

# Entwicklung Wirkungsmodell Schmutzfracht von Stadtstraßen

Jochen Eckart und Jonas Fesser, Hochschule Karlsruhe

Stand 01.06.2022

## 1. Problemstellung Beeinträchtigungen durch Schmutzfracht von Straßen

Durch den Straßenverkehr entstehen Verschmutzungen, die durch Niederschlagswasser in den Boden, das Grundwasser oder den Vorfluter gespült werden. Diese Schmutzfracht von Straßen bestimmt die Qualität des Niederschlagswassers und ist von hoher Bedeutung für die Wahl von Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung sowie für die Vitalität der Straßenraumbegrünung. Für die Gestaltung von BlueGreenStreets ist es erforderlich Belastungsschwerpunkte sowie gering belastete Straßenabschnitte zuverlässig zu erkennen, um angemessene Reinigungsmaßnahmen ergreifen zu können. Basierend auf Messungen soll ein Wirkungsmodell für die Einflussfaktoren der Schmutzfracht von Stadtstraßen entwickelt werden.

Die Entwicklung des Wirkungsmodells basiert auf einem interdisziplinären Ansatz. Die Schmutzfracht von Straßen wird aus Sicht der Siedlungswasserwirtschaft bestimmt und die vielfältigen verkehrlichen Variablen werden aus Perspektive des Verkehrswesens erfasst. Dies umfasst insbesondere Einflussfaktoren wie Verkehrsstärke, Flottenzusammensetzung, LKW-Anteil, Geschwindigkeit, Stetigkeit des Verkehrsablaufes, Verkehrsqualität, Steigung, Fahrbahnbelag etc., die sich bereits als relevante Faktoren für die durch den Verkehr erzeugte Luftschadstoffbelastung erwiesen haben. Zudem werden Einflussfaktoren wie Bremsvorgänge, Beschleunigungsvorgänge, Kurvenradien etc. betrachtet, die mit dem Brems-, Reifen- und Fahrbahnabrieb in Verbindung stehen. Ziel der Analyse ist die Identifizierung der verkehrlichen Einflussfaktoren und die Entwicklung eines Wirkungsmodells für die Schmutzfracht von Stadtstraßen. Dabei wird nicht die Bestimmung allgemeingültiger Emissionsfaktoren für die Schmutzfracht von Stadtstraßen angestrebt. Dies hat sich aufgrund unterschiedlicher Hintergrundbelastung sowie wechselnder Witterungsbedingungen als schwierig erwiesen. Vielmehr soll das Wirkungsmodell helfen, lokale verkehrliche Belastungsschwerpunkte zu identifizieren. Die Forschungsfragen für die Analyse sind:

- Welche verkehrlichen Einflussfaktoren sind für die Schmutzfracht von Stadtstraßen relevant?
- Können durch die verkehrlichen Einflussfaktoren die Belastungsschwerpunkte der Schmutzfracht von Stadtstraßen bestimmt werden?
- Wie kann aus den verkehrlichen Einflussfaktoren ein Wirkungsmodell zur Ermittlung der Belastungsschwerpunkte der Schmutzfracht von Stadtstraßen entwickelt werden?

## 2. Kenntnisstand zur Schmutzfracht von Straßen

Der Kenntnisstand, welche Prozesse und Faktoren die Schmutzfracht von Straßen beeinflussen, wird ermittelt. Darauf aufbauend wird ein Entwurf für ein Wirkungsmodell der Schmutzfracht von Straßen entwickelt. Der Fokus der Betrachtung liegt dabei auf dem Feinanteil ( $< 63 \mu\text{m}$ ) der abfiltrierbaren Stoffe (AFS63), der als Indikator für die Schmutzfracht genutzt wird. So besteht zwischen den

abfiltrierbaren Stoffen und der Schwermetallkonzentration ein enger Zusammenhang (Desta et al. 2007; Sansalone et al. 1995). Die Schmutzfracht des Straßenabflusses aus verschiedenen Städten und Straßentypen weist bisher eine sehr hohe Spannweite auf (Huber et al. 2016; Li & Barrett 2008; Kayhanian et al. 2007; Barrett et al. 1995; Xanthopoulos & Hahn 1990; Sieker & Grottker 1987). Die hohe Spannweite bei der Schmutzfracht wird auf zahlreiche Faktoren wie variable Emissionsfaktoren, unterschiedliche atmosphärische Hintergrundbelastungen, witterungsabhängige Akkumulation und Mobilisierung etc. zurückgeführt (Huber et al. 2015; Kayhanian et al. 2007; Barrett et al. 1995). Der aktuelle Kenntnisstand der Fachliteratur wird für die gesamte Wirkungskette der Schadstoffe von den Emissionen über die Transmission hin zu den Immissionen dargestellt.

## **2.1 Kenntnisstand Emissionen Schmutzfracht Straßenverkehr**

Die Kenntnisse zu den Stoffeinträgen auf Straßen durch Emissionen werden betrachtet. Die Stoffeinträge auf Straßen resultieren aus den Abgasemissionen der Kraftfahrzeuge, aus dem Abrieb der Fahrbahn und dem Abrieb der Reifen. Sie entstehen jeweils aus Reibkräften zwischen Reifen und Fahrbahnoberfläche, dem Abrieb der Brems- und Kupplungsbeläge, den Verlusten aus Katalysatoren oder von Ölen, Kraftstoffen, Bremsflüssigkeiten und Schmiermitteln, dem Eintrag von anorganischen und organischen Bestandteilen aus der Umgebung sowie der generellen Hintergrundbelastung der Luft (Liu et al. 2015; FGSV 2016; FGSV 2018; Welker 2004). Die Kfz-bedingten Stoffeinträge stehen bei Straßen im Vordergrund. Emissionsfaktoren für Verkehrsflächen wurden von Dierschke (2014) ermittelt und berücksichtigen als Faktoren die durchschnittliche tägliche Verkehrsmenge (DTV) für Pkw und Lkw, einen Faktor für Infrastrukturtyp sowie Typ des Verkehrsablaufes (Autobahn, Ampelkreuzungen, Parkplätze, etc.), die Anzahl der Fahrspuren, die Grundbelastung durch Fahrbahnzerstörung im Winter, einen Jahreszeitfaktor, einen Vegetationsfaktor, die Bodenerosion, die Randbebauung sowie Straßenreinigungsintervalle.

Der am häufigsten untersuchte Einfluss für den Emissionsfaktor ist die durchschnittliche tägliche Verkehrsmenge (DTV). Während einige Studien einen engen Zusammenhang zwischen DTV und der Schmutzfracht feststellen (Mangani et al. 2005; Crabtree et al. 2008), wird in anderen Untersuchungen nur ein geringer oder kein direkter Zusammenhang zwischen der DTV und der Schmutzfracht festgestellt (Kayhanian et al. 2003; Davis & Birch 2010; Uhl et al. 2006). Huber et al. (2016), Horstmeyer et al. (2016), Uhl et al. (2006) und Drapper et al. (2000) kommen in ihren Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass der DTV nicht immer der beste Indikator zur Bestimmung der Schadstoffemissionen auf Straßen und der daraus resultierenden Abflusskonzentrationen ist.

Verschiedene Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Stoffeinträge auf Straßen nicht allein durch die Verkehrsmenge, sondern auch durch weitere Faktoren des Verkehrsablaufes bestimmt werden. Huber et al. (2015) berichten über Belastungsschwerpunkte der Schmutzfracht an Lichtsignalanlagen (LSA) und Verzögerungstreifen. Huber et al. (2016) zeigen auf, dass städtische Straßen mit mehr als 5000 Kfz/24h aufgrund standortspezifischer Faktoren, wie z.B. Lichtsignalanlagen, oftmals eine höhere Schwermetallkonzentration im Straßenabfluss aufweisen als Autobahnen. Charlesworth et al. (2003) messen überdurchschnittlich hohe Schwermetallkonzentrationen an Lichtsignalanlagen. Drapper et al. (2000) stellen an Verzögerungstreifen erhöhte Kupfer- und Zinkwerte fest, welche auf die dortigen starken Bremsvorgänge und den damit einhergehenden Bremsbelag- und Reifenverschleiß zurückgeführt werden. Horstmeyer et al. (2016) illustrieren, dass die Straßenführung (z.B. Kurven, Kreuzungen, Kreisverkehre) und der Verkehrsfluss (Brems- und Beschleunigungsvorgänge) die Schmutzfracht beeinflussen. Vesting (2018) identifiziert als Einflussfaktor auf die Stoffkonzentration von Straßen neben der Verkehrsstärke auch die Fahrweise mit Brems- und Beschleunigungsvorgängen. Nach Liu et al. (2015) hat die Straßenführung mit Kurven einen Einfluss auf die Stofffracht. Helmreich

(2008) misst hohe Kupfer-, Zink- und Cadmium-Konzentrationen im Bereich von Lichtsignalanlagen, an Knotenpunkten sowie an Streckenabschnitten mit viel Stop-and-Go-Verkehr. Venghaus et al. (2021) haben als Hotspots für den Reifenabrieb Streckenabschnitte mit erhöhten Kräften zwischen Reifen und Fahrbahn sowie Kurve und Lichtsignalanlage identifiziert. Düring (2022) stellt einen Einfluss unterschiedlicher Fahrbahnoberflächen auf die Partikelemissionen von Straßen fest. Geringe Emissionen haben Splittmastixasphalte sowie offenporige Asphaltbeläge mit modifiziertem Binder. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Stoffeinträge auf Straßen bei LSA, Verzögerungstreifen, Strecken mit einer schlechten Verkehrsqualität sowie in Kurven besonders hoch sind. Dabei handelt es sich um Bereiche, an denen hohe Brems-, Beschleunigungs- oder Fliehkräfte auftreten. Dies ist mit erhöhtem Reifen-, Fahrbahn- und Bremsabrieb verbunden.

