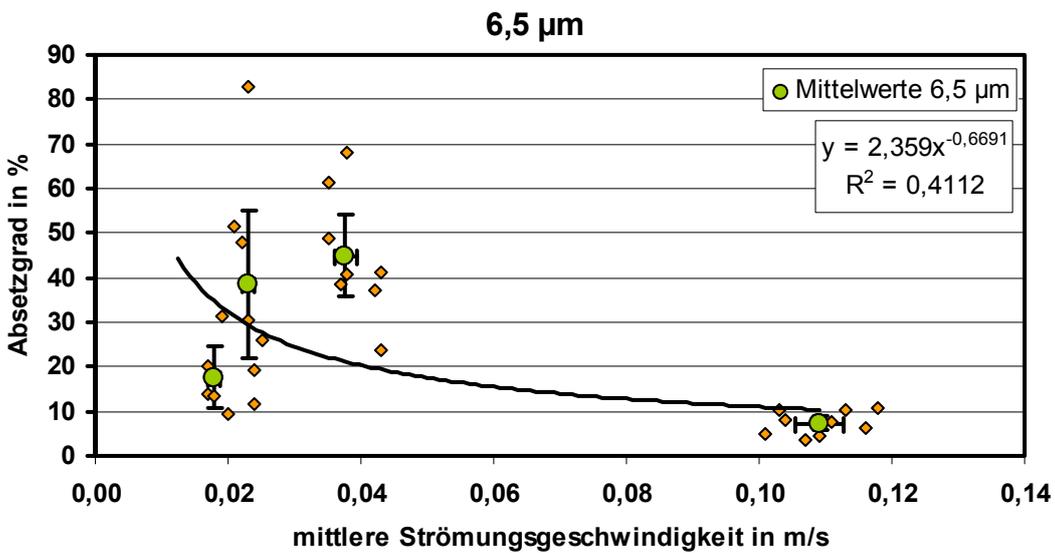
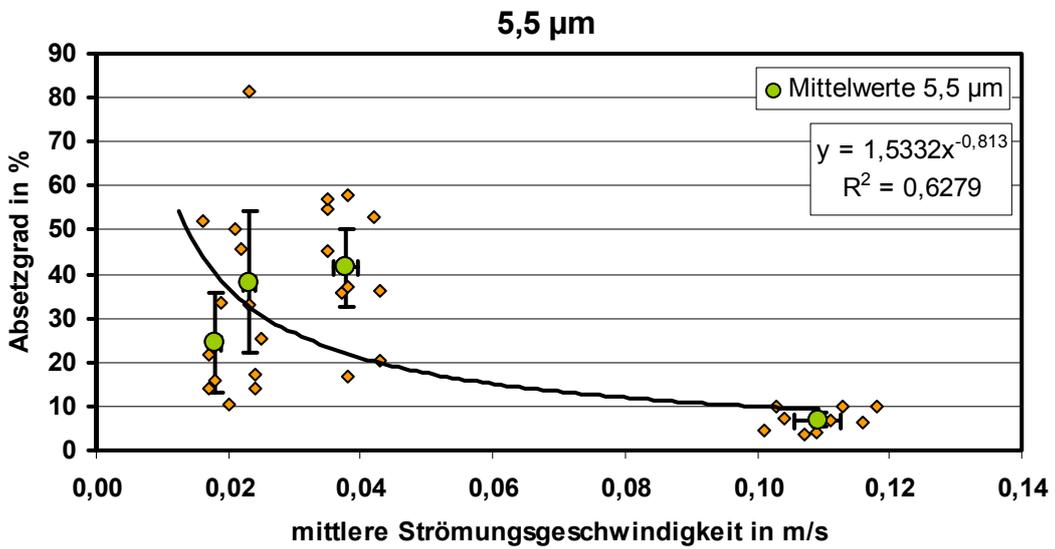
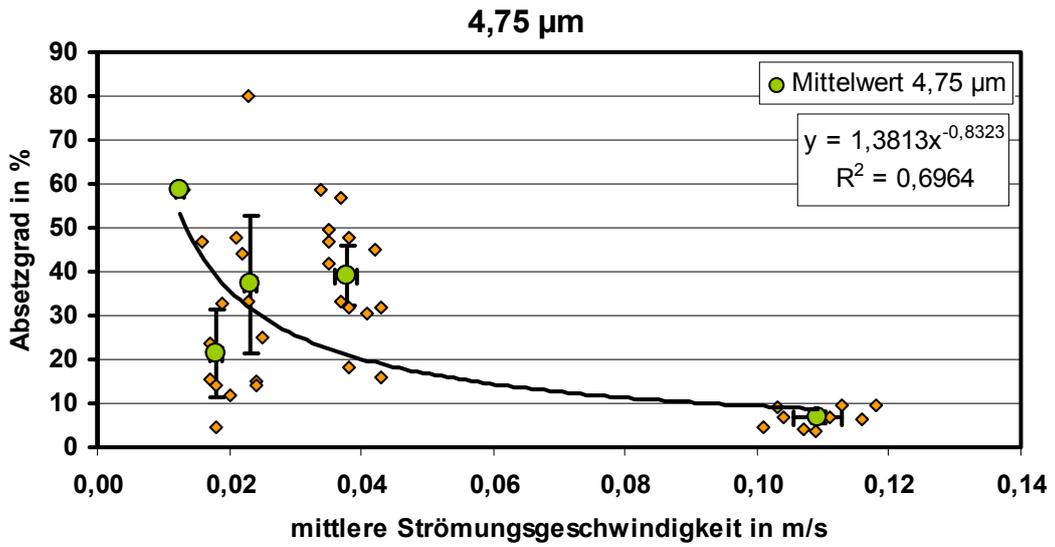
Parameter	Mittlere Strömungsgeschw. in m/s	Partikeldurchmesser in µm													
		1,05	1,35	1,75	2,25	2,75	3,25	3,75	4,25	4,75	5,5	6,5	7,5		
Arithmetisches Mittel	0,0123	11,17	11,99	13,95	19,83	26,36	32,82	40,65	47,92	54,26	57,24	61,53	67,75		
Anzahl Messwerte	19	19	19	19	19	19	19	19	17	14	11	9	4		
Konfidenzintervall, α=95 %	0,00057	1,82	1,89	2,39	2,99	3,45	3,97	5,08	6,53	8,47	10,64	13,27	17,40		
Arithmetisches Mittel	0,0188	3,18	4,95	7,38	12,28	17,33	21,73	25,63	29,75	33,75	38,03	42,25	51,70		
Anzahl Messwerte	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4		
Konfidenzintervall, α=95 %	0,0008	2,15	2,32	3,09	5,25	7,63	9,44	10,89	12,35	14,38	16,43	19,01	15,13		
Arithmetisches Mittel	0,0242	20,72	21,64	17,64	19,06	20,96	22,43	23,50	24,62	26,12	32,47	34,80	37,22		
Anzahl Messwerte	10	10	9	9	9	9	9	9	9	9	10	10	10		
Konfidenzintervall, α=95 %	0,0017	9,09	9,03	6,09	5,36	5,19	5,03	5,00	5,46	6,21	10,00	10,28	11,15		
Arithmetisches Mittel	0,0396	3,83	4,95	6,36	9,27	12,31	15,29	18,60	23,23	24,51	30,70	30,36	33,90		
Anzahl Messwerte	10	10	10	10	10	10	10	10	10	7	6	5	5		
Konfidenzintervall, α=95 %	0,0010	1,91	1,94	2,03	2,28	2,68	3,38	4,45	6,81	5,53	6,14	5,62	7,62		
Arithmetisches Mittel	0,1126	2,24	2,76	2,98	3,79	4,99	5,77	6,52	7,30	8,10	9,85	10,86	11,93		
Anzahl Messwerte	9	9	8	8	9	9	9	9	9	9	8	8	8		
Konfidenzintervall, α=95 %	0,0011	0,62	0,66	0,43	0,63	1,15	1,31	1,47	1,65	1,83	1,37	1,59	2,00		

14.13.2 Absetzgrad der Eisenoxid-Partikel in der Kreislaufanlage

Grafische Darstellung der experimentellen Ergebnisse zur Ablagerung von Eisenoxid-Partikeln (aus der Stahl-Kreislaufanlage DN80) in Rohrströmung an der PE-Kreislaufanlage DN80. Fehlerbalken zeigen das Konfidenzintervall für $\alpha = 0,05$. Weitere Angaben in der nachfolgenden Tabelle 18. Die Regressionskurven basieren auf den Mittelwerten (grüne Punkte).







