

# Feinpartikuläre Stoffe (AFS<sub>63</sub>) in Verkehrsflächen-abflüssen – Vorkommen und Relevanz für dezentrale Behandlungsanlagen

Steffen Rommel, Brigitte Helmreich

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, TU München, Garching

**Kurzfassung:** Verkehrsflächenabflüsse sind unter anderem durch Abrieb von Fahrbahnbelag, Reifen, Bremsbelägen und atmosphärische Deposition partikulär belastet. Die stoffliche Belastung erfolgt maßgeblich durch die feinpartikuläre Fraktion der Partikel (AFS<sub>63</sub>). Da die Vorreinigung von Verkehrsflächenabflüssen nahezu aller derzeit auf dem Markt bestehenden dezentralen Behandlungsanlagen auf Sedimentation beruht, ist deren Leistungsfähigkeit und Standzeit stark durch die AFS<sub>63</sub>-Fracht beeinflusst. Über einen Zeitraum von 20 Monaten wurde an einer stark befahrenen Straße eine dezentrale Behandlungsanlage für Verkehrsflächenabflüsse untersucht. Im vorliegenden Beitrag werden gemessene AFS- und AFS<sub>63</sub>-Konzentrationen wiedergegeben und diskutiert. Im Median lag der Anteil der AFS<sub>63</sub> an den partikulären Stoffen (AFS) bei 78 %. Die Konzentration unterlag einer starken saisonalen Schwankung. Im Winter wurden bis zu 394 mg/L AFS<sub>63</sub> gemessen. Der Rückhalt der AFS<sub>63</sub> in einem Absetzschacht lag im Median bei 37 %.

**Key-Words:** AFS<sub>63</sub>, Abfiltrierbare Stoffe, Niederschlagswasserbehandlung, Verkehrsflächenabfluss, Dezentrale Behandlungsanlagen, Partikel

## 1 Einleitung

Verkehrsflächenabflüsse sind unter anderem durch Abrieb von Fahrbahnbelag, Reifen, Bremsenbelägen und atmosphärische Deposition partikulär, wie auch stofflich, belastet (Ball et al., 1998; Legret und Pagotto, 1999). Einige Studien zeigen, dass die feinpartikuläre Fraktion besonders mit Schadstoffen belastet ist (Kayhanian et al., 2012b; Lau und Stenstrom, 2005; McKenzie et al., 2008). Darum rücken derzeit feinpartikuläre Stoffe, mit der Einführung des Parameters AFS<sub>63</sub>, in den Fokus (Dierschke und Welker, 2015). Dieser beschreibt abfiltrierbare Stoffe (AFS) im Korngrößenbereich  $0,45 \mu\text{m} < d < 63 \mu\text{m}$ . Die Definition folgt der in der Bodenkunde geläufigen Grenze zwischen Sanden und Schluffen ( $< 63 \mu\text{m}$ ) (DIN 4220). Der Parameter AFS<sub>63</sub> wird auch im neuen DWA-Arbeitsblatt A 102 als Leitparameter seinen Einzug finden (DWA-A 102, Entwurf Oktober 2016).

Nahezu alle derzeit auf dem Markt angebotene Anlagen zur dezentralen Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen basieren in der Vorreinigungsstufe auf dem Prinzip der Dichtentrennung bzw. Sedimentation (Huber et al., 2015). Bäckström (2002) zeigte, dass die Sinkgeschwindigkeit von Feinpartikeln ( $<20\ \mu\text{m}$ ) stärker als durch die abnehmende Partikelgröße bedingt abnimmt. Als mögliche Gründe hierfür werden geringere Partikeldichten, nicht-kugelförmige Formen und elektrostatische Kräfte zwischen den Partikeln genannt. Dies limitiert die Reinigungsleistung von Sedimentationsanlagen und führt zu verkürzten Standzeiten nachgeschalteter Filtrationseinheiten.

Da Schwermetalle aus Verkehrsflächenabflüssen zum großen Teil partikulär gebunden vorliegen (Bäckström et al., 2003; Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012a; Sansalone und Buchberger, 1997), ist die Sedimentationsleistung essentiell für die Entfernung dieser Kontaminanten.