Untersucht wird auch, wie die Luftschadstoffbelastung mit der Schmutzfracht von Straßen zusammenhängt. Shorshani et al. (2014) und Sabin et al. (2005) schätzen für Los Angeles, dass die Schwermetallbelastung städtischer Oberflächen zu 57 bis 100 % aus atmosphärischer Deposition resultiert. Zudem versuchen Gunawardena et al. (2013), Shorshani et al. (2014) die Schmutzfracht von Straßen in Verbindung mit Luftschadstoffemissionen zu modellieren. Die für die Luftschadstoffemissionen relevanten Einflussfaktoren werden durch das „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ (HBEFA) (HBEFA 2019) beschrieben und umfassen für Partikel (PM<sub>10</sub>) die Verkehrsstärke, verschiedene Verkehrssituationen (Geschwindigkeit und Flüssigkeit des Verkehrs), Fahrzeugkategorien, Antriebsarten sowie Schadstoffklassen. Die verkehrlichen Faktoren für die Luftschadstoffbelastung und die Stoffeinträge von Straßen sind damit vergleichbar.

## **2.2 Kenntnisstand Transmission Schmutzfracht im Straßenraum**

Bei der Transmission, der Ausbreitung der Stoffeinträge, wird sowohl die Verwehung als auch die Deposition der Stoffe auf der Fahrbahn und im Seitenraum betrachtet. Das UBA (2011) und Aneja et al. (2001) unterscheiden drei Depositionsarten: nasse Deposition, trockene Deposition und okkulte Deposition (Ablagerung über Nebeltröpfchen). Die Depositionsgeschwindigkeiten sind nicht konstant, sondern von der Stabilität der Atmosphäre, den Oberflächeneigenschaften, der chemischen Bindungsfähigkeit sowie den Partikelgrößen abhängig (Bachhiesl et al. 2002). Darüber hinaus sind Verwehungen, z.B. in Form von Sprühhahnen oder Wiederaufwirbelung, zu berücksichtigen.

## **2.3 Kenntnisstand Immissionen Schmutzfracht Straßen**

Die Immissionen beschreiben den Prozess des Stoffeintrags durch Niederschlagswasser in das Entwässerungssystem, das Grundwasser oder den Vorfluter. Dabei sind insbesondere die Prozesse der Akkumulation und der Mobilisierung der Stoffe zu betrachten. Diese werden durch die Witterung, die Straßenreinigungsintervalle, die Größe des Einzugsgebietes sowie das Bindungsvermögen der Oberflächen beeinflusst (Vesting 2018). Vor allem der Witterung, mit Faktoren wie der Länge von Trockenwetterperioden oder die Art, Dauer und Intensität von Niederschlägen, wird eine hohe Bedeutung für die Stoffkonzentration von Straßenabflüssen beigemessen (Feldhaus et al. 2010; Helmreich et al. 2010; Lee et al. 2004; Crabtree et al. 2008; Lee et al. 2004; Crabtree et al. 2008; Crabtree et al. 2009). Auch sind die Luftaustauschbedingungen (Straßenbreite, Randbebauung, Windrichtung und -stärke) von Bedeutung (Muschack 1990; Ball 2002; Crabtree et al. 2009; Valtanen et al. 2014). Li & Barrett (2008) sowie Drapper et al. (2000) nennen die vorangegangene Zeit ohne Niederschlag sowie die Stärke des Niederschlages als wesentliche Faktoren für die Schmutzfrachtkonzentration im Straßenabfluss. Bei einem Regenereignis ist die Schmutzfrachtkonzentration am Anfang des Regenereignisses besonders hoch und nimmt dann mit

der Dauer des Niederschlagsereignisses ab. Der „First Flush“-Effekt ist bei Niederschlagsereignissen mit hoher Intensität stärker ausgeprägt als bei Ereignissen mit geringer Intensität (Sansalone et al. 1998).

## 2.4 Wirkungsmodell Schmutzfracht Straßen

Basierend auf den Erkenntnissen aus der Literatur wird ein Wirkungsmodell für die Schmutzfracht von Straßen entwickelt. Das Modell verdeutlicht die Vielfalt der Einflussfaktoren sowie deren Zusammenwirken. Die Emissionen werden bestimmt durch die Abgasemissionen, den Reifen-, Fahrbahn- und Bremsabrieb, die Hintergrundbelastung aus dem Umfeld sowie weitere verkehrliche Prozesse wie Tropfverluste, Korrosion, Katalysatoren oder den Winterdienst. Diese Prozesse werden durch die Verkehrsmenge, die Flottenzusammensetzung (Kraftstoffart, Motorleistung, Fahrzeugart), den Verkehrszustand (Geschwindigkeit, Verkehrsqualität, Konstantfahranteil, Brems- und Beschleunigungsvorgänge) sowie durch die Verkehrsinfrastruktur (Querbeschleunigung, Kurvenradien, Fahrbahnzustand) beeinflusst. Bei der Transmission sind die Depositionsprozesse und die Verwehung sowie die sich daraus ergebende Depositionsrate zu betrachten. Diese ist abhängig von Luftaustauschbedingungen und Wiederaufwirbelungen. Bei den Immissionen stehen die Prozesse der Akkumulation sowie die Mobilisierung der Stoffe im Vordergrund, welche insbesondere von den Witterungsbedingungen beeinflusst werden. Das Wirkungsmodell aus der Literaturanalyse dient als Basis für die Entwicklung des Erhebungskonzeptes und der statistischen Korrelationsanalyse.

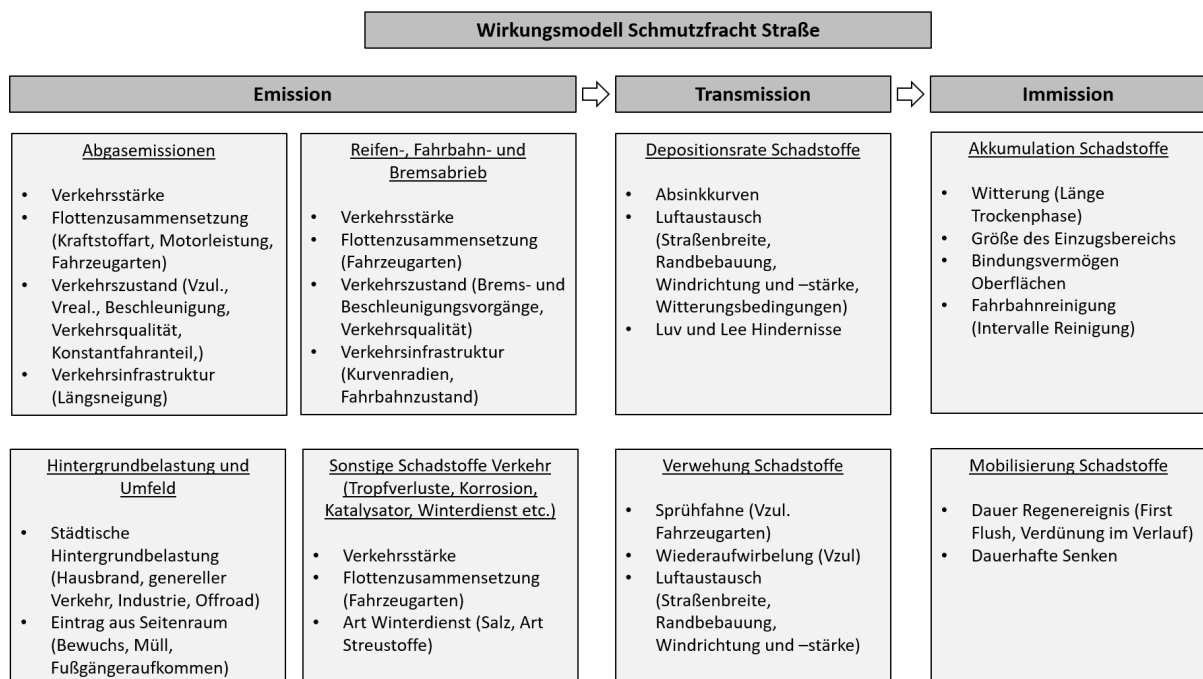


Abb. 1: Wirkungsmodell Schmutzfracht Straßen

## 3. Integriertes wasserwirtschaftliches und verkehrliches Erhebungskonzept

Der Zusammenhang zwischen den verschiedenen verkehrlichen Einflussfaktoren und der Schmutzfracht von Straßen soll systematisch untersucht werden. Bisher wurden die meisten Untersuchungen durch Akteure der Siedlungswasserwirtschaft durchgeführt. Diese umfassen zwar eine detaillierte Erfassung der Schadstoffe. Für verkehrliche Einflussfaktoren erfolgt hingegen nur eine

vereinfachte Analyse (meist nur Verkehrsstärke und Infrastrukturtyp wie LSA, BAB etc.). Daher wird nachfolgend ein integriertes wasserwirtschaftliches und verkehrliches Erhebungskonzept für die Schmutzfracht sowie die verkehrlichen Einflussfaktoren entwickelt. Die Erhebung umfasst sowohl eine umfangreiche Messung der Schmutzfracht mit Fokus auf den Indikator AFS63 als auch eine Erhebung und Verkehrsflusssimulation der verkehrlichen Einflussfaktoren. Dies ermöglicht es, die Korrelation der Schmutzfracht mit den einzelnen verkehrlichen Einflussfaktoren zu analysieren. Darauf aufbauend werden quantitative multivariable Wirkungsmodelle der Einflussfaktoren entwickelt und deren Korrelation mit der Schmutzfracht untersucht.