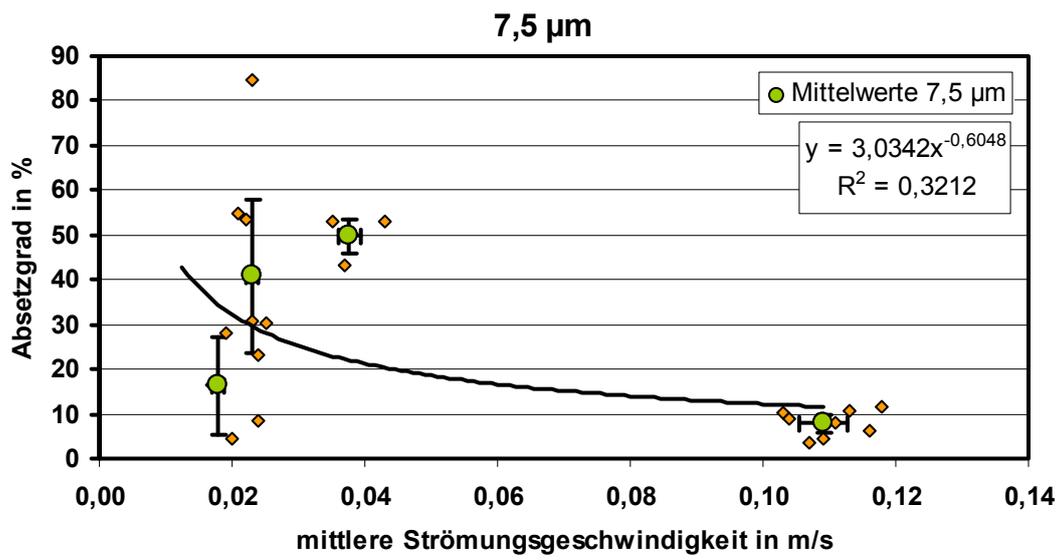


Tabelle 18. Entwicklung des Absetzgrades von Eisenoxid-Partikeln bei verschiedenen Strömungsbedingungen in der PE-Kreislaufanlage.

Parameter	Mittlere Strömungs-geschw. in m/s	Partikeldurchmesser in µm													
		1,05	1,35	1,75	2,25	2,75	3,25	3,75	4,25	4,75	5,5	6,5	7,5		
Arithmetisches Mittel	0,0125	28,97	28,53	29,32	28,54	45,52	54,52	61,33	60,20	58,50					
Anzahl Messwerte	6	6	6	5	6	5	4	3		1	0	0	0		
Konfidenzintervall, $\alpha=95\%$	0,00040	14,52	15,08	15,19	6,80	13,98	17,90	25,15	27,70						
Arithmetisches Mittel	0,0179	22,74	24,14	24,91	24,77	23,53	22,39	18,10	20,96	21,36	24,53	17,68	16,30		
Anzahl Messwerte	7	7	7	7	7	7	6	6	7	7	6	5	3		
Konfidenzintervall, $\alpha=95\%$	0,0009	18,78	19,07	18,15	13,39	8,85	6,55	3,55	8,03	9,91	11,39	6,73	10,91		
Arithmetisches Mittel	0,0231	32,25	34,07	36,87	33,99	32,86	33,30	34,37	35,64	37,07	38,09	38,63	40,77		
Anzahl Messwerte	7	6	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7		
Konfidenzintervall, $\alpha=95\%$	0,0009	2,46	3,95	6,67	8,04	11,83	13,59	14,74	15,31	15,79	16,02	16,66	17,31		
Arithmetisches Mittel	0,0377	8,99	10,81	12,38	15,76	19,40	22,59	26,24	31,39	39,07	41,42	44,96	49,83		
Anzahl Messwerte	14	14	14	14	14	14	14	14	14	13	10	8	4		
Konfidenzintervall, $\alpha=95\%$	0,0017	1,65	1,63	1,72	2,52	3,50	3,81	4,23	4,77	6,98	8,67	9,19	3,86		
Arithmetisches Mittel	0,1091	3,44	3,92	4,36	5,01	5,51	5,83	6,16	6,46	6,76	7,00	7,31	7,90		
Anzahl Messwerte	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	8		
Konfidenzintervall, $\alpha=95\%$	0,0036	0,78	0,83	0,91	0,99	1,13	1,25	1,32	1,36	1,45	1,56	1,66	1,95		

14.14 Messdaten der Mobilisierungsexperimente

14.14.1 Hydraulische Bedingungen

Der Index „0“ bezeichnet Mess- und Rechenwerte vor Mobilisierungsbeginn. Der Index „1“ bezeichnet Mess- und Rechenwerte nach der Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit.

Berechnung von $\tau_{0,stat}$ nach Gl. (7), S. 27 mit $k_{abs} = 0,001$ m. Berechnung von δ_{LBL} nach Gl. (16), S. 37. $Turb_0$ = durchschnittliche Trübung im Zeitraum von 80 Minuten vor Mobilisierungsbeginn. $Turb_1$ = durchschnittliche Trübung im Zeitraum der Mobilisierungsphase.

Tabelle 19. Hydraulische Parameter der Versuchsreihe mit $\bar{v}_0 = 0,05 \text{ m/s}$

	Experiment #			
	E26	E27	E28	E29
T (°C)	12,1	6,9	5,1	4,1
\bar{v}_0 (m/s)	0,044	0,041	0,043	0,045
\bar{v}_1 (m/s)	0,053	0,058	0,080	0,102
$T_{0,stat,0}$ (N/m ²)	0,013	0,012	0,013	0,014
$T_{1,stat,1}$ (N/m ²)	0,018	0,022	0,04	0,063
$T_{1,dyn,1}$ (N/m ²)	0,055	0,093	0,194	0,300
$\delta_{LBL,0}$ (mm)	4,8	5,8	5,8	5,8
$\delta_{LBL,1}$ (mm)	4,1	4,3	3,4	2,8
Turb₀ (FNU)	5,7	7,3	3,4	5,4
Turb₁ (FNU)	7,8	10,5	255,0	221,8

Tabelle 20. Hydraulische Parameter der Versuchsreihe mit $\bar{v}_0 = 0,07 \text{ m/s}$