Im Rahmen des von der Landeshauptstadt München finanzierten Forschungsprojekts "Wissenschaftliche Untersuchung der Effizienz der Kombination Absetzschacht und Versickerungsschacht zur Reduzierung der stofflichen Belastung von Verkehrsflächenabflüssen" wurden im Zeitraum von 05/2016 bis 01/2018 Verkehrsflächenabflüsse beprobt und hinsichtlich der Parameter AFS und AFS<sub>63</sub> analysiert, um saisonale Einflüsse zu bewerten. Des Weiteren wird der mögliche Rückhalt der feinpartikulären Stoffe durch Sedimentation beschrieben. Der vorliegende Beitrag gibt eine erste Übersicht der Beprobungen.

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Standort**

Die Probenahme erfolgte an einer dezentralen Behandlungsanlage für Verkehrsflächenabflüsse an einer stark befahrenen innerstädtischen Straße in München. Die mehrstufige Behandlungsanlage mit einer Anschlussfläche von 400 m<sup>2</sup> Verkehrsfläche bestand in der ersten Stufe aus einem Absetzschacht mit einem Volumen von ca. 11 m<sup>3</sup>. Auf die weiteren Stufen wird im vorliegenden Beitrag nicht weiter eingegangen. Im Absetzschacht wurde nach sieben Monaten Betrieb zu- und ablaufseitig Leitbleche zur Reduktion von Kurzschlussströmungen eingebaut. Die Proben wurden im Zulauf und im Ablauf des Absetzschachts gezogen.

Drei Fahrstreifen, sowie ein Standstreifen, bilden das Einzugsgebiete des beprobten Standorts. Die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) im Einzugsgebiet der Versuchsanlage ist ca. 24.000 Kfz/d. Hieraus ergibt sich entsprechend DWA-M 153 (2007) eine starke Flächenverschmutzung des Flächentyps F6, welche eine Behandlung des Verkehrsflächenabflusses erforderlich macht. Die Spuren der entgegengesetzten Fahrtrichtung (ca. 22.000 Kfz/d) sind durch einen Mittelstreifen vom Einzugsgebiet getrennt. Jedoch wird durch Sprühnebel und Windverfrachtung von einer zusätzlichen Belastung des Straßenabflusses ausgegangen (Kluge und Wessolek, 2012).

Die Fahrbahnoberfläche besteht aus einer Asphaltdeckschicht. Der Standort grenzt an den nördlichen Teil des Olympiaparks. Durch nahegelegene Bäume und Sträucher kommt es zu Pollen- und Laubeintrag in das Entwässerungssystem. Bei der Landschaftspflege anfallender Grünschnitt führt zu weiterer organischer Belastung des Systems.

Die Regenhöhe am Standort wird durch das Niederschlagsmesssystems RG-50 der Fa. Seba Hydrometrie nach dem Kippwaagen-Prinzip aufgezeichnet. Die Auflösung beträgt 0,1 mm.

Der Durchfluss in der Anlage wird nach dem Absetzschacht durch einen magnetisch-induktiven Durchflussmesser (Krohne Messtechnik, Optiflux 1100C, IFC 100 C, DN40) gemessen.

## **2.2 Probenahme**

Die Probenahme erfolgte durch automatische Probenehmer (WaterSam WS 316, Edmund Bühler PP 84) im Zu- und Ablauf des Absetzschachtes. Die Probenahme erfolgte zeitproportional in 5 min Intervallen. Sobald ein Durchfluss von 1,0 L/min (entspricht 0,4 L/(s·ha)) überschritten wurde, startete die Probenahme. Nach Unterschreitung des Schwellenwerts von 1,0 L/m von mehr als einer Minute wurde die Probenahme beendet. Die Probenahme an allen Probenahmeorten erfolgte synchron. Bei der Probenahme wurden jeweils 250 mL entnommen und in 2 bzw. 2,5 L fassende PE-HD Behälter gefüllt. In den Probenehmern wurden die Proben bis zum Transport in das Labor bei 4±1 °C thermostatiert.

