

## AFS63 – Harmonisierungsbedarf und Empfehlungen für die labortechnische Bestimmung des neuen Parameters

P. Baum<sup>1</sup>, J. Benisch<sup>2</sup>, F. Blumenstaat<sup>3</sup>, M. Dierschke<sup>4</sup>, U. Dittmer<sup>1</sup>, L. Gelhardt<sup>4</sup>, G. Gruber<sup>5</sup>, S. Grüner<sup>2</sup>, E. Heinz<sup>6</sup>, T. Hofer<sup>5</sup>, M. Kemper<sup>7</sup>, D. Leutnant<sup>8</sup>, J.P. Nickel<sup>7</sup>

<sup>1</sup>Universität Stuttgart; <sup>2</sup>TU Dresden; <sup>3</sup>Eawag/ETH Zürich; <sup>4</sup>Frankfurt University of Applied Sciences; <sup>5</sup>TU Graz; <sup>6</sup>Ruhr-Universität Bochum; <sup>7</sup>Karlsruher Institut für Technologie; <sup>8</sup>Fachhochschule Münster

**Kurzfassung:** Feststoffe gelten bereits seit geraumer Zeit als Bewertungskriterium für die stoffliche Belastung von Regenwetterabflüssen. Mit Einführung des neuen Regelwerkes DWA-A102/BWK-A 3 sollen diese auf die Feinfraktion < 63 µm (AFS63) eingegrenzt werden. Die labortechnische Bestimmung dieses Parameters ist jedoch derzeit noch nicht definiert. Ziel dieses Beitrages der Hochschulgruppe Simulation (HSGSim) ist es zunächst, den aktuellen Stand der Bestimmung anhand einer Umfrage sowie anhand der Auswertung publizierter Studien aufzuzeigen. Davon ausgehend und erweitert durch gezielte Untersuchungen werden erste Vorschläge zur Vorgehensweise bei der labortechnischen Bestimmung des Parameters gegeben. Am Ende des Beitrags werden Schlussfolgerungen abgeleitet und der weitere Handlungsbedarf sowie das weitere Vorgehen der HSGSim aufgezeigt.

**Key-Words:** Abfiltrierbare Stoffe; Feststoffe; Feststoffgehalt; feinputikuläre Feststoffe; AFS63; AFSfein

### 1 Einleitung

Die in Niederschlagsabflüssen enthaltenen Feststoffe stellen aufgrund der Belastung mit Schmutz- und Schadstoffen einen wichtigen Parameter für die Charakterisierung der stofflichen Belastung dieser Abflüsse dar. In Deutschland wird auf Bundesebene durch die technischen Verbände BWK und DWA gegenwärtig an einer Novellierung der Bewertungen und Regelungen zu Regenwetterabflüssen gearbeitet. Im derzeit vorliegenden Entwurf (Gelbdruck) des DWA-A 102/BWK-A 3 wird als Bewertungskriterium für stoffliche Emissionen aus Misch- und Trennsystemen erstmalig der Parameter AFS63 eingeführt (DWA 2016). Dieser beschreibt die Ton- und Schlufffraktion (T+U) mit Korngrößen zwischen 0,45 µm und 63 µm. Dadurch wird eine Partikelgrößenfraktion beschrieben, die besonders stark zur Adsorption von Schadstoffen neigt

(Sansalone und Kim 2008; Gunawardana et al. 2014). Darüber hinaus sind diese feinstpartikulären Feststoffe aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften nur schwer absetzbar und damit in herkömmlichen Regenbecken nur in geringem Umfang durch Sedimentation abtrennbar ist (Fuchs et al. 2010; Kemper 2016).

Es gibt bislang keine definierte Analyseverfahren für diesen neuen Parameter. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über den aktuellen Stand der AFS63-Bestimmung in Regen- und Mischwasserabflüssen. Hierfür wurde durch das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart (ISWA) eine Umfrage über die vorhandenen Erfahrungen zur labortechnischen Analyse des neuen Leitparameters innerhalb deutschsprachiger Forschungseinrichtungen (D-A-CH) durchgeführt. Aus der Umfrage wurde einerseits ersichtlich, dass innerhalb der Teilnehmer Erfahrungen zu unterschiedlichen Forschungsschwerpunkten vorliegen, wie z. B. zur AFS63-Bestimmung in Straßenabflüssen, -stäuben oder aber auch in Abflüssen aus Trenn- und Mischkanalisationen. Andererseits wurde deutlich, dass sich die eingesetzte Methodik zur Bestimmung des Feinanteils der Feststoffe in Ermangelung einer Standardisierung hinsichtlich der eingesetzten Verfahren zur Probenahme, -aufteilung, -vorbehandlung sowie zur Analytik teilweise sehr stark unterscheiden. Des Weiteren erfolgt in diesem Beitrag eine Zusammenstellung von bisher publizierten Studien, die sich mit der Thematik zur Bestimmung der feinstpartikulären Feststofffraktion auseinandergesetzt haben.

Aufbauend auf den jeweiligen Erfahrungen wurde von der Hochschulgruppe Simulation (HSGSim), in Anlehnung an existierende Normen, eine Vorgehensweise zur Bestimmung von AFS63 erarbeitet. Diese soll als erste Annäherung an eine einheitliche Vorgehensweise gesehen werden. Im folgenden Beitrag werden Schlüsselaspekte der wesentlichen Bestimmungsschritte kurz beschrieben, sowie Ergebnisse und Schlussfolgerungen einiger gezielt durchgeführter Laboruntersuchungen angeführt. Abschließend wird ein Ausblick über die weitere Vorgehensweise der HSGSim gegeben.

Die vorliegende Veröffentlichung dient als Anstoß zum Diskurs und als Anstoß zu weiteren systematischen Untersuchungen der labortechnischen Analyse des neuen Parameters.

## **2 Messprogramme und Methoden**

Nachfolgend werden nationale Messprogramme im Hinblick auf die Methodik zur Bestimmung der feinstpartikulären Feststoffe ausgewertet. Dabei erfolgt eine Differenzierung der Studien zwischen Regen- und Mischwasserabflüssen.