	Experiment #							
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
T (°C)	12	12,4	10,7	6,4	16,6	11,8	9,4	8,4
\bar{v}_0 (m/s)	0,062	0,066	0,065	0,064	0,065	0,066	0,066	0,066
\bar{v}_1 (m/s)	0,072	0,083	0,093	0,112	0,14	0,171	0,19	0,235
$T_{0,stat,0}$ (N/m ²)	0,024	0,027	0,027	0,026	0,026	0,027	0,028	0,028
$T_{1,stat,1}$ (N/m ²)	0,032	0,042	0,052	0,075	0,11	0,164	0,201	0,304
$T_{1,dyn,1}$ (N/m ²)	0,073	0,111	0,167	0,271	0,417	0,594	0,71	0,997
$\delta_{LBL,0}$ (mm)	3,5	3,3	3,5	4,0	3,1	3,4	3,6	3,7
$\delta_{LBL,1}$ (mm)	3,1	2,7	2,6	2,4	1,6	1,5	1,4	1,2
Turb₀ (FNU)	13,6	21,1	17,8	6,9	49,7	16,8	13,0	11,8
Turb₁ (FNU)	53,7	157,4	289,9	214,6	533,0	506,8	720,8	818,9

Tabelle 21. Hydraulische Parameter der Versuchsreihe mit $\bar{v}_0 = 0,1 \text{ m/s}$

	Experiment #																								
	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15	E16	E17	E18	E19	E20	E21	E22	E23	E24	E25								
T (°C)	17,8	14,9	12,3	16,4	15,3	16,2	20,2	21,7	18,2	19,8	20,3	25,2	12,3	19,2	17,6	13,6	17,7								
\bar{v}_0 (m/s)	0,096	0,095	0,094	0,092	0,095	0,097	0,094	0,094	0,095	0,096	0,094	0,092	0,094	0,093	0,094	0,094	0,094								
\bar{v}_1 (m/s)	0,106	0,113	0,132	0,111	0,171	0,201	0,122	0,151	0,231	0,208	0,274	0,138	0,161	0,274	0,368	0,276	0,367								
$T_{0,stat,0}$ (N/m ²)	0,054	0,053	0,053	0,05	0,053	0,055	0,051	0,051	0,053	0,053	0,051	0,049	0,053	0,05	0,052	0,052	0,052								
$T_{1,stat,1}$ (N/m ²)	0,065	0,074	0,1	0,071	0,162	0,221	0,084	0,126	0,288	0,235	0,401	0,105	0,146	0,401	0,716	0,411	0,712								
$T_{1,dyn,1}$ (N/m ²)	0,106	0,147	0,255	0,149	0,474	0,647	0,199	0,359	0,845	0,693	1,137	0,293	0,42	1,142	1,838	1,156	1,83								
$\delta_{LBL,0}$ (mm)	2,1	2,3	2,4	2,3	2,3	2,2	2,0	2,0	2,1	2,0	2,0	1,9	2,4	2,1	2,2	2,4	2,2								
$\delta_{LBL,1}$ (mm)	1,9	2,0	1,8	1,9	1,3	1,1	1,6	1,3	1,0	1,0	0,8	1,3	1,5	0,8	0,7	0,9	0,7								
Turb ₀ (FNU)	191,9	177,6	162,5	197,3	197,3	221,4	207,6	248,6	198,4	224,5	213,0	224,5	207,6	220,5	218,7	190,3	201,9								
Turb ₁ (FNU)	222,9	225,0	233,4	268,1	323,4	339,3	306,1	355,0	357,0	381,1	380,4	381,6	404,5	473,7	477,9	527,2	720,6								

14.14.2 Trübungsmessdaten

Versuchsreihe mit Einfahrtgeschwindigkeit $v_0 = 0,05$ m/s

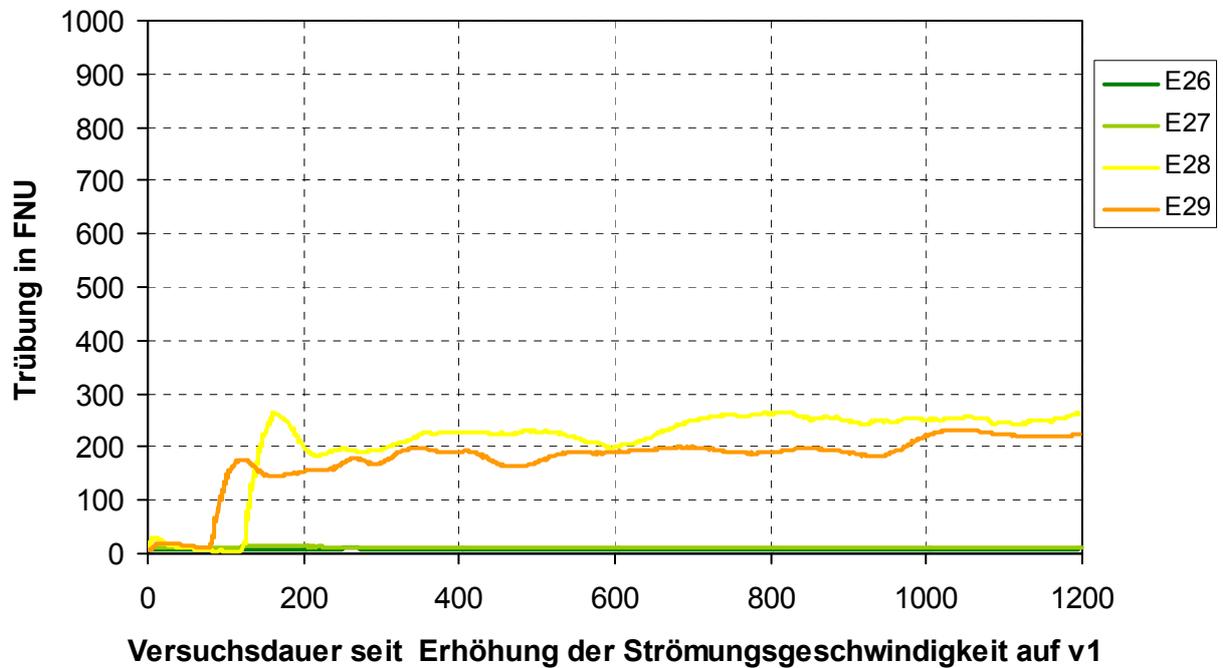


Bild 88. Entwicklung der Trübung in den Mobilisierungsversuchen mit der Strömungsgeschwindigkeit während der Ablagerungsbildung von $v_0 = 0,05$ m/s.