## **2.3 Probenhomogenisierung und Analytik**

Die Entnahme der Probenflaschen aus den Probenehmern erfolgte innerhalb von 48 h. Um die durchschnittliche Belastung des Abflusses während eines Regenereignisses zu bestimmen, wurden die periodisch gezogenen Proben jedes beprobten Regenereignisses zu Mischproben in einem 30 L fassenden Glasbehälter mit Auslaufhahn vereinigt. Zur Homogenisierung der Proben wurde ein Dispergierwerkzeug (IKA, T25 basic, S 25 KV) eingesetzt. Nach ausreichender Homogenisierung der Probe wurde, bei weiterhin laufendem Dispergiergerät, die Probe nach mindestens 10 s geöffnetem Auslaufhahn zur Analyse entnommen.

Die AFS<sub>63</sub>-Bestimmung erfolgte in Anlehnung an Dierschke und Welker (2015) über Nasssiebung einer Probe (1 L Volumen) mit einem 1000 µm Sieb, gefolgt von einem 63 µm Sieb. Die gesiebte Probe wurde anschließend über 0,45 µm Nitrocellulose-Membranfilter vakuum-filtriert. Sowohl Siebe als auch Membranfilter wurden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz im Trockenschrank getrocknet. Die Rückstände auf den Sieben bzw. Filtern entsprechen den AFS (> 0,45 µm) sowie AFS<sub>63</sub> (> 0,45 µm; < 63 µm).

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Während der Messkampagne wurde eine große Schwankung der AFS und AFS<sub>63</sub>-Messwerte festgestellt (vgl. Abbildung 1, Tabelle 1). Im Median betrug der Anteil der AFS<sub>63</sub> an den AFS 78 %. Die mittlere AFS<sub>63</sub>-Konzentration entspricht mit sehr geringer Abweichung dem Orientierungswert (120 mg/L) des DWA-A 102 (Entwurf Oktober 2016). Jedoch ist die partikuläre Belastung > 63 µm geringer als im DWA-A 102 angegeben.

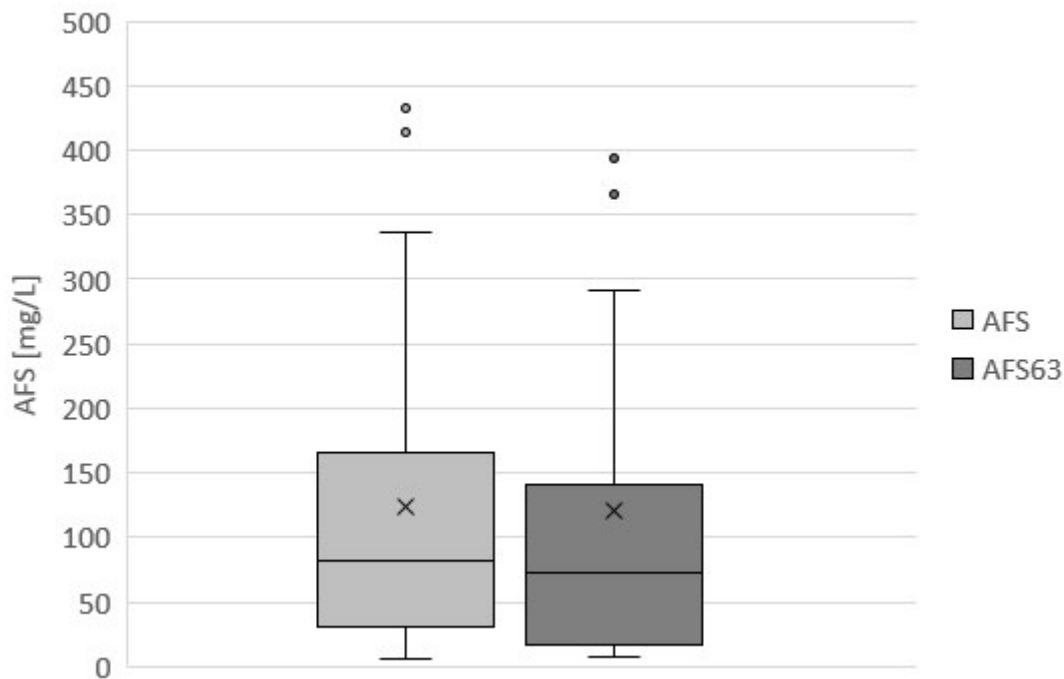


Abbildung 1: AFS (n=23) und AFS<sub>63</sub> (n=15) während des Untersuchungszeitraums 05/2016 bis 01/2018 (Box-Whisker-Plots: Oberes bzw. unteres Ende der Box entspricht 75 bzw. 25 % Quantil, Medianlinie in Box, Kreuz entspricht Mittelwert)