In Tabelle 1 und Tabelle 2 sind die Ergebnisse von insgesamt 13 in Deutschland durchgeführten Studien zu Regenabflüssen dargestellt. Grotehusmann et al. (2017) untersuchten Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss von drei Autobahnen (A6, Sinsheim-Steinfurt, A 7, Großburgwedel und A 374 Kirchhorst). Jeweils etwa 28 m<sup>2</sup> der Autobahnfläche wurden in den Jahren 2011 und

2012 beprobt. Mittels Feststoffsammler wurden für die Standorte die Abflusskonzentrationen und die jährlichen Feststofffrachten in  $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$  ermittelt. Eine Dispergierung (Kap. 3.2) der Proben erfolgte mittels manuellem Zerreiben der Probe auf einem  $63 \mu\text{m}$  Sieb bis zu einem trübungsfreien Siebdurchgang (Lambert, 2018). Der Anteil für Feststoffe  $< 63 \mu\text{m}$  (AFS63) an AFSges (AFSges: 107 mg/l; 92 mg/l und 119 mg/l) lag dort je nach Standort im Mittel zwischen 73 % und 94 %. Hilliges et al. (2017) untersuchten den Straßenabfluss der Derchinger Straße in Augsburg anhand eines Teilstückes von etwa  $20 \text{ m}^2$  mittels volumenproportionaler Probennahme von März 2015 bis März 2016. Die AFS63-Werte wurden nach einer weitgehenden Dispergierung mittels IKA Ultra-Turrax T 18 mit einem Schneidwerkzeug (2 Minuten, 15.000 U/min) vor der Nasssiebung über ein  $63\text{-}\mu\text{m}$ -Sieb gewonnen (Hilliges, 2018). Der Median lag bei 96 mg/l, der Mittelwert bei 86 mg/l. Der AFS63-Anteil in der Gesamtprobe lag im Mittel bei 84 % und als Median bei 96 %. Die in den Arbeiten von Xanthopoulos und Hahn (1993), Kreiling (2012), Schmitt (2013), Eyckmanns-Wolters et al. (2013), Leutnant et al. (2016), Töws (2016), Schriefer (2017), sowie der LAU Sachsen - Anhalt (2017) und von Baum und Dittmer (2017) angegebenen Abflusskonzentrationen wurden ohne eine weitgehende vorherige Dispergierung durchgeführt. Der Anteil der Feststoffe  $< 63 \mu\text{m}$  lag zwischen 10 % und nahezu 100 % (vgl. Tabellen 1 und 2)

Mischwasserabflüsse weisen durch den Schmutzwasseranteil eine sich deutlich von Regenwasserabflüssen unterscheidende Zusammensetzung auf. Besondere Anforderungen an die Analytik stellen die im Mischsystem vorhandenen Zellulosefasern aus dem Toilettenpapier dar. In Untersuchungen des KIT-IWG von Kemper et al. (2015) wurden sechs Durchlaufbecken auf ihre Sedimentationswirksamkeit analysiert. Die Probenahme erfolgte mittels Feststoffsammler (Eyckmanns-Wolters et al., 2013). Der Feinanteil wurde im Rahmen einer kompletten Sieblinie als Trockenrückstand der Fraktion  $0\text{-}63 \mu\text{m}$  bestimmt. Eine Dispergierung erfolgte ausschließlich durch vorsichtige Separierung größerer Partikel und Nachspülen mit der Spritzflasche auf dem Sieb. Aufgrund der Beschaffenheit der Probe entfiel der Filtrationsschritt. Basierend auf 76 Niederschlagsereignissen betrug der Gewichtsanteil für AFS63 im Zulauf während der Entlastung 76 % (61 mg/l Median) und ca. 88 % im Klärüberlauf (36 mg/l Median).

Ebenfalls mit Feststoffsammlern werden vom KIT-IWG derzeit zehn Mischwasserüberläufe in Bayern beprobt (Nickel et al., 2017). Dabei werden die Proben durch Schütteln homogenisiert, über  $63 \mu\text{m}$  nassgesiebt und die AFS63 anschließend mittels Vakuumfiltration durch Glasfaserfilter bestimmt. Der Feinanteil im Überlauf der Mischwasserbehandlungsanlagen lag für die bislang vorliegenden Ergebnisse im Median bei 63 %, die AFS63 Konzentration bei 32 mg/L ( $n=61$ ).

Aus den Studien zu Straßenabwässern wird ersichtlich, dass die Angaben über den AFS63- oder T+U-Gehalt einer Abfluss- bzw. Feststoffprobe einen breiten Wertebereich widerspiegeln. Die Feststoffkonzentrationen werden in erster Linie durch die an

dem Standort vorhandenen Randbedingungen bestimmt. Relevante Einflussgrößen auf das Feststoffaufkommen sind unter anderem die Vegetationsperiode, das Verkehrsaufkommen oder die Frequenz der Straßenreinigung (Dierschke, 2017). Die Gewichtsanteile der Kornfraktionen können als Folge der Transportprozesse angesehen werden. Insbesondere die mineralische Grobfraktion lagert sich auf dem Transportweg ab und es resultiert eine Anreicherung der feinpartikulären Kornfraktion (Fuchs et al., 2010).

Über diese Zusammenhänge hinaus kann jedoch auch die laboranalytische Vorgehensweise erheblichen Einfluss auf die analysierte Konzentration und den Gewichtsanteil der feinpartikulären Kornfraktion  $< 63 \mu\text{m}$  nehmen. Bei der Recherche wurde deutlich, dass die analytische und labortechnische Vorgehensweise in den Studien oftmals nicht ausreichend genau beschrieben wurde, diese aber vor allem im Hinblick auf die starke Agglomerationsneigung der feinen Partikel von besonderer Bedeutung für die Interpretation der Ergebnisse ist. Das Ausmaß der Agglomeration von Partikeln im Fluid ist abhängig von einer Vielzahl von Einflussfaktoren. So spielen biologische (u. a. gelöster/partikulärer organischer Anteil), chemische (u. a. pH-Wert und Redox Potential) sowie physikalische (u. a. Temperatur und Feststoffkonzentration) Kenngrößen eine wichtige Rolle (Droppo et al., 1997). Das Vorgeschehen auf der Herkunftsfläche (Trockenperiode, Temperaturen), die Regenintensität, der Weg vom Straßen- oder Dachablauf zur Probennahmestelle (Dauer, Turbulenzen), die Art der Probenahme, die Dauer und Temperatur der Aufbewahrung im Probenahmegefäß sowie die Probenkonservierung (Tiefkühlung, frische Verarbeitung) beeinflussen daher die Flockenbildung ebenso.

Das genaue Ausmaß des laboranalytischen Einflusses auf den Parameter AFS63 ist noch unklar und bedarf daher weitergehender Untersuchungen. Ersichtlich wird jedoch, dass eine nicht abgestimmte Vorgehensweise die Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse erschwert. Dies führt zur Diskussion, ob die Analyse des neuen Parameters AFS63 weiter der fachlichen Expertise von Forschungsinstituten unterliegen und spezifisch auf die Matrix der Proben ausgerichtet sein soll, oder eine einheitliche Vorgehensweise definiert werden sollte. Im Zuge einer Vereinheitlichung käme vor allem der Dispergierung vor der Nasssiebung ein hoher Stellenwert zu (siehe Kap. 3). Die Dispergierung in wässrigen Proben kann aber in Abhängigkeit von der angewandten Methode zu systematischen Minder- oder Mehrbefunden führen.