Versuchsreihe mit Einfahrtgeschwindigkeit $v_0 = 0,07$ m/s

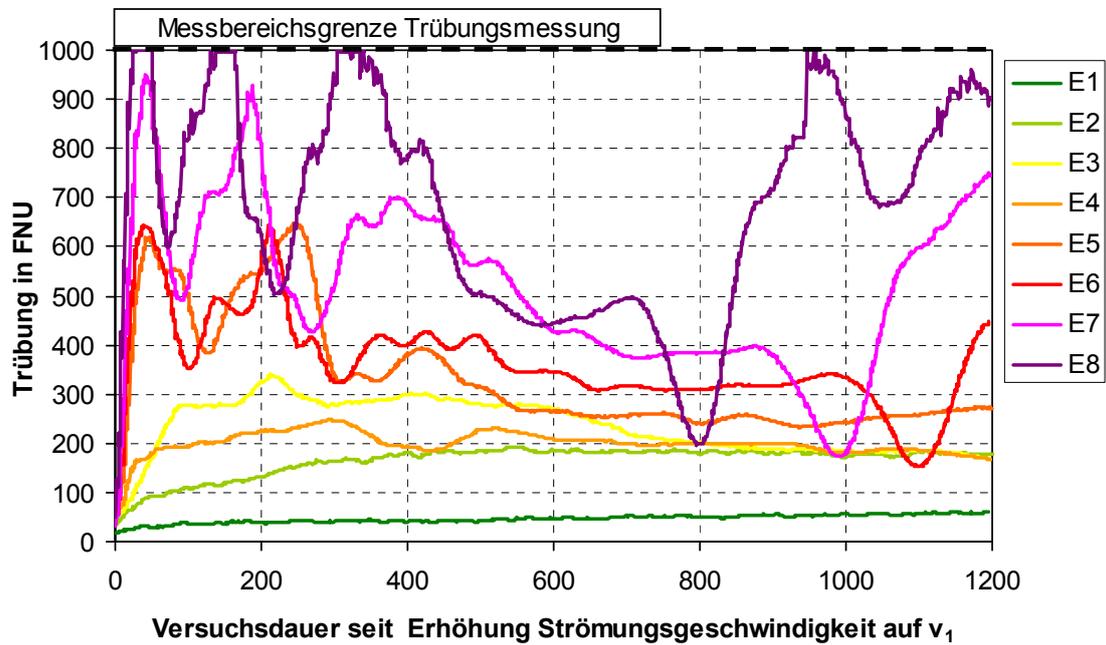


Bild 89. Entwicklung der Trübung in den Mobilisierungsversuchen mit der Strömungsgeschwindigkeit während der Ablagerungsbildung von $v_0 = 0,07$ m/s.

Versuchsreihe mit Einfahrtgeschwindigkeit $v_0 = 0,1$ m/s

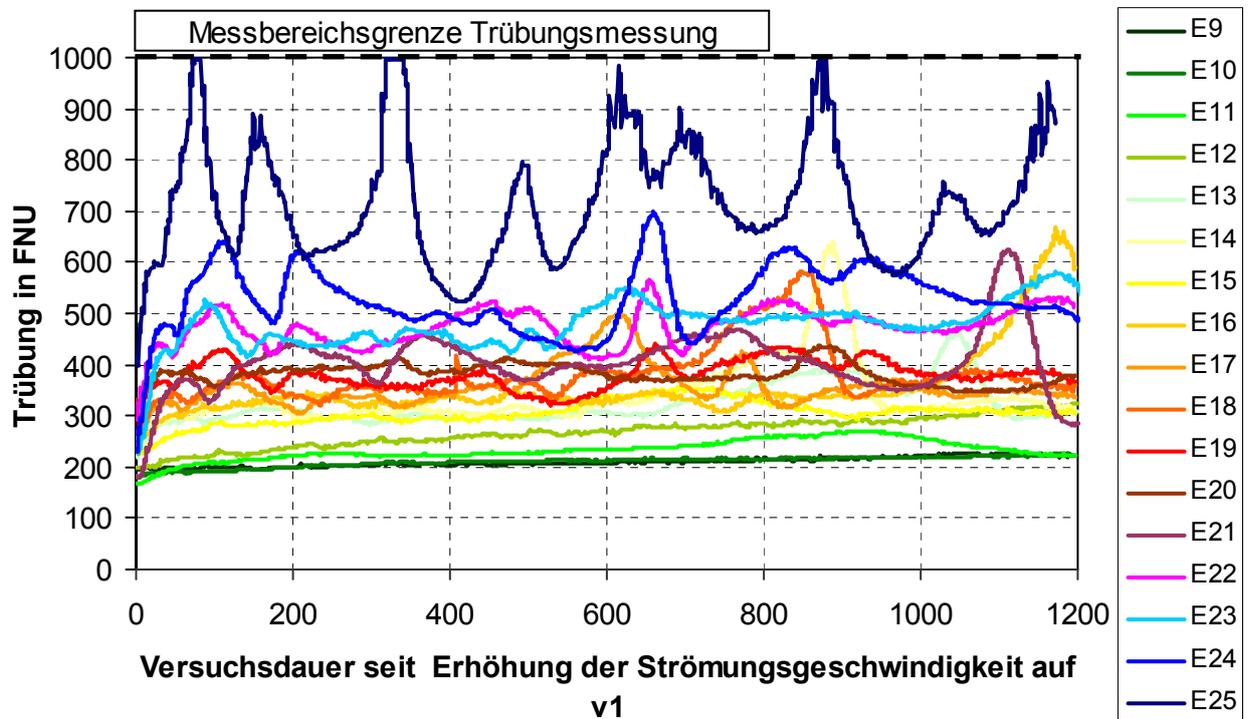


Bild 90. Entwicklung der Trübung in den Mobilisierungsversuchen mit der Strömungsgeschwindigkeit während der Ablagerungsbildung von $v_0 = 0,1$ m/s.

14.15 Messdaten der Sedimentationsversuche mit natürlich gebildeten Eisenoxidpartikeln

Partikelgrößenklasse [µm], x_{meas}	3,25	4,25	5,5	8,5	11,5	14,5	18	22,5
Corr_70000P_080724 [mm/s]	2,164E-03	2,535E-03	2,937E-03	3,563E-03	4,311E-03	4,713E-03	4,754E-03	3,949E-03
Corr_80000P_080618 [mm/s]			1,498E-03	2,852E-03	4,131E-03	4,935E-03	5,345E-03	5,291E-03
Corr_30000P_080728 [mm/s]		1,320E-03	1,844E-03	3,037E-03	4,575E-03	5,853E-03	6,447E-03	5,444E-03
Corr_35000P_080213 [mm/s]			1,106E-03	2,249E-03	4,976E-03	5,416E-03	6,037E-03	5,892E-03
Corr_40000P_080229 [mm/s]	1,322E-03	1,545E-03	1,708E-03	1,972E-03	2,409E-03	2,636E-03	3,008E-03	3,572E-03
Corr_45000P_080721 [mm/s]		1,233E-03	1,623E-03	3,044E-03	4,916E-03	6,215E-03	6,754E-03	
Corr_17000P_080804 [mm/s]	1,743E-03	1,658E-03	1,786E-03	2,786E-03	4,220E-03	4,928E-03	5,391E-03	4,830E-03
Mittelwert gemessener Sinkgeschwindigkeit [mm/s]	4,208E-04	5,189E-04	5,637E-04	5,306E-04	8,638E-04	1,134E-03	1,257E-03	9,030E-04
Standardabweichung Grundgesamtheit [mm/s]								
Anzahl Werte	2	4	6	6	6	6	6	5
Konfidenzintervall (alpha = 0,05) [mm/s]	0,000583	0,000509	0,000451	0,000425	0,000691	0,000908	0,001006	0,000791
Partikeldichte [kg/m³]	1311	1172	1110	1071	1058	1042	1029	1016
kalibrierte Dichte [22 °C, kg/m³]	1658	1437	1321	1238	1209	1168	1132	1089
Porosität (Reindichte 3300 kg/m³) [%]	71,31	80,92	85,96	89,56	90,84	92,61	94,18	96,04
Dichte bei 20 °C [kg/m³]	1658,49	1437,48	1321,41	1238,60	1208,95	1168,28	1132,24	1089,26

Bild 91. Messwerte der Sedimentationsversuche mit Eisenoxidpartikeln.

14.16 Untersuchungen an einem Verteilungssystem

14.16.1 Spülstrecken und Spülergebnisse

Bild 92 gibt einen Überblick über die Spülungen mit klarer Wasserfront in der Zweitspülung im untersuchten Versorgungsnetz.