Aus der Literaturanalyse konnten für alle Schritte des Wirkungsmodells eine Vielfalt an Einflussfaktoren identifiziert werden. Dies erschwert eine Analyse der Bedeutung einzelner Einflussfaktoren. Das Erhebungskonzept strebt daher an, einen Teil der Einflussfaktoren, insbesondere bei Transmission und Immission, über die Erhebung konstant zu gestalten, um die Wirkung der anderen Einflussfaktoren bei den Emissionen besser zu verstehen. So sind die Messstandorte in der gleichen Nachbarschaft vorgesehen, wodurch Abweichungen durch unterschiedliche Hintergrundbelastung oder Witterungsbedingungen nicht von Bedeutung sind. Zudem erfolgt die Probenahme für einen definierten Zeitraum von 24 Stunden. Die Probenahme wird durch aktives Kehren durchgeführt, wodurch Unterschiede bei der Akkumulation und Mobilisierung von Schadstoffen, z.B. durch First Flush-Effekte, vermieden werden. Die Messstandorte sind so gewählt, dass die Verkehrsmengen vergleichbar sind. Hierzu wird ein Streckenabschnitt mit einem zusammenhängenden Streckenverlauf gewählt, der in seinem Verlauf unterschiedliche Infrastrukturtypen aufweist. Dies ermöglicht es, den Einfluss der unterschiedlichen Eigenschaften des Streckenverlaufs gezielt zu erfassen.

### **3.1 Messung Schmutzfracht Stadtstraßen Berlin**

Die In-Situ-Messungen der Schmutzfracht erfolgen an insgesamt sechs Messstandorten in Berlin im Bezirk Mitte, Stadtteil Gesundbrunnen. Die Messstandorte liegen räumlich nah zusammen, so dass vergleichbare Witterungsverhältnisse und eine ähnliche Hintergrundbelastung bestehen. Die Messstandorte weisen eine Verkehrsmenge zwischen 5000 und 6500 Kfz/24h auf. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit liegt bei 50 km/h. Die Messstandorte umfassen unterschiedliche Infrastrukturtypen (LSA, Kurve, Steigung, Gerade, Parkplatz etc.). Je nach Infrastrukturtyp ergibt sich ein bestimmtes Verkehrsverhalten (Brems- und Beschleunigungsvorgänge, Konstantfahrtanteil etc.). Die Messstandorte sind:

- Böttgerstraße Ecke Badstraße (LSA)
- Hochstraße Ecke Böttgerstraße (Kurve)
- Hochstraße 42 (Steigung)
- Hochstraße 21 (Gerade)
- Gerichtstraße Ecke Hochstraße: Parkplatz Penny
- Scheringstraße (Kreisverkehr)



Abb. 2: Messstandorte Schmutzfrachtmessung in Berlin (TU Berlin)

Es fanden insgesamt drei Messreihen statt: Reihe 1 vom 23.9.2019 bis 15.10.2019, Reihe 2 vom 09.06.2020 bis 25.06.2020 und Reihe 3 am 25.08.2021. Die Probenahme basiert auf Tagesfegungen mit Rosshaarbesen. Zunächst erfolgt eine Grundreinigung des Messstandortes und dann nach 24 Stunden die Probenahme. Beprobt wurde eine Fläche von jeweils 2 x 0,8 m x 6 m am Fahrbahnrand. Bei der Auswertung der Messung werden verschiedene Schadstoffe ermittelt. Die nachfolgende Darstellung konzentriert sich auf den Indikator für den Feinanteil (< 63 µm) der abfiltrierbaren Stoffe (AFS63). Dieser wird durch einen Probenahmekorb mit einer Siebkaskade von 1000 µm bis 20 µm bestimmt. Die gemessenen Werte werden in Schmutzfracht in kg/ha\*a umgerechnet. Für eine detaillierte Dokumentation der Schmutzfrachtmessung wird auf das Messprotokoll verwiesen. Die Ergebnisse der Messung sind in Tabelle 1 dargestellt.

Messstandort	Datum	Fracht kg/ha*a abfiltrierbare Stoffe <0,063 mm (AFS63)
LSA (Böttgerstraße)	24.09.2019	305
	10.06.2020	234
	23.06.2020	66
	24.06.2020	382
	25.06.2020	268
	25.08.2021	447
	Kurve (Böttgerstraße/Hochstraße)	24.09.2019
10.06.2020		659
23.06.2020		543

	24.06.2020	447
	25.06.2020	208
	25.08.2021	527
Gerade (Hochstraße)	28.10.2019	41
	10.06.2020	781
	23.06.2020	564
	24.06.2020	226
	25.06.2020	168
	25.08.2021	576
Steigung (Hochstraße)	28.10.2019	65
	10.06.2020	139
	23.06.2020	255
	24.06.2020	107
	25.06.2020	168
	25.08.2021	117
Kreisverkehr (Scheringstraße)	11.09.2019	139
	15.10.2019	411
	22.10.2019	313
	23.10.2019	231
	22.07.2020	879
	25.08.2021	447
Parkplatz (Gerichtstraße/Hochstraße)	15.10.2019	6
	22.10.2019	17
	12.08.2020	51
	13.08.2020	28

Tab. 1: Schmutzfracht Messstandorte

### 3.2 Erhebung verkehrliche Faktoren Messstandorte

Die Basisparameter Verkehrsmenge (Kfz), Verkehrszusammensetzung (Pkw, Lkw, Fahrrad) und die gefahrene Geschwindigkeit während der Schmutzfrachtmessung wurden 2019 und 2021 jeweils durch Seitenradargeräte erfasst. Angegeben wird die Verkehrsmenge für alle Kfz und Lkw für einen Zeitraum von 24 Stunden. Die an den Messstandorten erfasste Geschwindigkeit stellt eine Verteilung dar. Angegeben werden der V50, der die Geschwindigkeit angibt, welche von 50% der Verkehrsteilnehmenden nicht überschritten wird (Median). Außerdem wird der V85 ermittelt, der die Geschwindigkeit angibt, welche von 85% der Verkehrsteilnehmenden nicht überschritten wird und als Kenngröße für die Einhaltung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit dient. Die Verkehrsmengen und das Geschwindigkeitsniveau haben sich im Projektzeitraum 2019 bis 2021 nur geringfügig geändert.

Messstandort	Verkehrsstärke Kfz (Kfz/24h) 2019	Verkehrsstärke Kfz (Kfz/24h) 2021	Verkehrsstärke Lkw (Lkw/24h) 2019	V85 (km/h) 2019	V85 (km/h) 2021	V50 (km/h) 2019	Konstantfahranteil (%)
LSA (Böttgerstraße)	6031	-	199	18,94	-	5,69	67
Kurve (Böttgerstraße/	5936	6549	171	42,80	42	40,70	77

Hochstraße)							
Gerade (Hochstraße)	6546	5911	199	55,68	46	52,06	82
Steigung (Hochstraße)	5940	5716	192	56,08	46	51,95	65
Kreisverkehr (Scheringstraße )	4963	4187	356	27,57	29	23,42	37
Parkplatz (Gerichtstraße/ Hochstraße)	1821	-	0	10	-	10	70

Tab. 2a: Gezählte verkehrliche Faktoren Messstandorte

Für weitere Faktoren des Verkehrsablaufes (Beschleunigungswerte, Konstantfahrtanteil etc.) wurden zunächst in den Jahren 2019 und 2020 keine Werte vor Ort erhoben. Für diese Faktoren wurden eine Verkehrsflusssimulation mit PTV-VISSIM durchgeführt. Die Software PTV-VISSIM ermöglicht eine mikroskopische, multimodale Verkehrsflusssimulation, bei der für eine gegebene Verkehrsinfrastruktur die Wechselwirkungen zwischen den Verkehrsteilnehmenden modelliert werden kann (PTV AG 2019). Auf Basis der erhobenen Daten zur Verkehrsmenge, Verkehrszusammensetzung, Fahrgeschwindigkeit, Geometrie der Straßeninfrastruktur und den Verkehrsregeln wird ein Verkehrsflussmodell für den gesamten Streckenabschnitt Böttgerstraße, Hochstraße und Gartenstraße entwickelt, der alle Messstandorte umfasst. Aus der Verkehrsflusssimulation werden weitere, für die Analyse der Schmutzfracht relevante, Faktoren des Verkehrsablaufes ermittelt. Dabei handelt es sich insbesondere um die spezifischen Beschleunigungswerte und den Konstantfahrtanteil für alle drei Messstandorte. Die Verkehrsflusssimulation wird anhand der Daten aus der Verkehrserhebung kalibriert.