Tabelle1: Publizierte Studien zum Feststoffaufkommen inkl. AFS63 in Regenabflüssen von Dach- und Verkehrsflächen

Quelle	Beschreibung	Analytik	AFSges <sup>1</sup> (Bereich) [mg/l]	AFS63 <sup>1</sup> (Bereich) [mg/l]
Krelling, 2012	Dach, Darmstadt-Eberstadt, 45 m <sup>2</sup> , Sammlung in Regenfass, Jahr 2012, n = 24	<b>Keine Dispergierung.</b> Proben wurden unmittelbar nach Regenereignis über 63-µm-Sieb gesiebt und analysiert, Filtration über 0,45 µm Membranfilter	pollenbelastet: 52 (5 bis 282) ohne Pollen: 12,8 (6 bis 21)	23 (2 bis 113) 0,8 (0,7 bis 1)
Leutnant et al., 2016	Dach, Münster, 50 m <sup>2</sup> , zeitproportionale Probenahme, 2013 bis 2015, n = 40	<b>Homogenisierung mittels Magnetrührer</b> mit 450 rpm, Siebung über 63-µm-Sieb, Filtration über Membranfilter 0,45 µm, AFSgrob durch Auswägung des belegten Siebes.	Median: 6,5 arithm. MW: 11,8 (0,6 bis 85,1) SMC <sup>2</sup> : 41 593	Median: 2,8 arithm. MW: 4,5 (0,1 bis 57,8)
Xanthopoulos und Hahn, 1993	Wohngelände Karlsruhe, Straßenablauf, vier Messstellen, mengenproportionale Probenahme, 1988 bis 1990, n = 87	<b>Bewusst keine Dispergierung</b> , um Gleichgewichtszustand zwischen Sorptions-, Flockungs- und Agglomerationsprozessen darzustellen. Partikelrennung bis 60 µm 10 min im Imhofftrichter, kleinere Fraktionierung mittels Partikelzählergerät CIS GALAIS II	grob > 150 µm: 412 564 grob > 150 µm: 323 628 grob > 150 µm: 401 487	166 224 213 106
Leutnant et al., 2016	Mitarbeiterparkplatz FH Münster, 2.350 m <sup>2</sup> , Probenahme aus Kanal im Bypass mittels Vakuumprobennahmer, 2013 bis 2014, n = 38	<b>Homogenisierung mittels Magnetrührer</b> mit 450 rpm, Siebung über 63-µm-Sieb, Filtration über Membranfilter 0,45 µm, AFSgrob durch Auswägung des belegten Siebes.	Median: 168,4 arithm. MW: 236,8 (7,3 bis 1189,4) SMC <sup>2</sup> : 43	Median: 92,8 arithm. MW: 148,9 (5,6 bis 885,4)
Schriefer, 2017, 2017Töws, 2016 Töws, 2017	L 875 Bremen-Lemwerder, ca. 50 m <sup>2</sup> , ca. 101 aus Regenereignis, überwiegend der first flush, 2012 bis 2017, n = 32	<b>Keine Dispergierung</b>	arithm. MW: 550 (145 - 1488) 581 <sup>3</sup> (n = 8)	18 bis 86 % von AFSges 298 <sup>3</sup> (n = 5)
Grotehusmann et al.,	A6 Sinsheim-Steinsfurt, A 7 Großburgwedel, A 374 Kirchhorst, Fläche je ca. 28 m <sup>2</sup> , Probenahme im Feststoffsammler, 2011 bis 2012, 61 bis 82 % des NA	Nasssiebung nach DIN 19683-1, <b>Dispergierung durch händisches Reiben der Probe auf 63-µm-Sieb bis zu trübungsfreiem Siebdurchgang.</b> Diskrepanzen (AFS63 > AFSges) aufgrund unterschiedlicher Berechnungsgrundlage	170 92 119	180 74,4 98,1
Hilliges et al., 2017	Derchinger Straße, Augsburg, ca. 20 m <sup>2</sup> , volumenproportionale Einzelergebnisse bis 2-Wochen-Mischproben, 2015 bis 2016, n = 17	<b>Dispergieren mit UT (IKA T18) und Schneidwerkzeug</b> , bei 15.000 U/min und 2 min, Nasssiebung über 2.000-, 630-, 200- und 63-µm-Sieb, Duckfiltration über 0,45-µm-Membranfilter	nicht dargestellt	Median: 96 MW: 86 Bereich: 26 bis 186 im Durchschnitt 85 % von AFSges

MW: Mittelwert

SMC: site mean concentration

<sup>1</sup> wenn nicht anders angegeben: fracht- oder volumengewichteter Mittelwert

<sup>2</sup> berechnet über Korrelation zur Trübung

<sup>3</sup> Proben ohne Überlauf

Tabelle 2: Publizierte Studien zum Feststoffaufkommen inkl. AFS63 in Abflüssen aus Trenngebiet