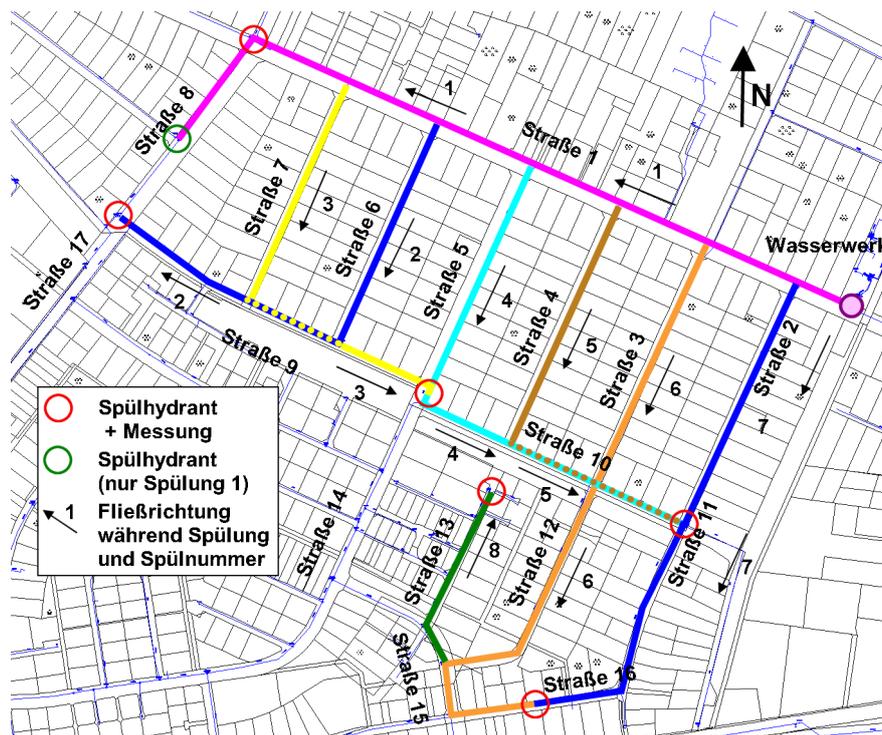


Bild 92. Spülplanübersicht für die Untersuchungen zur Ablagerungsbildung in einem Teilgebiet des Versorgungsnetzes.

Tabelle 22 listet die Eigenschaften der Leitungen, die in den Spülungen in einem Trinkwasserverteilungsnetz auf Ablagerungen untersucht wurden.

Tabelle 22. Eigenschaften der untersuchten Leitungen.

StraÙe	von bis	Material	Länge	ID	ID
				original	analysiert
			m	mm	mm
StraÙe 1	Wasserwerk bis StraÙe 8	PE	668	164	164
	kurz vor Anschluss StraÙe 8	PE	22	247	247
StraÙe 7	Komplett	St	251	80	70
StraÙe 6	Komplett	St	250	80	70
StraÙe 5	StraÙe 1 bis StraÙe 9	St	251	80	70
	StraÙe 9 bis StraÙe 14	PE	27	74	74
StraÙe 4	Komplett	St	273	80	70
StraÙe 3	Komplett	St	270	80	70
StraÙe 2	Komplett	St	281	80	70
StraÙe 9	StraÙe 14 bis StraÙe 8	PE	365	361	74
	Querung StraÙe 17	PE	147	10	10
StraÙe 10	StraÙe 14 bis StraÙe 2	PE	275	74	74
StraÙe 13	StraÙe 13 bis StraÙe 15	PE	157	74	74
StraÙe 12	Komplett	PE	308	74	74
StraÙe 11	StraÙe 10 bis StraÙe 16	PE	171	74	74
StraÙe 15	StraÙe 13 bis StraÙe 16	PE	95	163	163
StraÙe 16	StraÙe 15 bis StraÙe 11	PE	225	74	74

Die Spalte "ID analysiert" listet die für die Ablagerungsanalysen und modellgestützten Berechnungen verwendeten Rohrdurchmesser. Gegenüber der Spalte "ID original" haben sich für die inkrustierten Stahlleitungen aufgrund der Analysen veränderte Rohrdurchmesser im Vergleich zu den vom Versorger bereit gestellten Daten ergeben.

In Bild 93 bis Bild 100 werden die Messergebnisse der Zweitspülungen dargestellt. Die schwarzen Kurven zeigen jeweils die aus der Aufwirbelung der Ablagerungen resultierenden Trübungsmesswerte am Spülhydranten. Wie in Anhang 14.4, S. 186, beschrieben wird, konnten diese Trübungsmesswerte unter Verwendung der hydraulischen Bedingungen während der Spülungen den Leitungsabschnitten zugeordnet werden.

Die grünen Punkte repräsentieren Probenahmen während der Spülungen. Aus den Proben wurden die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Ablagerungen, u. a. die Konzentration organischen Materials, ermittelt.

Die Spülergebnisse werden nachfolgend kurz diskutiert.

Spülung 1

Unzureichender Spüldurchfluss. Daher nur geringe Aufwirbelung eventuell vorhandener Ablagerungen.

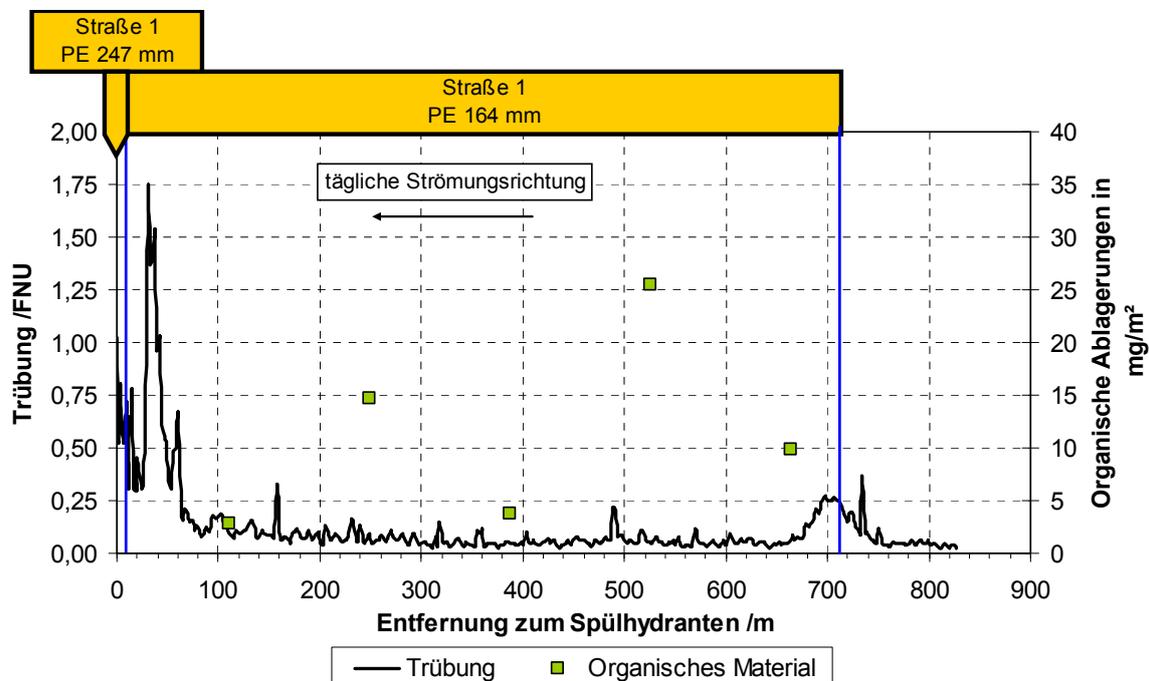


Bild 93. Spülergebnisse in Spülung 1.