In der Verkehrsflusssimulation wird der Verkehrsablauf unter verschiedenen Randbedingungen, wie Fahrstreifenaufteilung, Fahrzeug-Zusammensetzung oder Lichtsignalsteuerung, erfasst. Mit Hilfe eines Verkehrsflussmodells nach dem psycho-physischen Wahrnehmungsmodell von Wiedemann (1974) wird das Verhalten der einzelnen Fahrzeuge simuliert. Dabei werden vier Fahrzustände unterschieden: „Freies Fahren“ nach Wunschgeschwindigkeit ohne Einfluss eines vorausfahrenden Fahrzeugs, „Annäherung“ bzw. Anpassung der Geschwindigkeit an ein vorausfahrendes langsames Fahrzeug, „Folgen“ eines vorausfahrenden Fahrzeugs mit konstantem Abstand sowie „Bremsen“ mit mittlerer bis starker Verzögerung, sobald der Abstand zum vorausfahrenden Fahrzeug unter den Wunschsicherheitsabstand fällt (PTV AG 2019). Bei allen Fahrzuständen führt das unvollkommene Fahrverhalten zu kleinen oszillierenden Geschwindigkeitsdifferenzen und damit einhergehend zu leichten Brems- und Beschleunigungsvorgängen. Die individuell unterschiedlich ausgeprägten Wunschgeschwindigkeiten und Sicherheitsabstände werden in Form von Verteilungen berücksichtigt. Für jeden der vier Fahrzustände ergeben sich die Beschleunigungswerte aus der Fahrgeschwindigkeit, der Geschwindigkeitsdifferenz, dem Abstand zum Vorderfahrzeug sowie den individuellen Kenngrößen der Fahrenden (PTV AG 2019).

Im Ergebnis liefert die Verkehrsflusssimulation für die Abschnitte der Messstandorte Angaben zur Beschleunigung und zum Konstantfahrtanteil. Da aufgrund von Anfahr- und Abbremsvorgängen an einem Standort sowohl positive als auch negative Beschleunigungswerte auftreten, sind Mittelwert oder Median der Beschleunigungswerte nicht aussagekräftig. Daher werden die Standardabweichung der Beschleunigung, der Mittelwert, wenn die positiven und negativen Beschleunigungswerte



normalisiert werden  $(-1 \cdot \text{Mittelwert Bremsbeschleunigung} + \text{Mittelwert Anfahrsbeschleunigung})$ , sowie das Mittel der Spannbreite der positiven und negativen Maximalwerte  $(-1 \cdot \text{maximale Bremsbeschleunigung} + \text{maximale Anfahrsbeschleunigung})/2$  berechnet. Auch wird der Konstantfahrtanteil, der Anteil der Fahrzeuge, die ohne zu verzögern oder zu beschleunigen die untersuchten Streckenabschnitte befahren, erfasst. Des Weiteren werden die auf die Fahrzeuge wirkenden Fliehkräfte ermittelt, welche sich aus der Masse der Fahrzeuge (Annahme 1,5t), der gefahrenen Geschwindigkeit V85 sowie dem Radius der Kurve mit der Formel  $(m \cdot v^2)/r$  ergeben. Aus der Verkehrsflusssimulation ergeben sich für die sechs Messstandorte folgende verkehrliche Faktoren:

Untersuchungsort	Konstantfahrtanteil (%)	Längsbeschleunigung (Spannbreite positive und negative Maximalwerte) (m/s <sup>2</sup> )	Längsbeschleunigungskraft (N)	Fliehkraft (N)	Gesamtkraft (N)
LSA (Böttgerstraße)	67	5,53	8295	0	8295
Kurve (Böttgerstraße/Hochstraße)	77	1,97	2955	15144	15430
Gerade (Hochstraße)	82	1,23	1837	0	1838
Steigung (Hochstraße)	65	2,07	3098	0	3098
Kreisverkehr (Scheringstraße)	37	5,51	8265	3999	9182
Parkplatz (Gerichtstraße/Hochstraße)	70	1,9	2850	526	2898

Tab. 2b: Modellierte verkehrliche Faktoren Messstandorte

Im Erhebungszeitraum 2021 wurden die Beschleunigungskräfte für die Messstandorte empirisch erhoben. Dafür wurde ein Kfz mit Beschleunigungssensoren ausgestattet. Es hat die Strecke der Messstandorte mehrfach abgefahren. Die Messfahrt wurde dabei an die jeweils vorausfahrenden Fahrzeuge angepasst (Verfolgungsfahrt). Aus den Messfahrten werden die Gesamtkräfte der Längs- und Querb beschleunigung bestimmt. Die mit PTV-VISSIM modellierten und die gemessenen Werte der Gesamtkraft liegen in der gleichen Größenordnung, weichen jedoch bei den einzelnen Messstandorten zum Teil deutlich voneinander ab (vgl. Tabelle 2c). Jedoch weisen jeweils die gleichen Standorte bei der Messung und der Modellierung die minimalen und maximalen Werte auf.

Untersuchungsort	Gesamtkraft (N) gemessen	Gesamtkraft (N) modelliert
LSA (Böttgerstraße)	6582	8295
Kurve (Böttgerstraße/Hochstraße)	7152	15430
Gerade (Hochstraße)	5298	1838

Steigung (Hochstraße)	5793	3098
Kreisverkehr (Scheringstraße)	6756	9182
Parkplatz (Gerichtstraße/Hochstraße)	-	2898

Tab. 2c: Vergleich gemessene und modellierte Gesamtkraft Messstandorte

Zudem wurden für die Messstandorte die Feinstaubbelastung PM 10 betrachtet. Zum einem wurden die PM10 Emissionen des Verkehrs im Jahr 2019 und 2020 basierend auf dem HBEFA berechnet. Zum anderen wurden im Jahr 2021 die PM10 Immissionen im Erhebungszeitraum mit Passivsammlern gemessen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2d dargestellt. Da zum einen Emissionen und zum anderen Immissionen dargestellt werden, weichen die Werte voneinander ab. Die gleichen Messstandorte weisen das Minimum und Maximum der Emissionen und Immissionen auf.

Untersuchungsort	PM10 Emissionen in mg (modelliert)	PM10 Immissionen in mg (gemessen)
LSA (Böttgerstraße)	21,3	31,9
Kurve (Böttgerstraße/Hochstraße)	8,6	34,1
Gerade (Hochstraße)	8,4	30,8
Steigung (Hochstraße)	7,4	25,7
Kreisverkehr (Scheringstraße)	27,0	27,4
Parkplatz (Gerichtstraße/Hochstraße)	2,7	18,4

Tab. 2d: Vergleich gemessene und modellierte PM10 Emissionen und Immissionen Messstandorte

#### 4. Analyse Korrelation gemessene Schmutzfracht und Einflussfaktoren

Um zu ermitteln, welche verkehrlichen Einflussfaktoren die Schmutzfracht von Straßen bestimmen, wird die Korrelation zwischen der gemessenen Schmutzfracht und den ermittelten verkehrlichen Variablen für die Messstandorte untersucht. Wenn je Standort und Messreihe jeweils mehrere Messwerte vorliegen, wird ein Mittelwert gebildet. Die Analyse der Korrelation erfolgt zweistufig. Zunächst wird analysiert, welche Korrelation für die verschiedenen einzelnen verkehrlichen Faktoren wie Verkehrsstärke, Geschwindigkeit, Beschleunigung, Fliehkraft oder Konstantfahrtanteil besteht. Die Ergebnisse der Korrelation der einzelnen Faktoren werden in einem zweiten Schritt genutzt, um multivariable Wirkungsmodelle für die Bestimmung der Belastungsschwerpunkte zu entwickeln. Für diese Wirkungsmodelle wird wieder die Korrelation mit der gemessenen Schmutzfracht analysiert.

Für die Analyse der Korrelation der Variablen Schmutzfracht und verkehrlicher Einflussfaktor wird eine Regressionsgerade und das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  ermittelt. Das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  dient als Kennzahl zur Beurteilung der Anpassungsgüte der Regression. Je näher das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  an 1 liegt, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit des linearen Zusammenhangs zwischen den beiden

untersuchten Variablen. Ist  $R^2 = 0$  liegt kein Zusammenhang vor. Das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  entspricht bei der angewandten linearen Regression dem Quadrat des Bravais-Pearson-Korrelationskoeffizienten  $R$ , der ein Maß für die Stärke eines linearen Zusammenhangs zwischen zwei Zufallsvariablen bildet. Eine starke Korrelation ermöglicht eine gute Voraussage der einen Variablen aus der anderen Variablen (Hedderich & Sachs 2018). Bei der Analyse ist zu beachten, dass nur sechs Messpunkte zur Verfügung stehen und daher die statistische Aussagekraft eingeschränkt ist. Eine gute Übereinstimmung zwischen zwei Variablen ist nur dann gegeben, wenn die sich ergebenden Wertepaare bei einer Darstellung in einem Koordinatensystem eng an der Winkelhalbierenden liegen. Bei einer deutlichen Verschiebung der Lage liegt keine Übereinstimmung der Variablen vor. Die Übereinstimmung mit der Winkelhalbierenden innerhalb eines angestrebten Konfidenzintervalls kann nach der Methode von Bland-Altman erfolgen (Hedderich & Sachs 2018) und wird für ausgewählte Variablen durchgeführt. Ein Beispiel für die Ermittlung des Bestimmtheitsmaß  $R^2$  für eine Variable ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Ergebnisse für die untersuchten weiteren Variablen sind nachfolgend je Messreihe dokumentiert.