Quelle	Beschreibung	Analytik	AFSges <sup>1)</sup> (Bereich) [mg/l]	AFS63 <sup>1)</sup> (Bereich) [mg/l]
Eyckmanns-Wolters et al., 2013	9 RKB-Zuläufe in NRW und Baden-Württemberg, $A_{0,1} = 7$ bis 75 ha, Monatsmischproben in Feststoffsammlern, 2011 bis 2012, 3 bis 7 Monatsmischproben		441 7 112,5 106,5 19,5 73,9 46,6 32,4 26,8	438 (16,9 bis 626,6) 6,7 91,6 (42,6 bis 183,6) 106 (35,8 bis 155,4) 17,4 68,8 (38,9 bis 318,1) 38,7 28,2 20,3
Schmitt, 2013	Zulauf RKB, Mörfelden, $A_{0,1} = 17$ ha; zulaufmengenproportionale Probenahme im Zulaufkanal, Jahr 2013, n = 6	<b>Homogenisierung mittels Magnetrührer</b> , Filtration über Filter der Porengröße 0,45 $\mu\text{m}$ .	69,3 (21,6 bis 139,3)	31,7 (11,7 bis 37,2)
Leutnant et al., 2016	Trenngebiet Münster, ca. 1,5 ha, Probenahme aus Kanal im Bypass mittels Vakuumprobennahmer im Jahr 2015 Wohngelände Münster-Gievenbeck, 9,4 ha, Probenahme aus Kanal im Bypass mittels Vakuumprobennahmer, 2013 bis 2015, n = 39	<b>Homogenisierung mittels Magnetrührer</b> mit 450 rpm, Siebung über 63- $\mu\text{m}$ -Sieb, Filtration über Membranfilter 0,45 $\mu\text{m}$ , AFSgrob durch Auswägung des belegten Siebes.	Median: 77,4 arithm. MW: 79,1 (2,9 bis 237,1) SMC <sup>2)</sup> : 117 Median: 18,7 arithm. MW: 55,6 (1,4 bis 569,1) SMC <sup>2)</sup> : 54	Median: 51,6 arithm. MW: 57,0 (2,7 bis 167,7) Median: 8,7 arithm. MW: 16,4 (0,3 bis 373,9)
LAU Sachsen-Anhalt, 2016	Regenwasserkanal Trenngebiet Wernigerode, volumen-, zeit- bzw. durchflussproportionale Probenahme, 2015 bis 2017, Monatsmischproben	<b>keine Dispergierung</b> , Sieben durch 63- $\mu\text{m}$ -Sieb, Filtration über 0,45 $\mu\text{m}$ Filter	60 (30 bis 320)	40 (0 bis 120)
Baum, Dittmer, 2017	Trennkanal Gewerbegebiet Freiburg, $A_{0,1} = 76,5$ ha, volumenproportionale Probenahme im Feststoffsammler, 2015 bis 2016, n = 23	<b>Dispergierung mittels händischem Rühren</b> , Trennung der Feststoffe aus Feststoffsammler über 2-mm-, 500- $\mu\text{m}$ -, 250- $\mu\text{m}$ -, 125- $\mu\text{m}$ -, 63- $\mu\text{m}$ -Siebe, Feststoffe aus Überstand getrennt erfasst, Filtration über 0,45 $\mu\text{m}$ -Filter	55,4	20,6

MW: Mittelwert

SMC: site mean concentration

<sup>1)</sup> wenn nicht anders angegeben: fracht- oder volumengewichteter Mittelwert<sup>2)</sup> berechnet über Korrelation zur Trübung

Trenngebiet

### 3 Methodik zur AFS63 Bestimmung

Dierschke und Welker (2015) geben erste Vorschläge zur labortechnischen Analyse des Parameters AFS63. Hierin werden Hinweise zur Probenteilung, zur Siebung und zur Filtration der Probe gegeben. Es wird ebenfalls vorgeschlagen, die Probe vor der Siebung zu dispergieren, allerdings ohne eine Festlegung zu Art und Dauer der Dispergierung.

Im Folgenden werden die von der HSGSim als wesentlich betrachteten Schritte (Abbildung 1) zur Bestimmung von AFS63 und AFSgrob erläutert, sowie die getroffenen Konventionen kurz beschrieben. Des Weiteren werden die in der Hochschulgruppe bisher durchgeführten Laboruntersuchungen beschrieben sowie deren Ergebnisse erläutert.

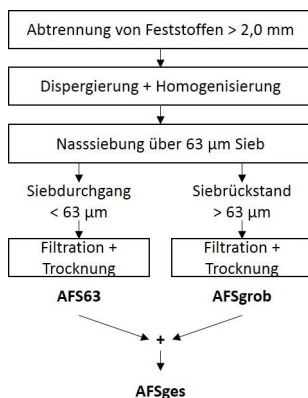


Abbildung 1: Wesentliche Schritte der AFS63-Bestimmung

#### 3.1 Abtrennung von Feststoffen > 2,0 mm

Für die Abgrenzung partikulärer Stoffe im Regen-/Mischwasser in Bezug auf Grobstoffe wie z. B. Kies, Laub, Zweige usw. wird in der Fachliteratur vielfach eine Trenngrenze von 2 mm genannt (Jakobs et al. 1995; Gebhard 2009; Eren and Karadagli 2012). Diese Wahl wird jedoch selten klar begründet oder allgemeingültig definiert. Abweichend davon berichten Butler and Davies (2011) von „gross solids“ die typischerweise als Grobstoffe grösser als 6 x 6 mm definiert werden. Mehrheitlich ist jedoch die anerkannte Bodenartklassifizierung (Schluff, Sand, Kies) ausschlaggebend, ebenso wie die abwasserspezifische Transportfähigkeit, bzw. die Suspendierfähigkeit von partikulärem Material in (Abwasser-)Kanälen. So führen Butler and Davies (2011) ebenso an, dass „granulare“ Partikel (Kies) von 2-10 mm als „Bed-Load“ nur in steilen Kanälen > 2 % transportiert und daher nicht suspendiert werden, während Verbanck et al. (1994) die Größenobergrenze für partikuläre Stoffe mit einigen Zentimetern und an den Bedingungen an der Schnittstelle zwischen Oberfläche und Kanal (z. B. Gittergrö-

ße des Straßeneinlaufs) festmachen. Für eine klar definierte Abgrenzung im einstelligen Millimeterbereich spricht gleichsam das erhöhte Risiko einer probenahmebedingten Inhomogenität, welche im Vorhandensein von Grobstoffen zu einer Fehlbestimmung des Gesamt-AFS und somit zu einer Unterschätzung des feinputikulären Anteils führen kann. Daher und vor dem Hintergrund einer besseren Vergleichbarkeit mit internationaler Fachliteratur erscheint die hier gewählte Trenngrenze von 2 mm sinnvoll und folgerichtig.

### 3.2 Dispergierung + Homogenisierung

Bei der Dispergierung wird versucht, Partikelagglomerate aufzubrechen, ohne dabei das bestehende „Primärkorngefüge“ zu verändern. Das heißt, Flocken sollen aufgebrochen werden, die einzelnen Partikel jedoch nicht zerschnitten, kleingerieben oder zerstört werden. Um die Effekte einer Dispergierung auf den AFS63-Anteil einer Probe zu überprüfen, wurden im Rahmen der Hochschulgruppe Versuche an Proben unterschiedlicher Matrices durchgeführt.