Tabelle 1: Statistik zu Untersuchungszeitraum 05/2016 bis 01/2018; q, Mittlere Abflussspende; d, Dauer der Beprobung des Ereignisses; AFS; AFS<sub>63</sub>; AFS<sub>63</sub>/AFS

Parameter	Einheit	n	Min	0,25-Quantil	Median	Mittelwert	0,75-Quantil	Max
q	l/(s·ha)	23	1,6	3,4	5,7	8,1	7,2	26,1
d	min	23	33	62	80	94	103	421
AFS	mg/L	23	7	32	82	123	166	433
AFS <sub>63</sub>	mg/L	15	8	18	73	121	140	394
AFS <sub>63</sub> /AFS	-	15	0,25	0,53	0,78	0,68	0,85	0,91

Die Median-Werte von AFS und AFS<sub>63</sub> sind mit der Untersuchung von Hilliges et al. (2017) vergleichbar. Jedoch wurden im Winter mit 394 mg/L deutlich höhere AFS<sub>63</sub>-Konzentrationen gemessen als bei Hilliges et al. (2017) (186 mg/L).

Während des Untersuchungszeitraums wurde der überwiegende Teil der partikulären Stoffe in der Fraktion AFS<sub>63</sub> aufgefunden (vgl. Abbildung 2). In 87 % der Proben war der Anteil der feinpartikulären Fraktion  $\geq 60$  %. Dies unterstreicht die Relevanz dieser Fraktion, zusammen mit der festgestellten erhöhten Schadstoffkonzentration (Kayhanian et al., 2012b; Lau und Stenstrom, 2005; McKenzie et al., 2008).

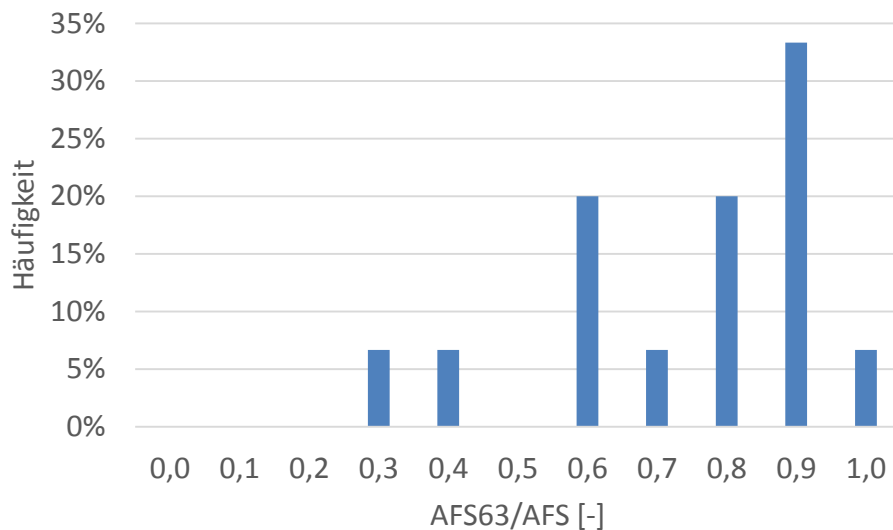


Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung Verhältnis AFS<sub>63</sub>/AFS; Untersuchungszeitraum von 05/2016 bis 01/2018

### 3.1 Saisonale Einflüsse

Die AFS bzw. AFS<sub>63</sub> Konzentration variiert stark saisonal. Abbildung 3 zeigt die Messdaten im Zulauf von 05/2016 bis 01/2018. Im Sommer (Juni-August) wurden die geringsten Konzentrationen von 16 mg/L AFS<sub>63</sub> im Median gemessen. Die höchsten Konzentrationen wurden im Winter (Dezember-Februar) mit 365 mg/L AFS<sub>63</sub> im Median bestimmt. Die Datenlage für Herbst und Winter ist zwar derzeit noch sehr gering, die Beprobung wird jedoch fortgesetzt. Entsprechende Ergebnisse wurden aber auch von Helmreich et al. (2010) und Westerlund et al. (2003) in anderen Studien veröffentlicht.