Spülung 2

Ausreichender Spüldurchfluss. Intensive Aufwirbelung von Ablagerungen in Straße 6. Ablagerungsmenge in Straße 6 nimmt in Richtung Straße 1 hin zu, was auf Partikeleintrag aus Straße 1 nach Straße 6 und nachfolgende Deposition hinweist. Menge organischen Materials in Straße 6 nimmt in Richtung der Straße 1 hin zu. Ungleichmäßige Menge organischer Ablagerungen ist Indiz für Ablagerungsbildung aus partikulären Einträgen und nicht für mikrobiologische Aktivität.

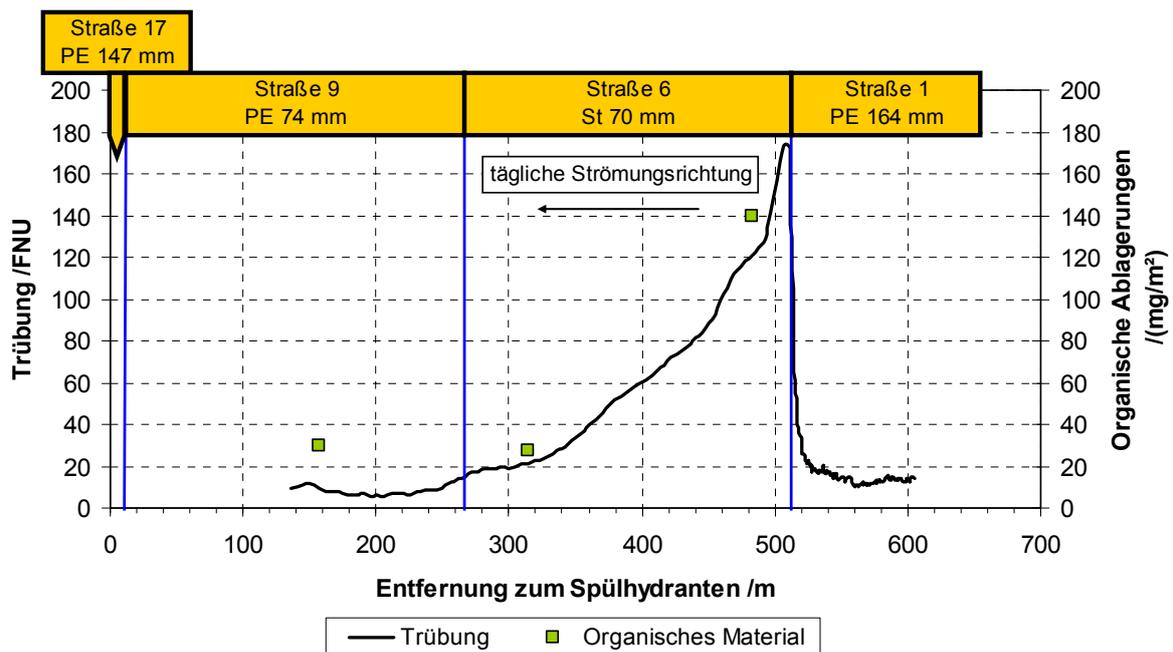


Bild 94. Spülergebnisse in Spülung 2.

Spülung 3

Ausreichender Spüldurchfluss. Intensive Aufwirbelung von Ablagerungen in Straße 7. Ablagerungsmenge in Straße 7 nimmt in Richtung Straße 1 hin zu, was auf Partikeleintrag aus Straße 1 nach Straße 7 und nachfolgende Deposition hinweist. Menge organischen Materials in Straße 7 groß. Maximal mögliche Ablagerungsmenge aufgrund der täglichen hydraulischen Belastung im Untersuchungszeitraum scheinbar auf ca. 90 FNU limitiert.

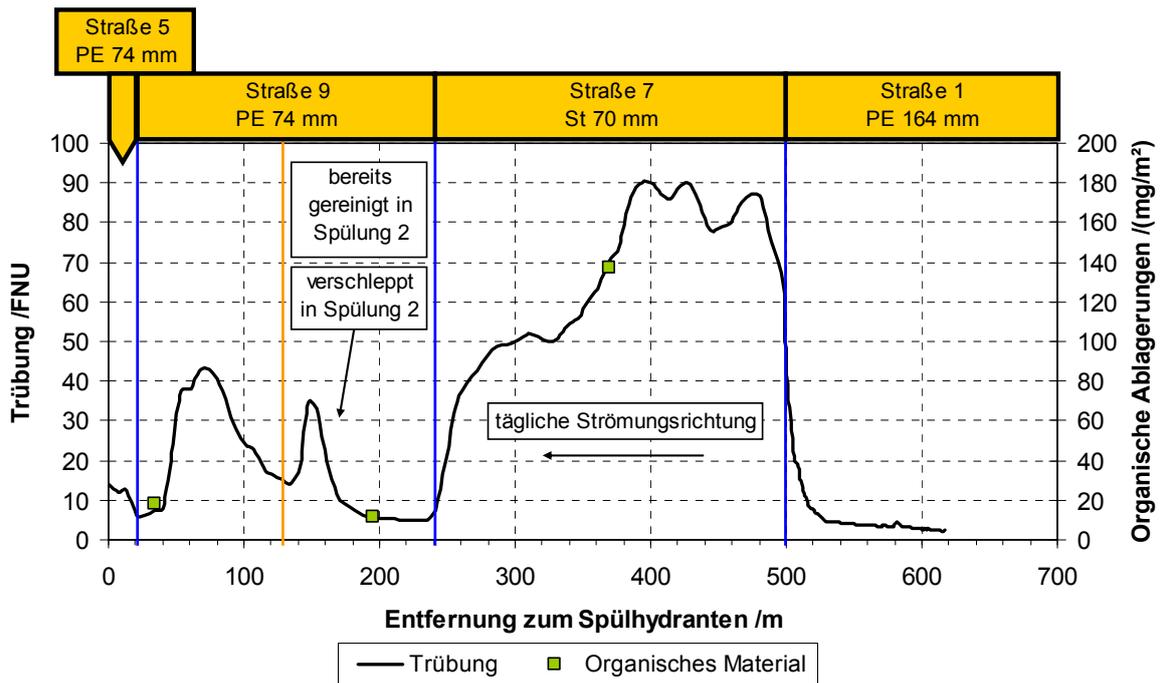


Bild 95. Spülergebnisse in Spülung 3.

Spülung 4

Ausreichender Spüldurchfluss. Schwache Aufwirbelung von Ablagerungen in Straße 5. Ablagerungsmenge in Straße 5 nimmt in Richtung Straße 1 hin zu, was auf Partikeleintrag aus Straße 1 nach Straße 5 und nachfolgende Deposition hinweist. Menge organischen Materials in Straße 5 gering. Maximal mögliche Ablagerungsmenge aufgrund der täglichen hydraulischen Belastung im Untersuchungszeitraum scheinbar auf ca. 25 FNU limitiert.