An der TU Graz wurden beispielsweise an zwei Probenahmestellen für 16 Mischwasser- und 22 Niederschlagswasserproben die AFS63-Bestimmungen vergleichend nach unterschiedlichen Dispergierungsvarianten durchgeführt. Dabei konnte der Einfluss zwischen einer Homogenisierung nur durch Rühren (Keine Dispergierung) und einer mit einem Dispergiergerät (ULTRA-TURRAX® „IKA T50“ mit Schneidwerkzeug „G 45 F“) verglichen werden. Das Dispergiergerät wurde dabei pro Liter Probe jeweils 120 Sekunden lange mit voller Umdrehung 10.000 U/min verwendet. In Abbildung 2 sind die bisherigen Ergebnisse der AFS63-Bestimmungen in den Mischwasserproben (oben) und in den Niederschlagswasserproben (unten) nach der Vorbehandlung mit dem Dispergiergerät (ULTRA-TURRAX®) und ohne Vorbehandlung vergleichend in Form von AFS63-Anteilen, jeweils bezogen auf AFSges, gegenübergestellt. Aus den bisherigen Vergleichsuntersuchungen lässt sich kein einheitlicher Trend ablesen. Die AFS63-Anteile lagen in Graz bei den Mischwasserproben bisher generell niedriger als bei den Niederschlagswasserproben. Die AFS63-Anteile nach einer Vorbehandlung mittels ULTRA-TURRAX® lagen bisher mit wenigen Ausnahmen über dem Anteil der nicht dispergierten Proben, im schlechtesten Fall betrug sie mehr als das Doppelte der nicht dispergierten Proben.

Am KIT wurde anhand einer Regenwasser- (Glühverlust 39 %) und einer Mischwasserprobe (Glühverlust 84 %) Vergleichsuntersuchungen mit einem Ultra-Turrax T 45 mit Schneidwerkzeug ( $\varnothing$  18 mm), sowie einem Fundamix Vibrationsmischer FM-1 durchgeführt. Dieser erzeugt durch hochfrequente Vibrationen perforierter Mischerplatten bei geringen Scherkräften eine vertikale Durchmischung von Suspensionen und eignet sich nach Herstellerangabe auch für große Probenvolumina bis 10 L. Bei einer Dispergierungsdauer von 30 s zeigte sich kein Einfluss der unterschiedlichen Methoden auf die Ergebnisse (Abbildung 2). Die AFS63-Konzentration der Mischwasserprobe



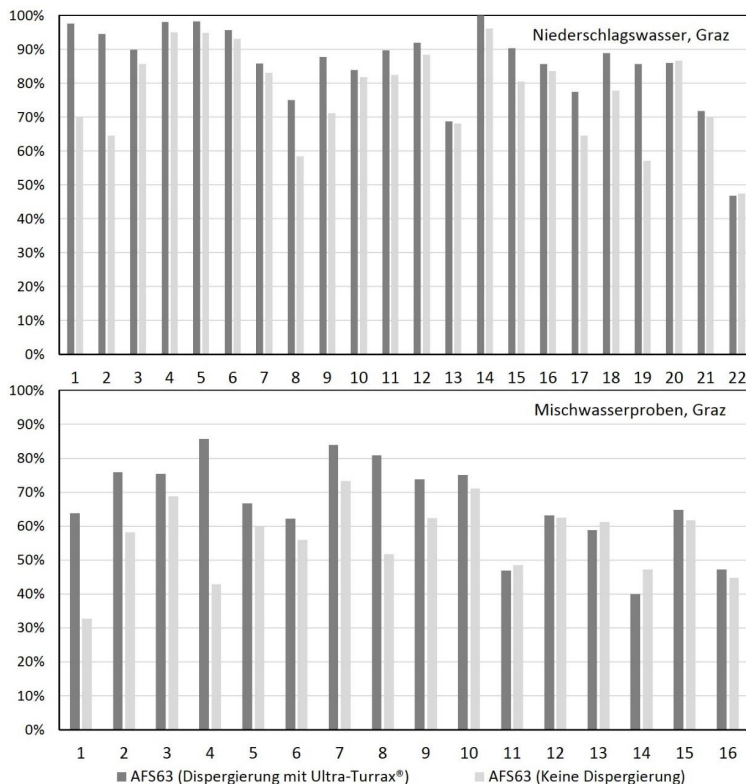


Abbildung 2: Auswertung von Versuchen zur AFS63-Bestimmung von Niederschlagswasserproben (oben) und Mischwasserproben (unten) jeweils mit und ohne Dispergierung (ULTRA-TURRAX® „IKA T50“ mit Schneidwerkzeug „G 45 F“; pro 1 L Probe je 2 min mit 10.000 U/min), angegeben als prozentuale AFS63-Anteile bezogen auf AFSges [TU Graz]

schwankt im Bereich von  $\pm 9\%$ . Die Variabilität in den Ergebnissen für die Regenwasserprobe liegt im Bereich von  $\pm 16\%$  und ist aufgrund der niedrigen Konzentration von nur 18 mg/L etwas höher.

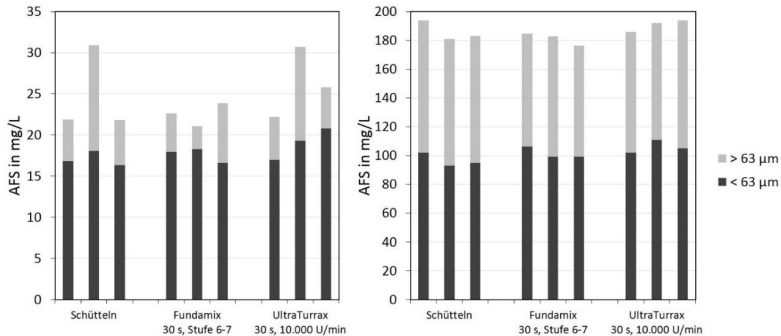


Abbildung 3: AFS63-Bestimmung einer Regenwasserprobe (links) und einer Mischwasserprobe (rechts) mit unterschiedlichen Methoden der Dispergierung [KIT]

An der Frankfurt University of Applied Sciences (FRA-UAS) wurden Untersuchungen zu nachfolgenden Dispergierungsmethoden durchgeführt:

- Händisches Umrühren mit einem Glasstab (HU)
- Ultra-Turrax IKA T 50 digital mit Schneidwerkzeug S 50 N - G 45 M (SCH); 30 sec bzw. 2 min; 5.000 U/min bzw. 10.000 U/min
- Ultra-Turrax IKA T 50 digital mit Rührwelle R50 „highspeed“, Zerschlagewerkzeug Dissolver R 1402 (DIS); 30 sec bzw. 2 min; 5.000 U/min bzw. 8.000 U/min.