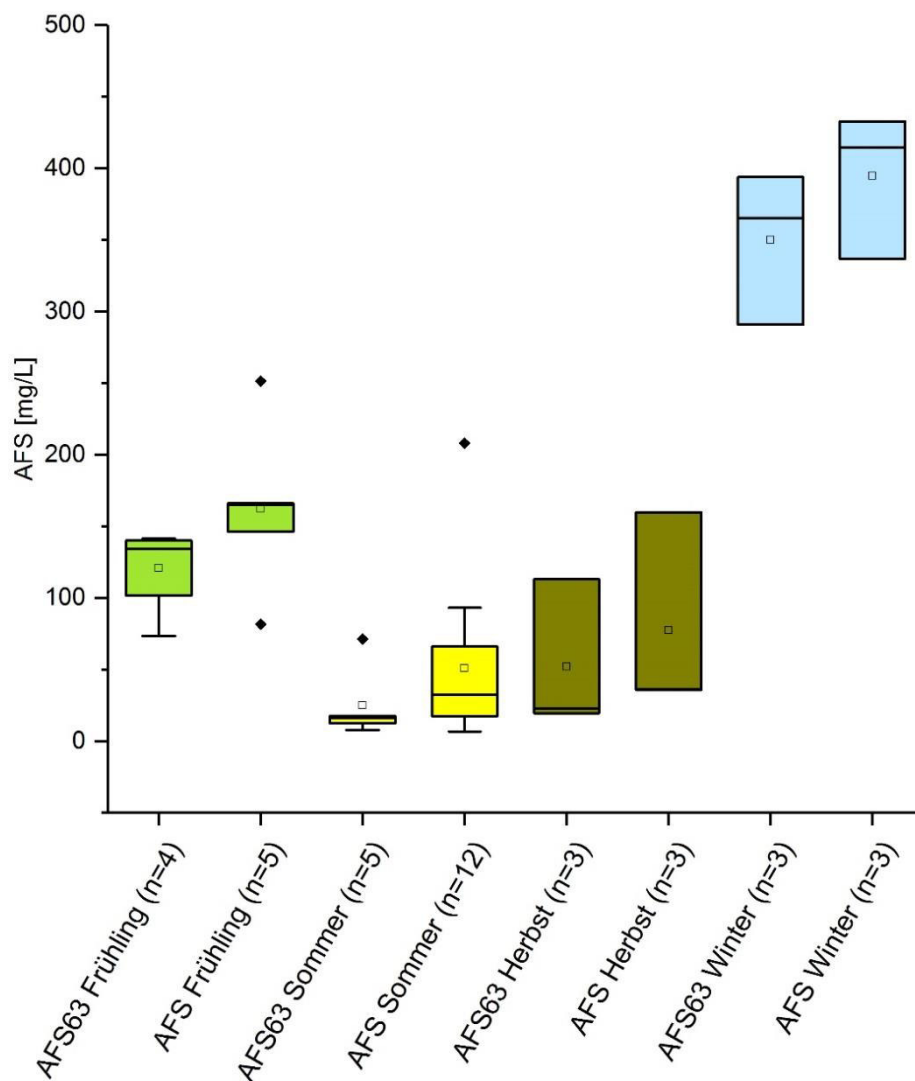


Abbildung 3: AFS und AFS<sub>63</sub> im Zulauf; Untersuchung von 05/2016 bis 01/2018; Frühling (März-Mai), Sommer (Juni-August), Herbst (September-November), Winter (Dezember-Februar) (Box-Whisker-Plots: Oberes bzw. unteres Ende der Box entspricht 75 bzw. 25 % Quantil, Medianlinie in Box, Quadrat entspricht Mittelwert)