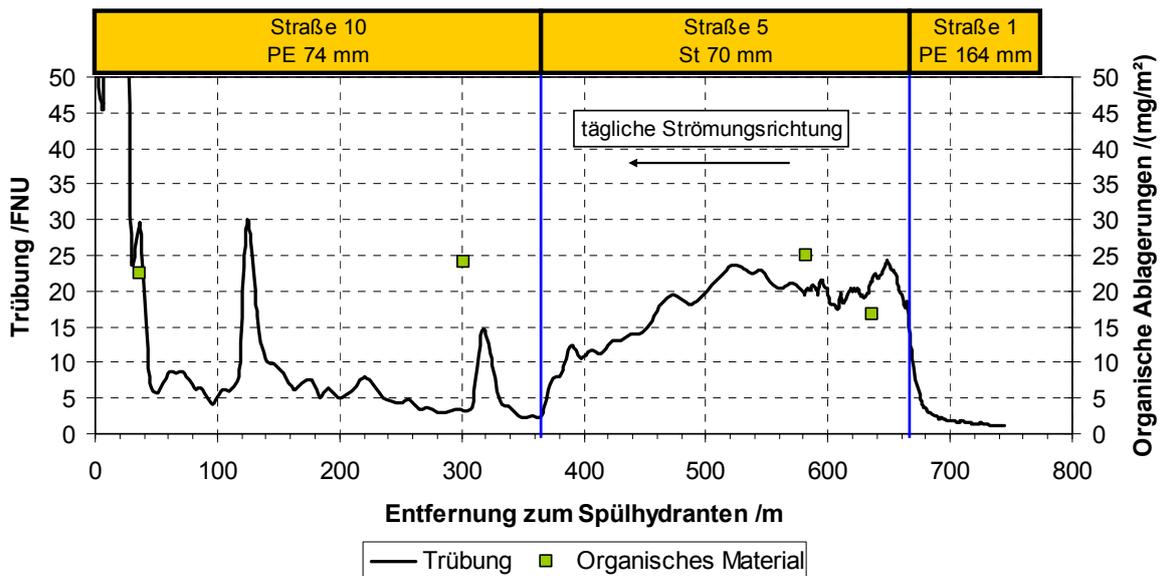


Bild 96. Spülergebnisse in Spülung 4.

Spülung 5

Ausreichender Spüldurchfluss. Intensive Aufwirbelung von Ablagerungen in Straße 4. Ablagerungsmenge in Straße 4 nimmt in Richtung Straße 1 hin zu, was auf Partikeleintrag aus Straße 1 nach Straße 4 und nachfolgende Deposition hinweist. Menge organischen Materials in Straße 4 mäßig. Das Spülintervall lag in diesem Leitungsstrang bei 3,5 Monaten. Straße 10 wurde bereits in Spülung 4 gereinigt.

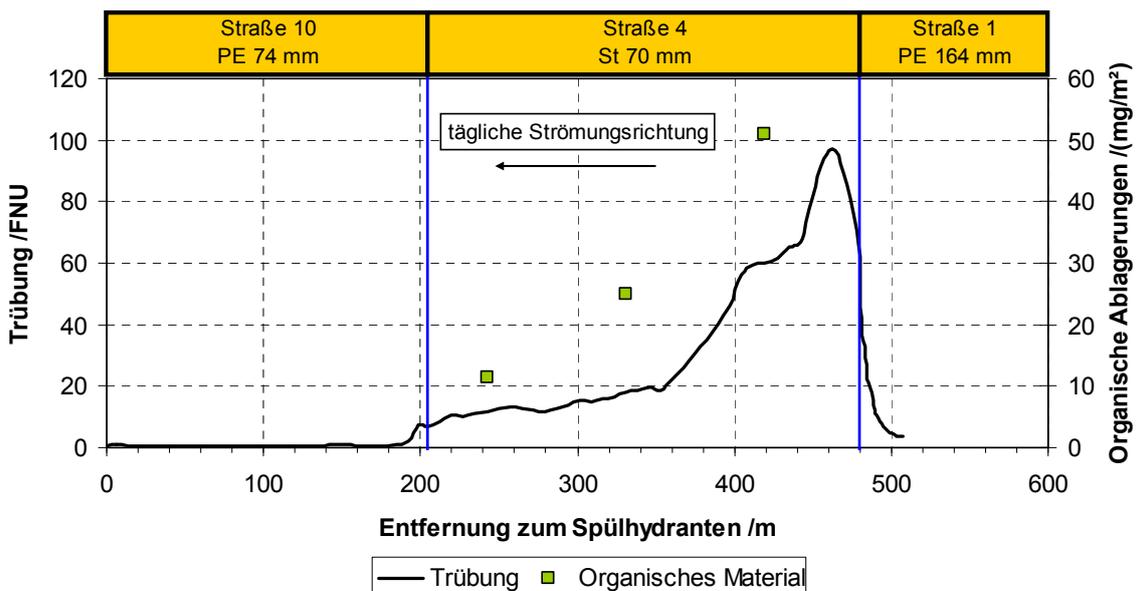


Bild 97. Spülergebnisse in Spülung 5.

Spülung 6

Ausreichender Spüldurchfluss. Intensive Aufwirbelung von Ablagerungen in Straße 3. Ablagerungsmenge in Straße 3 nimmt in Richtung Straße 1 hin zu, was auf Partikeleintrag aus Straße 1 nach Straße 3 und nachfolgende Deposition hinweist. Menge organischen Materials in Straße 4 gering.

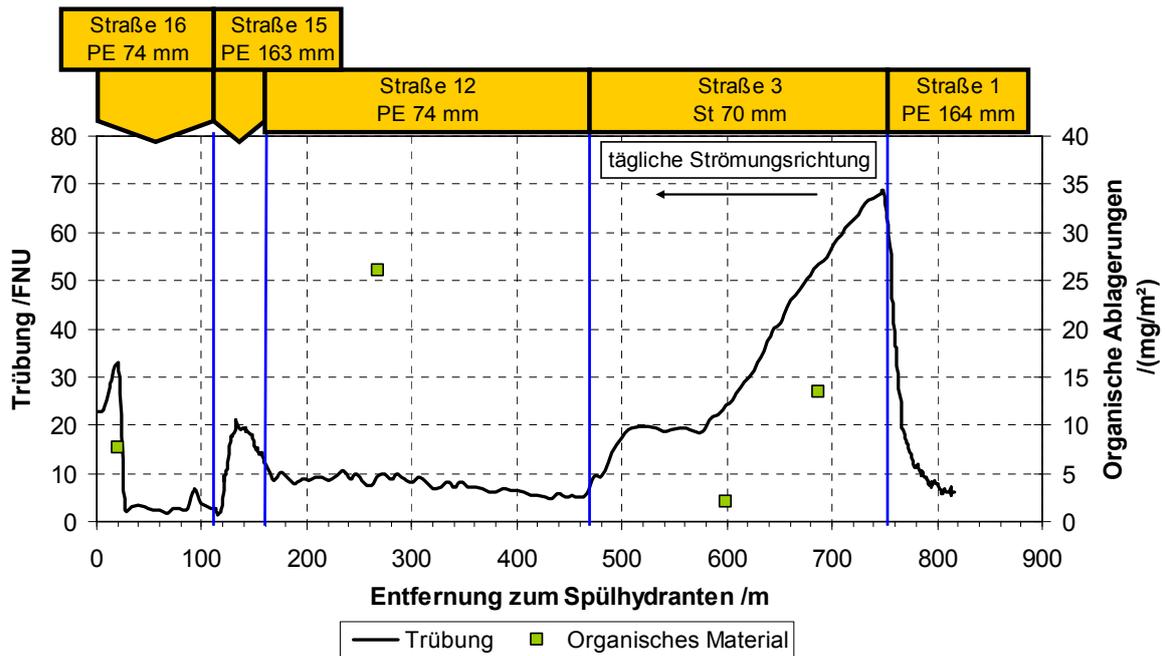


Bild 98. Spülergebnisse in Spülung 6.

Spülung 7

Ausreichender Spüldurchfluss. Mäßige Aufwirbelung von Ablagerungen in Straße 2. Maximal mögliche Ablagerungsmenge aufgrund der täglichen hydraulischen Belastung im Untersuchungszeitraum scheinbar auf ca. 55 FNU limitiert. Daher kein Partikeleintrag aus Straße 1 nach Straße 2 und nachfolgende Deposition feststellbar. Menge organischen Materials in Straße 4 mäßig.