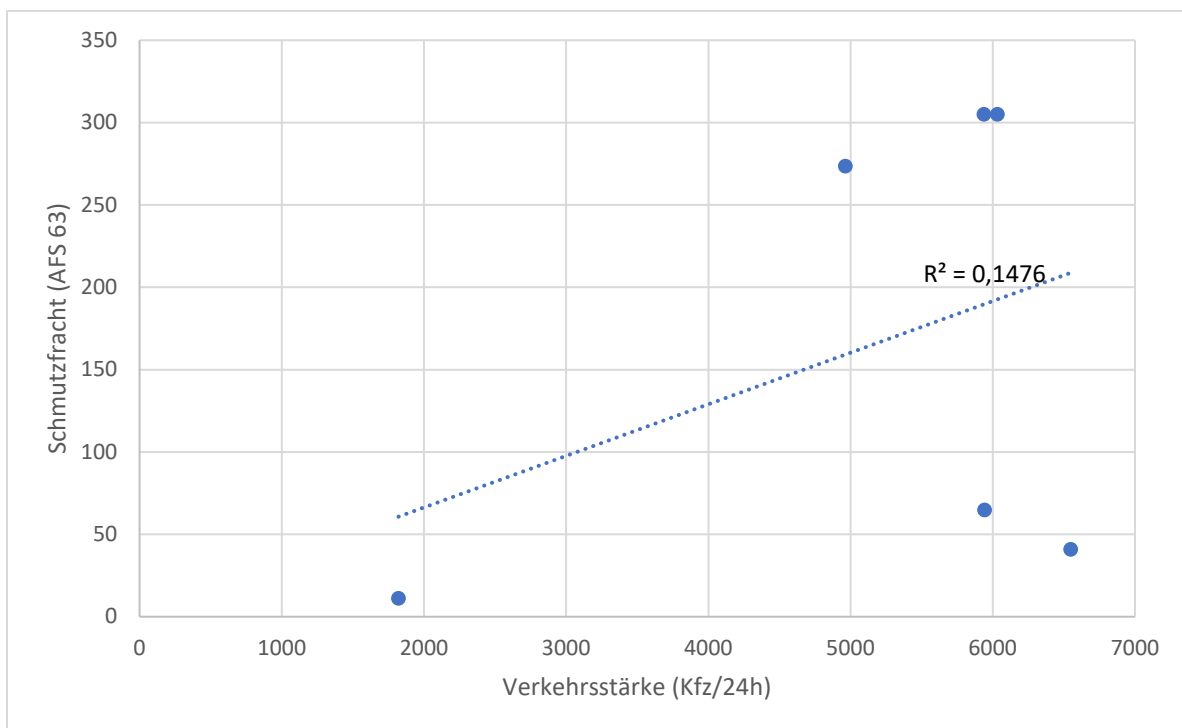


Abb. 3: Punktwolke mit Regressionsgerade für Verkehrsstärke und Schmutzfracht 2019

#### 4.1 Korrelation Schmutzfracht mit verkehrlichen Einflussfaktoren Messreihe 2019

Das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  wird für die gemessene Schmutzfracht sowie die erhobenen verkehrlichen Einflussfaktoren ermittelt und in Tabelle 3 dargestellt.

verkehrlicher Faktor	Bestimmtheitsmaß $R^2$
Verkehrsmenge Kfz (Kfz/24h)	0,1476
Verkehrsmenge LKW (Lkw/24h)	0,3093
Geschwindigkeit V85 (km/h)	0,0419
Beschleunigung (Spannbreite pos. u. neg. Maximalwerte) ( $m/s^2$ )	0,4903
Konstantfahrtanteil (%)	0,1299
Fliehkraft (N)	0,3283

Tab. 3: Korrelation Schmutzfracht mit verkehrlichen Einflussfaktoren 2019

Keiner der einzelnen verkehrlichen Einflussfaktoren weist eine hohe Korrelation mit der Schmutzfracht AFS63 auf. Die Korrelation stellt sich für die einzelnen Einflussfaktoren wie folgt dar:

- Die Verkehrsmenge für alle Kfz liegt bei allen Messstandorten zwischen 5000 und 6500 Kfz/24h (mit Ausnahme des Parkplatzes von 1800 Kfz/24h) und damit in einer vergleichbaren Größenordnung. Die Verkehrsstärke kann daher nicht die deutlichen Unterschiede bei der Schmutzfracht erklären. Es liegt keine Korrelation zwischen den beiden Variablen vor.
- Zwischen den gefahrenen Geschwindigkeiten V85, die zwischen 19 und 56 km/h liegen, und der Schmutzfracht besteht keinerlei Korrelation.
- Auch zwischen dem Konstantfahrtanteil, dem Anteil der Fahrzeuge, die ohne zu verzögern oder zu beschleunigen die Strecke der Messstandorte durchfahren, und der gemessenen Schmutzfracht besteht keine Korrelation.
- Fliehkräfte treten nur an den Messstandorten mit Kurve und Kreisverkehr auf, da an diesen ein Kurvenradius mit höherer Geschwindigkeit befahren wird. Die unterschiedliche Schmutzfracht an den Messstandorten mit LSA, Gerade und Steigung lässt sich dadurch nicht erklären. Zudem besteht keine Korrelation zwischen den Fliehkräften und der Schmutzfracht.
- Für die Beschleunigung wurden verschiedene Indikatoren bestimmt. Im Vergleich zu den anderen verkehrlichen Einflussfaktoren weist die Spannbreite zwischen den positiven und negativen Maximalwerten der Beschleunigung die besten Bestimmtheitsmaße auf. Jedoch reicht ein  $R^2$  von 0,4903 nicht aus, um eine Korrelation mit der Schmutzfracht festzustellen. Insbesondere die Werte der Schmutzfracht in der Kurve und im Kreisverkehr werden nicht wiedergegeben.

Im Ergebnis der Literaturanalyse wurde bereits ein mögliches Wirkungsmodell für die Schmutzfracht von Straßen hergeleitet. So besteht die Schmutzfracht aus Abgasemissionen (für die der Indikator PM10 genutzt werden kann), dem Reifen-, Fahrbahn- und Bremsabrieb (für den der Gesamtkräfteindikator von Längs- und Querbeschleunigung genutzt werden kann), weiteren verkehrlichen Faktoren (für die der Indikator Verkehrsstärke genutzt werden kann) sowie Faktoren aus dem Umfeld. Durch das Erhebungsdesign mit Tagesfegungen und den Messstandorten in einem engen räumlichen Zusammenhang sind die Prozesse sowohl bei der Transmission als auch bei den Immissionen weitgehend ohne Relevanz. Daher werden die zu entwickelnden quantitativen Wirkungsmodelle auf die Prozesse der Emissionen fokussiert, insbesondere auf die beiden Hauptfaktoren Abgasemissionen und Reifen-, Fahrbahn- und Bremsabrieb. Zunächst wird analysiert, wie gut die PM10-Emissionen als Indikator für die Abgasemissionen korrelieren sowie die Gesamtkräfte der Längs- und Querbeschleunigung als Indikator für den Reifen-, Fahrbahn- und Bremsabrieb mit der Schmutzfracht. In einem zweiten Schritt wird (in einem iterativen Prozess) ein Wirkungsmodell hergeleitet, das die Faktoren PM10-Emission, Gesamtkraft sowie Verkehrsstärke zusammenfasst. Die Bestimmtheitsmaße für den Zusammenhang zwischen den Wirkungsmodellen sowie der Schmutzfracht sind in Tabelle 4 dargestellt:

<b>Wirkungsmodelle</b>	<b>Bestimmtheitsmaß <math>R^2</math></b>
Gesamtkraft (max) = Maximalwert Fliehkraft + Maximalwerte Beschleunigungskraft	0,7829
PM10 = PM10-Emissionen nach HBEFA	0,5146
Wirkungsmodell 2019 = $(0,2 \cdot \text{PM10} \cdot 11,75) + (0,8 \cdot \text{Gesamtkraft (max)} \cdot 0,0000038 \cdot \text{Verkehrsmenge})$	0,9107