### 3.2 Rückhalteleistung

Während der Untersuchung wurde durch den Absetzschacht im Median ein AFS bzw. AFS<sub>63</sub> Rückhalt von 51 bzw. 37% erreicht. Jedoch unterliegt die Leistungsfähigkeit einer starken Schwankung (vgl. Abbildung 4). Der Rückhalt der feinpartikulären Stoffe (AFS<sub>63</sub>) war geringer als der gesamten AFS. Dies zeigt, dass AFS<sub>63</sub> schlechter durch Sedimentation zurückgehalten werden kann. Die AFS und auch AFS<sub>63</sub>-Konzentration im Ablauf des Absetzschachts verhielt sich linear zur Zulaufkonzentration. Somit werden bereits zurückgehaltene Partikel nur in geringem Umfang ausgetragen. Die negativen

Rückhalteleistungen wurden bei geringen Zulaufkonzentrationen festgestellt, hierbei können geringe Differenzen zwischen Ablauf und Zulauf zu großen negativen Werten führen.

Mit Hilfe von Grubbs Tests (Signifikanzniveau 0,05) konnten zwei signifikante Ausreißer bei dem AFS-Rückhalt festgestellt werden. Diese Werte wurden entfernt.

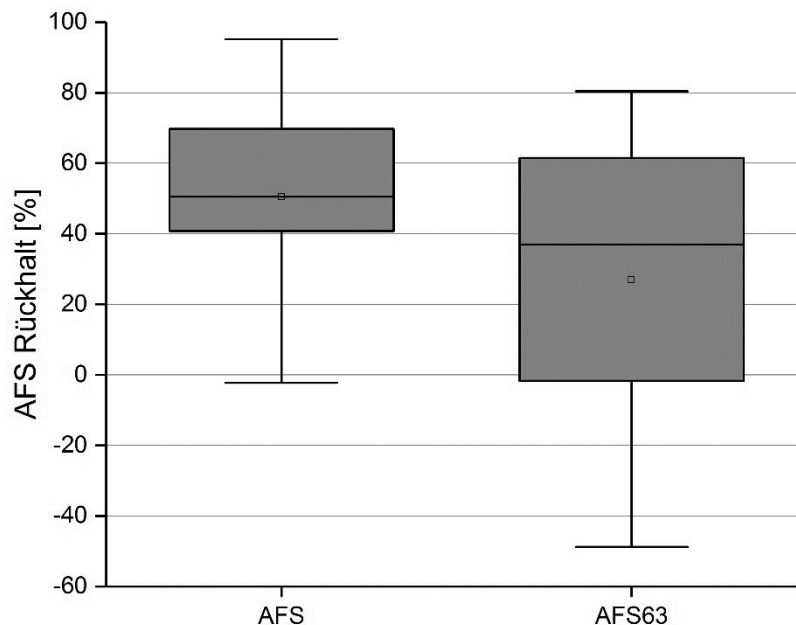


Abbildung 4: AFS bzw. AFS63 Rückhalt im Absetzschacht während der Untersuchung von 05/2016 bis 01/2018; Zwei Ausreißer des AFS-Rückhalts wurden entfernt (Box-Whisker-Plots: Oberes bzw. unteres Ende der Box entspricht 75 bzw. 25 % Quantil, Medianlinie in Box, Quadrat entspricht Mittelwert)

Zwischen mittlerer Abflussspende während des beprobten Regenereignisses und der AFS<sub>63</sub>-Rückhalteleistung ist keine Korrelation erkennbar (vgl. Abbildung 5). Hieraus lässt sich ableiten, dass die AFS<sub>63</sub>-Rückhalteleistung nicht durch die Verweilzeit limitiert ist. Daher ist davon auszugehen, dass eine größer dimensionierte Sedimentationsstufe keine erheblich bessere Leistung erreichen wird. Im Gegensatz dazu korreliert der AFS-Rückhalt mit der mittleren Abflussspende. Dies zeigt, dass die größeren Partikel stärker durch die Strömungszustände im Absetzschacht beeinflusst werden.

Durch die in der Sedimentationsstufe nicht zurückgehaltenen Partikel kommt es zu einer erhöhten stofflichen Belastung im Ablauf. Zum anderen können die Partikel im Ablauf der Sedimentation auch die Standzeit einer nachfolgenden Stufe, beispielsweise einer Filtrations- und/oder Adsorptionsstufe, herabsetzen. Die feinpartikulären Stoffe können zur Kolmation des Filtermaterials führen. Verbunden hiermit ist eine hohe Wartungsintensität der dezentralen Behandlungsanlagen und steigende Betriebs- und Wartungskosten.