Hierzu wurde Straßenstaub nach Gelhardt et al. (2017) gesiebt, klassiert und in einer definierten Kornfraktion neu zusammengesetzt. 150 mg fraktionierter Straßenstaub wurde mit 1 L deionisiertem Wasser aufgefüllt. Die entstandene Suspension wurde anschließend dispergiert und dann innerhalb einer Minute über ein Sieb mit einer Maschenweite von 63 µm in ein weiteres Becherglas gesiebt. Siebrückstand und Siebdurchgang wurden anschließend zeitnah gemäß DIN 38409-2 filtriert. Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse der Untersuchungen. Hierbei stellt der linke Balken die Partikelgrößenverteilung des trockenen Standardmaterials dar. Die weiteren Balken zeigen die Auswirkung der Agglomeration (händisches Umrühren) bzw. der anschließenden Dispergierung. Der definierte „Sollwert“ von 67 % AFS63-Anteil wurde bei bloßem Umrühren der Probe im Wasser nicht erreicht. Feinere Partikel scheinen sich zu größeren Agglomeraten zusammensetzen und diese werden dann auf dem 63-µm-Sieb zurückgehalten. Die Dispergierung mittels Dissolver und Schneidwerkzeug mit geringerer Intensität scheint die Agglomerate zum Teil wieder aufzulösen (bis 55 %). Bei der Verwendung des Schneidwerkzeuges und hoher Dispergierintensität ab 10.000 U/min und 30 sec bzw. 2 min Dispergierdauer entspricht die Aufteilung zwischen AFS63 und AFSgrob etwa wieder dem Ursprungsmaterial unter der Annahme,

dass die Verluste von etwa 3 bis 4 % nur dem Feinanteil zuzurechnen sind. Die ersten Erkenntnisse lassen vermuten, dass zum Erreichen der Sollverteilung eine Dispergierung mit Schneidwerkzeug, 10.000 U/min und 2 Minuten Dispergierdauer nötig ist, um Agglomerate bis zum Primärkorn aufzutrennen. Unklar bleibt allerdings, ob tatsächlich alle Partikel wieder komplett dispergiert vorliegen oder einige Partikel über das Desagglomerieren hinaus zerschnitten wurden.

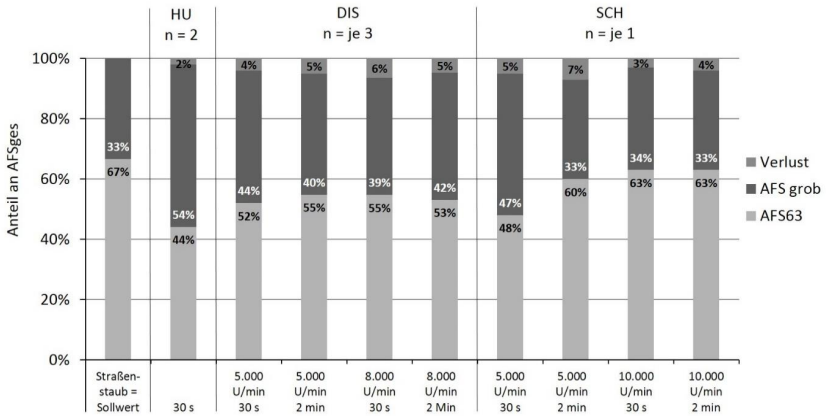


Abbildung 4: Auswirkung der Art der Dispergierung auf den AFS63-Anteil von feinem Staub (0 bis 100 µm; GV 17,4 %); HU: händisch Umrühren; DIS: Dispergieren mit Dissolver; SCH: Dispergieren mit Schneidwerkzeug [FRA-UAS]

Aus den durchgeführten Untersuchungen lassen sich so noch keine eindeutigen Schlussfolgerungen ableiten. Die Grazer Versuche an zwei Probenahmestellen umfassen derzeit die größte Datengrundlage, weisen jedoch keinen einheitlichen Trend auf. Die teilweise sehr starke Variation zwischen Dispergierung und keiner Dispergierung ist wahrscheinlich auf die Agglomerationsneigung der Partikel zurückzuführen. Jedoch ist eine eindeutige Trennung zwischen Partikeln und Flocken in Niederschlagsabflüssen nur schwer möglich, vor allem im Hinblick auf Mischwasser. Eine Vergleichbarkeit ist daher nur durch die Definition von Konventionen möglich. Hierfür bedarf es weitergehender Untersuchungen. Daher wurde aufbauend auf diesen ersten Ergebnissen ein Ringversuch konzipiert, mit dem Ziel, die Auswirkung der Art des Dispergiergerätes und der Dauer sowie der Intensität der Dispergierung auf die AFS63-Bestimmung systematisch zu untersuchen. An diesem Ringversuch werden sich insgesamt 9 Forschungseinrichtungen beteiligen.

### 3.3 Nasssiebung

Die zu analysierende Probe ist nach der Dispergierung zügig über ein entsprechendes 63 µm Sieb zu filtrieren, um die bereits nach kurzer Zeit erneut einsetzende Re-Agglomeration der Partikel zu vermeiden. Der Siebrückstand sollte anschließend nochmals mit einer Spritzflasche gespült werden.

Bei der Nasssiebung ist darauf zu achten, dass die vom Siebhersteller angegebene max. Feststoffmasse auf dem Sieb nicht überschritten wird, da es ansonsten zu Sekundärfiltereffekten und damit einhergehenden Minderbefunden in den kleineren Siebfraktionen kommen kann. Dies gilt auch bei der Abtrennung mittels 2 mm-Sieb. Mit kleiner werdenden Maschenweiten verringert sich im Allgemeinen die maximale Traglast pro Sieb.

### 3.4 Filtration + Trocknung

Der Siebdurchgang < 63 µm ebenso wie der Siebrückstand > 63 µm sollen für die Ermittlung der Feststoffmasse filtriert werden. Vakuum- oder Druckfiltrationsgeräte sind hierbei gleichwertig anzuwenden. Bei der Wahl des zu benutzenden Filters wurde von der HSGSim als Porendurchmesser 0,45 µm als Konvention festgelegt, da diese Größe im siedlungswasserwirtschaftlichen Forschungsbereich allgemein als Grenze zwischen gelösten und partikulären Stoffen gilt. Die Wahl des zu benutzenden Filtermaterials gestaltet sich jedoch etwas diffiziler. In den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung wird in der Norm DIN 38 409 Teil 2 ein Verfahren zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes beschrieben (DIN 38 409 Teil 2). In dieser Norm sind drei verschiedene Filterarten erlaubt: Papierfilter, Membranfilter sowie Glasfaserfilter. Papierfilter haben den Vorteil, dass sie kostengünstig sind. Nachteilig ist hingegen, dass sie keine feste Porengröße, sondern einen weiten Bereich der Partikelretention haben, welcher abhängig von der Filtriergeschwindigkeit ist. Glasfaserfilter werden aufgrund der hohen Filtrationsgeschwindigkeit bei geringen zu erwartenden abfiltrierbaren Stoffen und somit verbundenen großen Probenvolumina empfohlen. Glasfaserfilter bestehen aus Borosilikat und haben keine definierte Porengröße, sondern ein mittleres Retentionsvermögen. Nach entsprechender Konditionierung der Glasfaserfilter können diese ebenfalls zur Glühverlustbestimmungen verwendet werden. Die einzigen Filtertypen mit definierter Porengröße sind Membranfilter. Es gibt eine Vielzahl verschiedener Membrantypen, die Anwendung finden können.