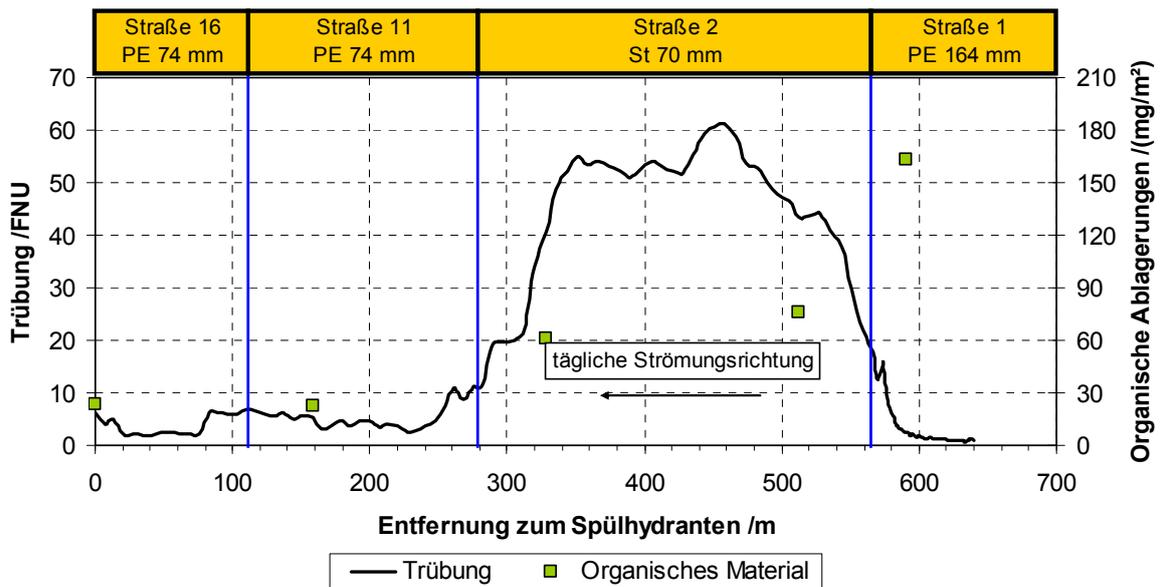


Bild 99. Spülergebnisse in Spülung 7.

Spülung 8

Unzureichender Spüldurchfluss. Daher nur geringe Aufwirbelung eventuell vorhandener Ablagerungen.

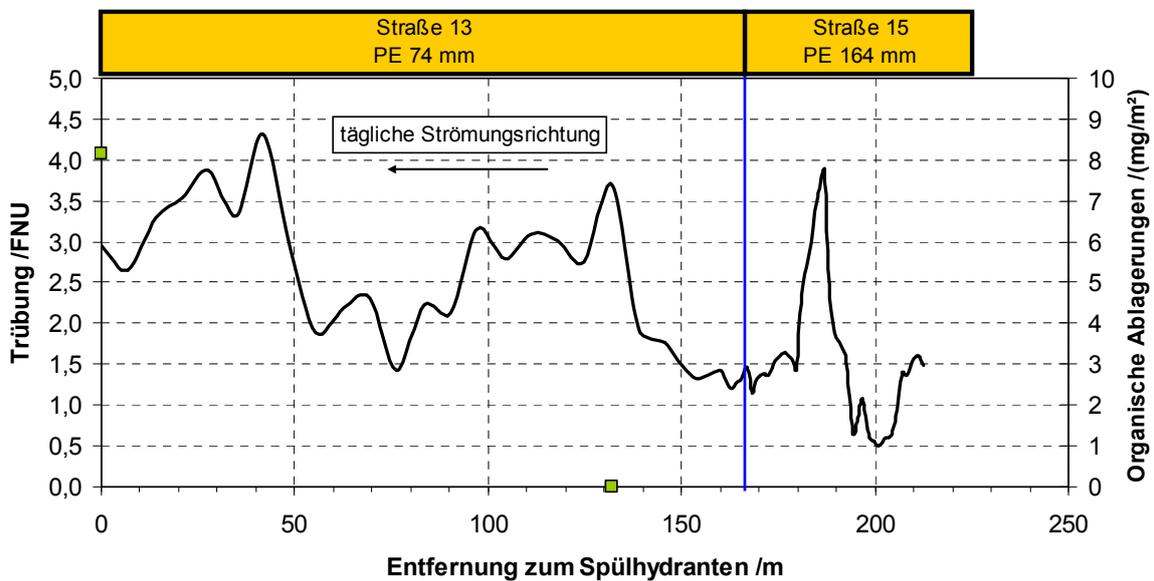


Bild 100. Spülergebnisse in Spülung 8.

14.16.2 Vergleich von Mess- und Berechnungsergebnissen

Tabelle 23. Vergleich von Messwerten und Berechnungsergebnissen der Bildung von Ablagerungen (Trockensubstanz).

Spülung	Str.	Messpunkt	Gemessene Ablagerungen (Trockensubstanz)	Berechnete Ablagerungen (Trockensubstanz)	Abweichung relativ	Abweichung absolut
#	#	#	[1] mg/m ²	[2] mg/m ²	$(\frac{[2]}{[1]} - 1) \times 100 \%$ %	[2] - [1] mg/m ²
2	6	1	201	179	-11	-22
2	6	2	1131	400	-65	-731
2	9	1	141	44	-69	-97
3	9	2	174	94	-46	-80
3	7	1	1106	185	-83	-921
4	10	1	143	106	-26	-37
4	10	2	62	52	-16	-10
5**	4**	1**	56**	124**	+121**	+68
5**	4**	2**	153**	170**	+11**	+17
5**	4**	3**	567**	281**	-50**	-286
6	12	1	113	90	-20	-23
6	16	1	37	78	+111	+41
7	11	1	57	121	+112	+64
7	16	2	33	84	+155	+51
7*	2*	1*	481*	286*	-41*	-195
7*	2*	2*	718*	442*	-38*	-276
7*	2*	3*	844*	642*	-24*	-202
Mittelwert					59 (abs.)	184 (abs.)

* Ablagerungsbildung innerhalb des Untersuchungszeitraums beendet

** Untersuchungszeitraum 3,5 Monate

Tabelle 24. Vergleich von Messwerten und Berechnungsergebnissen der Bildung des Trübungspotentials der Ablagerungen.

Spülung	Straße	Messpunkt	Gemessene Trübung der Ablagerungen	Berechnete Trübung der Ablagerungen	Abweichung relativ	Abweichung absolut
#	#	#	[1] FNU	[2] FNU	$([2] / [1] - 1) \times 100 \%$ %	[2] - [1] FNU
2	6	1	28	21	-25	-7
2	6	2	124	47	-62	-77
2	9	1	10	5	-50	-5
3	9	2	24	11	-54	-13
3	7	1	109	22	-80	-87
4	10	1	23	12	-48	-11
4	10	2	23	6	-74	-17
5**	4**	1**	8**	15**	+88**	+7
5**	4**	2**	22**	20**	-9**	-2
5**	4**	3**	71**	33**	-54**	-38
6	12	1	19	10	-47	-9
6	16	1	4	9	+125	+5
7	11	1	7	14	+100	+7
7	16	2	5	10	+100	+5
7*	2*	1*	85*	34*	-60*	-51
7*	2*	2*	104*	52*	-50*	-52
7*	2*	3*	100*	76*	-24*	-24
Mittelwert					62 (abs.)	25 (abs.)

* Ablagerungsbildung innerhalb des Untersuchungszeitraums beendet

** Untersuchungszeitraum 3,5 Monate