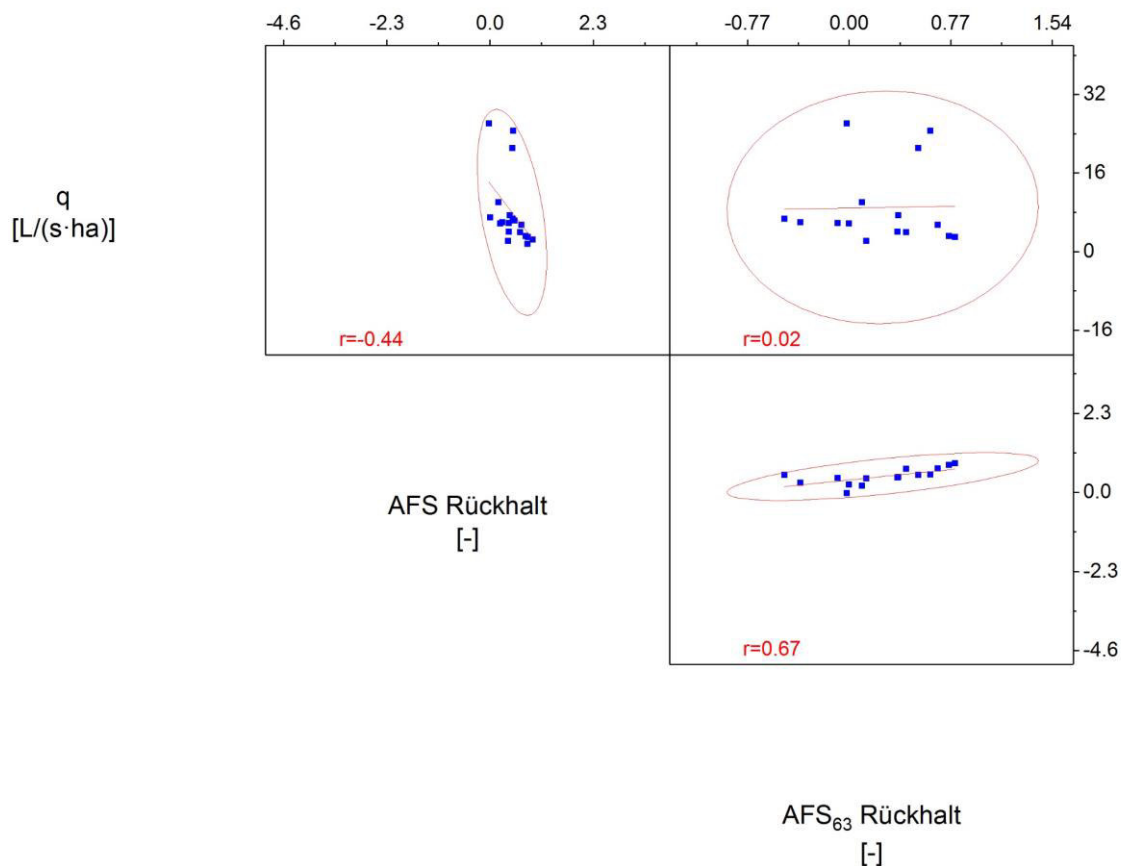


Abbildung 5: Streumatrix der untersuchten Regenereignisse von 05/2016 - 01/2018;  $q$ , mittlere Abflusspende;  $r$ , Pearson-Korrelationskoeffizient; Fläche innerhalb des Kreises entspricht 95 % Konfidenzintervall; rote Linie zeigt lineare Regression

#### 4 Zusammenfassung und Ausblick

Die feinputikuläre Fraktion AFS<sub>63</sub> spielt, unabhängig von der Einführung als zukünftiger Leitparameter im DWA-A 102, eine große Rolle zur Bewertung stofflicher Belastungen von Verkehrsflächenabflüssen. Durch den hohen Anteil der AFS<sub>63</sub> an den AFS sind reine Sedimentationsanlagen stark in ihrer Leistung limitiert. Des Weiteren wird die Standzeit nachgeschalteter Filtrationsstufen maßgeblich durch ein mit feinputikulären Belastungen verbundenes Kolmationsrisiko beschränkt. Derzeitige Laborversuche geben das Verhalten der feinputikulären Stoffe nicht ausreichend wieder. Die Standzeituntersuchungen basieren bisher lediglich auf dem Rückhalt gelöster Schwermetalle (DIBt 2017).