Am KIT wurden im Rahmen der HSGSim vergleichende Voruntersuchungen mit Glasfaser- und Membranfiltern aus Celluloseacetat (CA) durchgeführt. Hierbei wurden beide Filterarten mit gleichen Proben aus dem Trenn- sowie dem Mischsystem beaufschlagt. Die Ergebnisse legen nahe, dass mit beiden Filterarten konsistente Ergebnisse erzielt werden können, Membranfilter im Mischsystem jedoch nur zur Filtration von sehr geringen Volumina eingesetzt werden können.

Die Trocknung der Filter erfolgt nach der Filtration, analog zur DIN 38 409 Teil 2, unabhängig von deren Material im Trockenschrank bei  $105 \pm 2 \text{ °C}$  für eine Dauer von min. 1 – 2 h jedoch auf alle Fälle bis zur Gewichtskonstanz. Anschließend sind die Filter für 30 – 60 min in einem Exsikkator auf Raumtemperatur abzukühlen und dann abzuwiegen.

### 3.5 Bestimmungsgrenze

Maßgebend für die Bestimmungsgrenze ist die absolute Trockenmasse auf dem Filter. In DIN EN 872 wird der optimale Bereich hierfür zwischen 5 und 50 mg Trockenmasse angegeben. Um gültig zu sein, muss der Trockenrückstand auf dem Filter mindestens 2 mg betragen. In der DIN 38 409 Teil 2 wird eine Trockenmasse von mindestens 20 mg gefordert. Im Rahmen der HSGSim wurde die Konvention getroffen, dass sich mindestens eine Trockenmasse von 10 mg auf dem Filter befinden soll, um einen verlässlichen Wert in mg/L angeben zu können. Soll die Bestimmungsgrenze herabgesetzt werden, kann der Wert auf 5 mg Trockenmasse auf dem Filter herabgesetzt werden. Diese verringerte Bestimmungsgrenze sollte allerdings mit Wiederfindungsversuchen ( $\pm 10 \%$ ) mit Standardmaterialien überprüft werden.

## 4 Zusammenfassung und Ausblick

Der qualitativen Charakterisierung von niederschlagsbedingten Abflüssen kommt zur Bewertung von Stoffemissionen eine zentrale Rolle zu. Der Summenparameter Abfiltrierbare Stoffe (AFS) ist hierzu in der Laboranalytik etabliert und standardisiert. Die AFS-Feinfraktion  $< 63 \text{ }\mu\text{m}$  (AFS63) gilt als besonders schadstoffbeladen und durch reine Sedimentationsvorgänge in Regenbecken als nur schwer entfernbar. Dieser Sachverhalt findet in der gegenwärtigen Regelwerksnovellierung Berücksichtigung. Eine laboranalytisch standardisierte und belastbare Bestimmung der AFS63-Fraktion ist allerdings Voraussetzung zur Regelwerksanwendung.

Die Autoren des vorliegenden Beitrags erachten den Parameter AFS63 zur stofflichen Bewertung von Niederschlagsabflüssen und der damit einhergehenden Planung von Behandlungsanlagen als sinnvoll, weisen jedoch auf eine noch ausstehende standardisierte Bestimmungsmethode hin. Ob diese für Abflüsse aus dem Trenn- und Mischsystem identisch sein kann, wird sich zeigen. Dabei gilt zu beachten, dass die Bestimmung des Parameters im Mischwasser verglichen zu Regenwasser durch den deutlich höheren organischen Anteil aus dem Schmutzwasser zusätzlich erschwert wird.

Nach Auffassung der Autoren sollte eine standardisierte Vorgehensweise die in Kapitel 3 erwähnten Punkte berücksichtigen. Weiterhin wird ein möglichst einheitliches Dispergieren der Probe vor der  $63 \text{ }\mu\text{m}$ -Siebung für möglichst vergleichbare AFS63-Bestimmungen als wichtig erachtet. Die Auswirkungen unterschiedlicher Dispergiermethoden auf dieselbe Probe werden im Rahmen eines Ringversuchs innerhalb der HSGSim zurzeit untersucht. Dafür wird in Anlehnung an den Versuch mit Standardmaterialien der FRA-UAS ein Ringversuch mit identischen Materialien und unter-

schiedlichen Dispergiergeräten durchgeführt. Insgesamt werden hierbei zehn unterschiedliche Methoden der Dispergierung untersucht, sechs Dispergiergeräte mit Schneidwerkzeugen, ein Dispergiergerät mit Dissolver, ein Vibrationsmischer sowie eine Dispergierung mittels Ultraschallsonotrode. Als Vergleichsmethode wird für die geplante Versuchsreihe die Homogenisierung mittels „kräftig schütteln“ nach DIN 38409-2 in die Versuchsreihe miteinbezogen.

Ob eine standardisierte Vorgehensweise allerdings auf alle Matrices gleich anwendbar sein kann, ist abschließend noch nicht geklärt. Durch eine Harmonisierung der in diesem Beitrag angeführten Punkte wird eine einheitliche und damit vergleichbare AFS63-Analytik sichergestellt. Diese stellt eine wesentliche Voraussetzung für eine repräsentative Bewertung der Niederschlagsabflussqualität dar.

## 5 Literatur

- Baum, P.; Dittmer, U. (2017): Feststoffaufkommen und Schadstoffbelastung von Partikeln im Regenabfluss eines Gewerbegebiets in Freiburg (Süddeutschland). In: Dirk Muschalla und Günther Gruber (Hg.): Aqua Urbanica 2017. Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. D-A-CH Gemeinschaftstagung Graz, 03.-04. Juli 2017. Graz (Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 75), V1-V16.
- Butler, D., and Davies, J. W. (2011). Urban Drainage, Spon Press, London.
- Dierschke, M.; Welker, A. (2015): Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. In: gwf Wasser - Abwasser (156), S. 440–446.
- Dierschke, M. (2017) Aufkommen und Verbleib von feinen Feststoffen in Verkehrsflächenabflüssen. aus: Porth, M. Schüttrumpf, H. (Hrsg.): Wasser, Energie und Umwelt – Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall I 2017. Springer-online-Verlag, 52 - 60.
- 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), 1987-03
- DIN EN 872 (2015): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung suspendierter Stoffe – Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter; Deutsche Fassung EN 872:2005. Beuth Verlag GmbH.
- Dropo, I. G., G. G. Leppard, D. T. Flannigan, und S. N. Liss. „The freshwater floc“. Water, Air, and Soil Pollution 99, Nr. 1–4 (1997): 43–53.
- DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102. Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Entwurf Oktober 2016. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, A 102).
- Eren, B., and Karadagli, F. (2012). "Physical Disintegration of Toilet Papers in Wastewater Systems: Experimental Analysis and Mathematical Modeling." Environmental Science & Technology, 46(5), 2870-2876.
- Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S.; Maus, C.; Sommer, M.; Voßwinkel, N.; Mohn, R. (2013): Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagseinleitungen - Abschlussbericht der Phase 1. beauftragt vom MKULNV NRW. Hg. v. DWA. Hennef. [http://isww.iwg.kit.edu/medien/Abschlussbericht\\_ReduktionFeststoffeintragPhase1.pdf](http://isww.iwg.kit.edu/medien/Abschlussbericht_ReduktionFeststoffeintragPhase1.pdf)