Tab. 4: Korrelation Schmutzfracht mit Wirkungsmodellen 2019

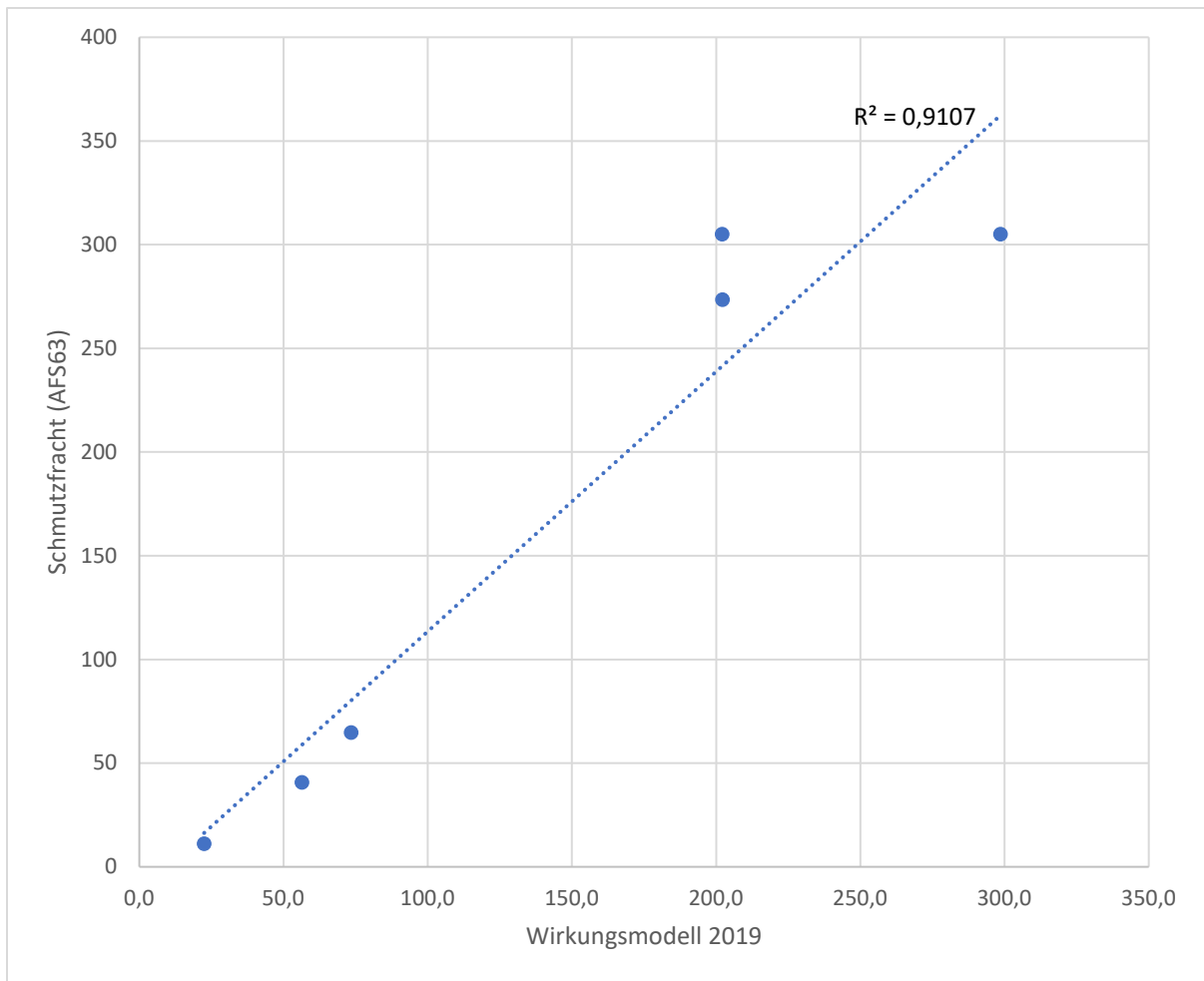


Abb. 4: Punktwolke mit Regressionsgerade für Wirkungsmodell 2019 und Schmutzfracht

Alle untersuchten Wirkungsmodell weisen deutlich bessere Korrelationen mit der Schmutzfracht auf als die einzelnen verkehrlichen Einflussfaktoren.

- Die Gesamtkraft wird aus den Längskräften sowie den Fliehkräften gebildet. Die Längskräfte sind ein Produkt aus den Beschleunigungskräften (Brems- und Anfahrbeschleunigung) sowie der Masse der Fahrzeuge (Annahme 1,5t). Die Längskräfte werden für zwei verschiedene Beschleunigungswerte aus dem Mittelwert der positiven und negativen Beschleunigung sowie dem Mittel der Spannbreite der positiven und negativen Maximalwerte der Beschleunigung gebildet. Die auf ein Fahrzeug wirkenden Fliehkräfte ergeben sich aus dessen Masse, der gefahrenen Geschwindigkeit V85 sowie dem Kurvenradius. Die Gesamtkraft ergibt sich durch die Addition der Vektoren von Längskraft und Fliehkraft über den Satz des Pythagoras. Wenn die Maximalwerte für Fliehkraft und Längskraft berücksichtigt werden, besteht mit einem  $R^2$  von 0,7829 eine eingeschränkte Korrelation mit der Schmutzfracht. Die Gesamtkraft hat, im Vergleich zur getrennten Betrachtung von Fliehkraft und Längsbeschleunigung, eine deutlich bessere Korrelation mit der Schmutzfracht. So gibt die Gesamtkraft die zwischen Reifen und Fahrbahn wirkenden Kräfte, die für den Abrieb verantwortlich sind, besser wieder.
- Die Berechnung der PM10-Emissionen basiert auf dem HBEFA mit einem vereinfachten Verfahren. Für die Messstandorte werden die zulässige Höchstgeschwindigkeit, die Qualität des Verkehrsflusses und die Verkehrsmenge für verschiedene Fahrzeugarten berücksichtigt. Dabei werden neben den motorseitigen Emissionen auch die Wiederaufwirbelungen

einbezogen. Im Ergebnis werden PM10-Emissionen in kg/a pro m Fahrstreifen berechnet. Die PM10 Emissionen weisen mit einem  $R^2$  von 0,5146 eine eingeschränkte Korrelation mit der Schmutzfracht auf.

Auf Basis der beiden Wirkungsmodelle für die PM10-Emissionen sowie für die Gesamtkräfte zwischen Reifen und Fahrbahn, die beide bereits eine eingeschränkte Korrelation mit der Schmutzfracht aufweisen, wird ein kombiniertes Wirkungsmodelle gebildet. Bei der Ermittlung der PM10-Emissionen wird die Verkehrsmenge bereits berücksichtigt. Die Berechnung der Gesamtkräfte erfolgt jedoch ohne die Verkehrsmenge. Daher werden Wirkungsmodelle entwickelt, bei denen die PM10-Emissionen mit einem Produkt aus Verkehrsmenge und Gesamtkräften addiert werden. Dafür werden wieder in einem iterativen Prozess der Anteilfaktor sowie der Skalierungsfaktor für die beiden Summanden bestimmt. Die beste Korrelation mit der Schmutzfracht mit einem  $R^2$  von 0,9107 besitzt das Wirkungsmodell 1, basierend auf dem Maximum der Gesamtkraft (max). Die Kombination der Faktoren PM10-Emissionen, Gesamtkraft und Verkehrsmenge bilden eine deutlich bessere Korrelation mit der Schmutzfracht, als wenn die Faktoren einzeln betrachtet werden.

Die gemessenen Werte der Schmutzfracht werden mit Angaben zur Schmutzfracht aus der Literatur verglichen. Die Korrelation zwischen den bestehenden Angaben aus der Literatur sowie den gemessenen Werten ist in Tabelle 5 dargestellt.

Angaben Literaturanalyse	Bestimmtheitsmaß $R^2$
Schmutzfracht PM63 nach Dierschke (2014)	0,2067
Schmutzfracht Cu nach Helmreich (2008)	0,2899

Tab. 5: Korrelation Schmutzfracht mit Angaben Literatur 2019

Die getesteten bestehenden Angaben zur Schmutzfracht in der Literatur haben, verglichen mit den in den vorherigen Schritten entwickelten Wirkungsmodellen, eine deutlich schlechtere Korrelation mit der gemessenen Schmutzfracht.

- Dierschke (2014) bietet ein Model zur Ermittlung der Schmutzfracht von PM63 für Verkehrsflächen. Als Faktoren werden dabei die durchschnittliche tägliche Verkehrsmenge DTV für Pkw und Lkw, ein Faktor für die Verkehrsart (Autobahn, normal Ampelkreuzungen, Parkplätze), die Anzahl der Fahrspuren, die Grundbelastung durch Fahrbahnzerstörung im Winter, ein Jahreszeitfaktor, ein Vegetationsfaktor, die Bodenerosion, die Randbebauung sowie Straßenreinigungsintervalle berücksichtigt. Die Messstandorte variieren für die Faktoren Verkehrsmenge, Verkehrsart und Anzahl der Fahrspuren. Die weiteren Faktoren sind aufgrund der räumlichen Nähe der Messstandorte konstant. Eine Korrelation zwischen der Schmutzfracht nach Dierschke (2014) und der gemessenen Schmutzfracht ist nicht vorhanden.
- Helmreich (2008) präsentiert Ergebnisse aus Messungen der Cu Belastung von Bodenproben von Randstreifen für verschiedene Arten der Verkehrsinfrastruktur. Die Mittelwerte für die Abschnitte LSA, Kurve, Steigung, normaler Fahrstreifen sowie Parkplatz werden aus dem Diagramm abgelesen. Eine Korrelation zwischen den Angaben von Helmreich und der gemessenen Schmutzfracht ist nicht vorhanden.