Das Monitoring von AFS und AFS<sub>63</sub> am Standort in München wird bis Mitte 2019 fortgesetzt und wurde im Rahmen des vom Bayerischen Landesamt für Umwelt finanzierten Forschungsvorhabens „Praxiserfahrungen zum Umgang mit dezentralen Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse“ (AZ: 67-0270-96505/2016) um drei weitere Messstellen erweitert.



## 5 Danksagung

Die Messkampagne erfolgte im Rahmen des Forschungsprojekts „Wissenschaftliche Untersuchung der Effizienz der Kombination Absetzschacht und Versickerungsschacht zur Reduzierung der stofflichen Belastung von Verkehrsflächenabflüssen“, im Auftrag des Baureferats der Landeshauptstadt München.

## 6 Literatur

- Bäckström, M. (2002). Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events *Water Science and Technology*, 45(7), 41-49.
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B., & Karlsson, S. (2003). Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air, & Soil Pollution*, 147(1-4), 343-366.
- Ball, J. E., Jenks, R., & Aubourg, D. (1998). An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces. *Science of The Total Environment*, 209(2-3), 243-254.
- DIBt (2017): Zulassungsgrundsätze Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 1: Anlagen zur dezentralen Behandlung des Abwassers von Kfz-Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser, Fassung November 2017. Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin.
- Dierschke, M., & Welker, A. (2015). Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. *gwf Wasser/Abwasser*, 156(4), 440-446.
- DIN 4220: Bodenkundliche Standortbeurteilung – Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten, Ausg. November 2008. DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- DWA-A 102/BWK-A 3 (2016): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer (Entwurf). DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2016. ISBN: 978-3-88721-383-1.
- DWA-A 138 (2005): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2005. ISBN: 3-937758-66-6.
- DWA-M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2007. ISBN: 978-3-939057-98-7.
- Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A., & Horn, H. (2010). Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, 80(9), 991-997.
- 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. *Water Science and Technology*, 75(5), 1169-1176.

- Huber, M., Helmreich, B., & Welker, A. (2015). *Einführung in die dezentrale Niederschlagswasserbehandlung für Verkehrsflächen-und Metaldachabflüsse: Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge* (Vol. 213): Technische Universität München Garching.
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541, 895-919.
- Kayhanian, M., Fruchtmann, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E., & Wuertz, S. (2012a). Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research*, 46(20), 6609-6624.
- Kayhanian, M., McKenzie, E. R., Leatherbarrow, J. E., & Young, T. M. (2012b). Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Science of The Total Environment*, 439, 172-186.
- Kluge, B., & Wessolek, G. (2012). Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world – the AVUS Autobahn. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(11), 6469-6481.
- Lau, S.-L., & Stenstrom, M. K. (2005). Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Research*, 39(17), 4083-4092.
- Legret, M., & Pagotto, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of The Total Environment*, 235(1–3), 143-150.
- McKenzie, E., Wong, C., Green, P., Kayhanian, M., & Young, T. (2008). Size dependent elemental composition of road-associated particles. *Science of The Total Environment*, 398(1–3), 145-153.
- Sansalone, J. J., & Buchberger, S. G. (1997). Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water Science and Technology*, 36(8-9), 155-160.
- Thomson, N. R., McBean, E. A., Snodgrass, W., & Monstrenko, I. B. (1997). Highway stormwater runoff quality: Development of surrogate parameter relationships. *Water, Air, & Soil Pollution*, 94(3-4), 307-347.
- Westerlund, C., Viklander, M., & Bäckström, M. (2003). Seasonal variations in road runoff quality in Luleå, Sweden. *Water Science and Technology*, 48(9), 93-101.

## Korrespondenz an:

Steffen Rommel, M.Sc.  
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, TU München  
Am Coulombwall 3, 85748 Garching  
Tel.: +49 89 / 289 13733  
E-Mail: s.rommel@tum.de