- Fuchs, S.; Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. In: *Umweltwiss Schadst Forsch* 22 (6), S. 661–667.
- Fuchs, S., Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010): Eigenschaften und Behandlung von Regenabflüssen aus Trennsystemen; zentrale Behandlung. Hauraton Seminar „Dezentrale Behandlung von schadstoffbelastetem Niederschlagswasser auf Verkehrsflächen“ am 6.10.2010 in Frankfurt
- Gebhard, V. (2009). "Interaktionen bei der Modellierung von Stofftransport, Sedimenthaushalt und Abfluss in der Siedlungsentwässerung," PhD, Technische Universität Dresden, Dresden.
- Gelhardt, L.; Huber, M.; Welker, A. (2017): Development of a Laboratory Method for the Comparison of Settling Processes of Road-Deposited Sediments with Artificial Test Material. *Water, Air, & Soil Pollution*. 228: 467.
- Grotehusmann, Dieter; Lambert, Benedikt; Fuchs, Stephan; Graf, J. (2017): Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST)*, Heft V 295, Dezember 2017
- Gunawardana, Chandima; Egodawatta, Prasanna; Goonetilleke, Ashantha (2014): Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 184, S. 44–53.
- Hilliges, R.; Endres, M.; Tiffert, A.; Brenner, E.; Marks, T. (2017): Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. In: *Water Sci Technol* 75 (5-6), S. 1169–1176.
- Hilliges, R. Hochschule Augsburg (2018): persönliche Mitteilung
- Jakobs, J., Karavokiros, G., and Zimmermann, J. (1995). "Konzept und Aufbau des Schmutzfrachtmodells HAuSS." *Schadstoffe im Regenabfluß III*, C. Xanthopoulos, ed., Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), München, 269-292.
- Kemper, M.; Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S.; Ebbert, S.; Maus, C.; Uhl, M. et al. (2015): Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online Messtechnik. Abschlussbericht Teil 1 des Untersuchungs- und Entwicklungs-vorhabens „Überwachung und Optimierung der Leistungsfähigkeit von Mischwasserbehandlungs-anlagen“ im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Kemper, M. (2016): Strömungsverhalten und Sedimentationswirksamkeit in Regenbecken mit Schrägklärer-Einbauten. Dissertation. Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe.
- Kreiling, J. (2012): Belastung von Abfiltrierbaren Stoffen (PM63) in Niederschlagswasserabflüssen und Verifizierung einer Berechnungsmatrix anhand von Messdaten. Masterarbeit im Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Hydromechanik. Studiengang Infrastrukturmanagement der Fachhochschule Frankfurt am Main und der Technischen Hochschule Mittelhessen, Frankfurt, 2012
- Lambert, B. BIOPLAN, Ingenieurgesellschaft für Planen und Bauen in der Wasser- und Abfallwirtschaft mbH, Sinsheim (2018): persönliche Mitteilung
- LAU Sachsen-Anhalt (2016): Vortrag zum Sonderuntersuchungsprogramm FeReSa. 2. Seminar des Landesamt für Umweltschutz und der Landesstraßenbaubehörde zum Thema "Niederschlagswasser" am 23.11.2016 sowie Telefonat Frau Lüder LAU-MLU Sachsen-Anhalt (Projektbetreuerin) sowie Herr Marx LHW-MLU Sachsen-Anhalt (Laborleiter)

- Leutnant, D.; Schleifenbaum, R.; Rickert, G.; Grüning, H.; Uhl, M. (2016): Modelle für Stofftransport und -behandlung in der Siedlungshydrologie. Schlussbericht. BMBF Förderkennzeichen 03FH033PX2. Fachhochschule Münster, Institut für Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWA-RU).
- Nickel, J. P.; Kemper, M.; Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S. (2017): Schadstoffemissionen aus Mischwasserentlastungen in Bayern. In: Dirk Muschalla und Günther Gruber (Hg.): Aqua Urbanica 2017. Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. D-A-CH Gemeinschaftstagung Graz, 03.-04. Juli 2017. Graz (Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 75), 01-013.
- Sansalone, J. J.; Kim, J.-Y. (2008): Transport of particulate matter fractions in urban source area pavement surface runoff. In: Journal of Environment Quality 37 (5), S. 1883–1893. DOI: 10.2134/jeq2007.0495.
- Schmitt, T. (2013): Belastung von Trenngebietsabflüssen mit feinen Feststoffen. Masterarbeit im Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Hydromechanik. Studiengang Infrastrukturmanagement der Fachhochschule Frankfurt am Main und der Technischen Hochschule Mittelhessen, Frankfurt, Dezember 2013
- Schriefer, T. (2017): Mehrjähriges Beprobungsprogramm an einer DIBt-zugelassenen Behandlungsanlage. Vortrag DWA Regenwassertage 2017
- Töws, R. (2016): Labor und Praxis im Einklang. Proceedings, Aqua urbanica, Rigi-Kaltbad, 2016. S. 136 – 140
- Töws, R., Leiter der technischen Kundenbetreuung, Funke Kunststoffe GmbH, Hamm-Uentrop (2017): persönliche Mitteilung
- Verbanck, A.M., Ashley, R., and Bachoc, A. (1994). International workshop on origin, occurrence and behaviour of sediments in sewer systems: Summary of conclusions.
- Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlussbericht. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen. Phase 1 - Teilprojekt 2, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe
- Hochschulgruppe Simulation: [www.hsgsim.org](http://www.hsgsim.org)

## Korrespondenz an:

Philipp Baum  
Bandtäle 2  
70569 Stuttgart  
Tel.: +49-711-685-63985  
Fax: +49-711-685-63729  
E-Mail: [philipp.baum@iswa.uni-stuttgart.de](mailto:philipp.baum@iswa.uni-stuttgart.de)