## 4.2 Korrelation Schmutzfracht mit verkehrlichen Einflussfaktoren Messreihe 2020

Für die Messreihe 2020 konzentriert sich die Darstellung der Ergebnisse auf die Wirkungsmodelle, da die Ergebnisse aus der vorherigen Messreihe den geringen Aussagegehalt der einzelnen Einflussfaktoren illustriert haben. Die Bestimmtheitsmaße für den Zusammenhang zwischen den Wirkungsmodellen sowie der Schmutzfracht sind in Tabelle 6 dargestellt:

Wirkungsmodelle	Bestimmtheitsmaß R <sup>2</sup>
Gesamtkraft (max) = Maximalwert Fliehkraft + Maximalwerte Beschleunigungskraft	0,2373
PM10 = PM10-Emissionen nach HBEFA	0,5005
Wirkungsmodell 2020 = (0,2*PM10*21,2)+(0,8*Gesamtkraft (max)*0,0000067*Verkehrsmenge)	0,5052

Tab. 6: Korrelation Schmutzfracht mit Wirkungsmodellen 2020

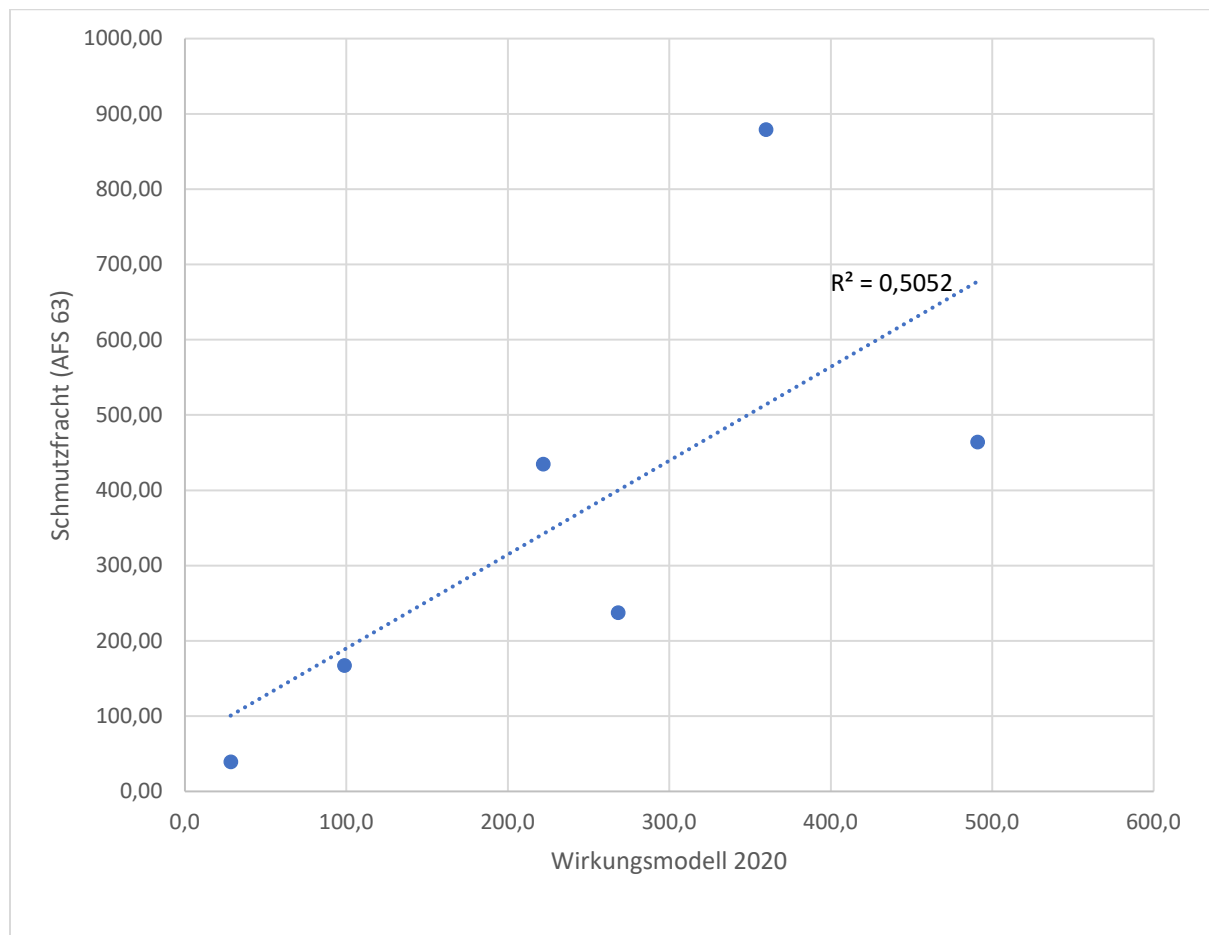


Abb. 5: Punktwolke mit Regressionsgerade für Wirkungsmodell 2020 und Schmutzfracht

Die Wirkungsmodelle für die Messreihe 2020 weisen eine deutlich geringere Korrelation wie die Wirkungsmodelle für die Messreihe 2019 auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass es innerhalb der drei- bis viertägigen Messreihe an einigen Standorten zu Ausreißern bei der gemessenen Schmutzfracht kommt (vgl. Abb. 6). So werden am Messstandort Gerade Hochstraße sowohl die geringsten als auch höchsten Schmutzfrachten gemessen. Zwei Maximalwerte weichen dabei deutlich von den anderen Werten ab und sind voraussichtlich auf Sonderereignisse zurückzuführen. So konnte

im Jahr 2021 eine vergleichbare hohe Schmutzfracht während einer Baustelle in diesem Abschnitt des Straßenraums gemessen werden. Zudem kommt es am Messstandort Kreisverkehr Scheringstraße ebenfalls zu einem extremen Ausreißer der Schmutzfracht (das Doppelte des zweitgrößten Wertes). Für die weitere Auswertung bietet sich eine Bereinigung des Datensatzes um diese Ausreißer an.

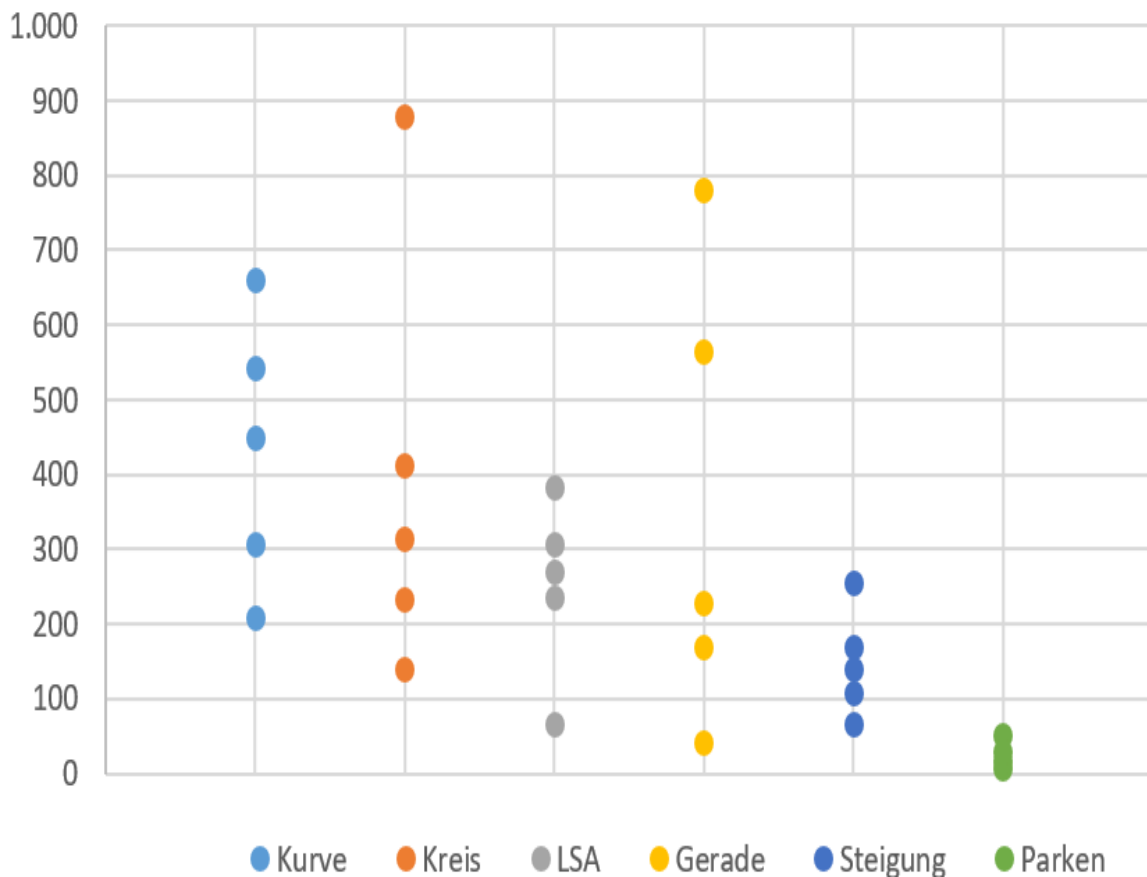


Abb. 6: Schmutzfracht für die verschiedenen Messstandorte 2020

#### 4.3 Korrelation Schmutzfracht mit verkehrlichen Einflussfaktoren Messreihe 2021

Die Darstellung der Messreihe 2021 konzentriert sich ebenfalls auf die Wirkungsmodelle. Die Bestimmtheitsmaße sind in Tabelle 7 dargestellt:

Wirkungsmodelle	Bestimmtheitsmaß R <sup>2</sup>
Gesamtkraft (max) = Maximalwert Fliehkraft + Maximalwerte Beschleunigungskraft	0,1227
PM10 = PM10-Emissionen nach HBEFA	0,0278
Wirkungsmodell 2021 = (0,2*PM10*11,75)+(0,8*Gesamtkraft (max)*0,0000038*Verkehrsmenge)	0,1395

Tab. 7: Korrelation Schmutzfracht mit Wirkungsmodellen 2021



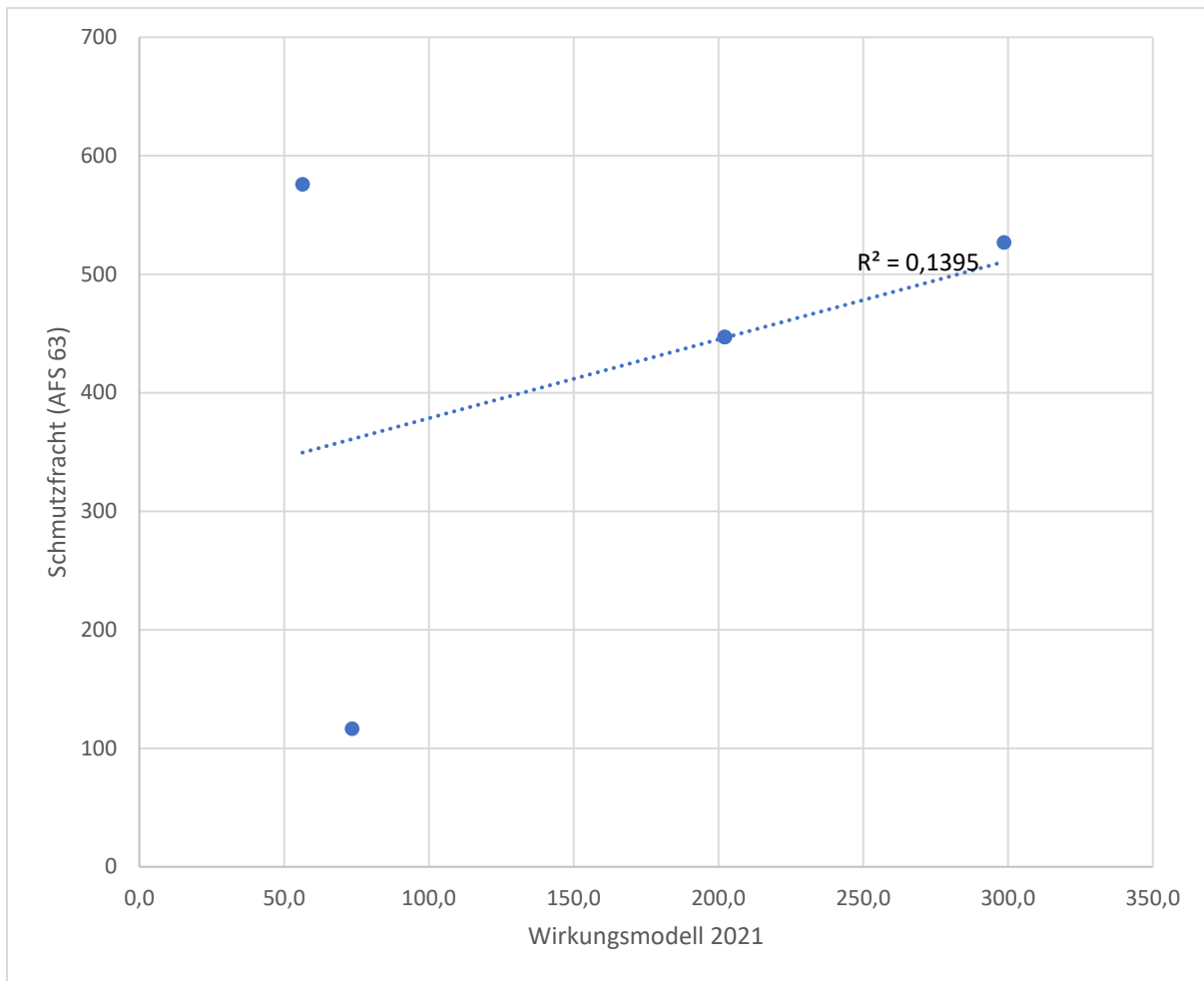


Abb. 7: Punktwolke mit Regressionsgerade für Wirkungsmodell 2021 und Schmutzfracht

Das Wirkungsmodelle im Jahr 2021 weist eine deutlich geringere Korrelation auf als die Wirkungsmodelle aus den beiden vorherigen Messreihen. Insbesondere am Messstandort Gerade Hochstraße wird im Vergleich zu den Vorjahren eine sehr hohe Schmutzfracht gemessen. Dieser Ausreißer kann vermutlich auf die Tatsache zurückgeführt werden, dass es im Messzeitraum an diesem Straßenabschnitt eine Baustelle im Straßenraum gab. Für die weitere Auswertung ist der Datensatz um diesen Ausreißer zu bereinigen.

#### 4.4 Korrelation Schmutzfracht mit verkehrlichen Einflussfaktoren aller Messreihen

Abschließend werden die Werte aller Messreihen gemeinsam betrachtet. Der Datensatz wird dabei um die oben identifizierten Ausreißer bereinigt und für jeden Messstandort der Mittelwert der gemessenen Schmutzfrachten genutzt. Zunächst werden die verkehrlichen Faktoren betrachtet (Tabelle 8).

verkehrliche Faktoren	Bestimmtheitsmaß $R^2$
Verkehrsmenge Kfz (Kfz/24h)	0,2989
Verkehrsmenge LKW (Lkw/24h)	0,2964
Geschwindigkeit V85 (km/h)	0,0050
Beschleunigung (Spannbreite pos. u. neg. Maximalwerte) ( $m/s^2$ )	0,1844

Konstantfahrtanteil (%)	0,0248
Fliehkraft (N)	0,5496

Tab. 8: Korrelation Schmutzfracht mit verkehrlichen Einflussfaktoren alle Messreihen

Keiner der einzelnen verkehrlichen Einflussfaktoren weist eine hohe Korrelation mit der Schmutzfracht auf. Die Korrelation stellt sich für die einzelnen Einflussfaktoren wie folgt dar:

- Die Verkehrsmenge für alle Kfz liegt bei allen Messstandorten in einer vergleichbaren Größenordnung und kann daher nicht die deutlichen Unterschiede bei der Schmutzfracht erklären.
- Zwischen den gefahrenen Geschwindigkeiten V85 und der Schmutzfracht besteht keine Korrelation.
- Zwischen dem Konstantfahrtanteil und der gemessenen Schmutzfracht besteht keine Korrelation.
- Fliehkräfte treten nur an den Messstandorten mit Kurve und Kreisverkehr auf und können daher nicht die unterschiedlichen Schmutzfrachten an den Messstandorten mit LSA, Gerade und Steigung erklären. Es besteht keine Korrelation zwischen den Fliehkräften und der Schmutzfracht.
- Zwischen der Spannweite der positiven und negativen Maximalwerte der Beschleunigung und der Schmutzfracht besteht das beste Bestimmtheitsmaß für einzelne Einflussfaktoren. Jedoch reicht ein  $R^2$  von 0,5496 nicht aus, um eine hohe Korrelation mit der Schmutzfracht zu begründen.

Für alle Messreihen wird zudem die Korrelation zwischen der Schmutzfracht und den Wirkungsmodellen betrachtet (Tabelle 9). Dabei wird auch der Unterschied zwischen den modellierten und gemessenen Werten für die Gesamtkraft sowie die PM10 Belastung betrachtet.

Wirkungsmodelle	Bestimmtheitsmaß $R^2$
Gesamtkraft modelliert	0,8885
Gesamtkraft gemessen	0,9047
PM10 Emissionen modelliert	0,2903
PM10 Immissionen Passivsammler gemessen	0,5402
Wirkungsmodell gesamt modelliert = $(0,2 \cdot \text{PM10} \cdot 21,2) + (0,8 \cdot \text{Gesamtkraft (max)} \cdot 0,000067 \cdot \text{Verkehrsmenge})$	0,9435
Wirkungsmodell gesamt gemessen = $(0,2 \cdot \text{PM10} \cdot 10,3) + (0,8 \cdot \text{Gesamtkraft (max)} \cdot 0,000082 \cdot \text{Verkehrsmenge})$	0,6672

Tab. 9: Korrelation Schmutzfracht mit Wirkungsmodellen alle Messreihen

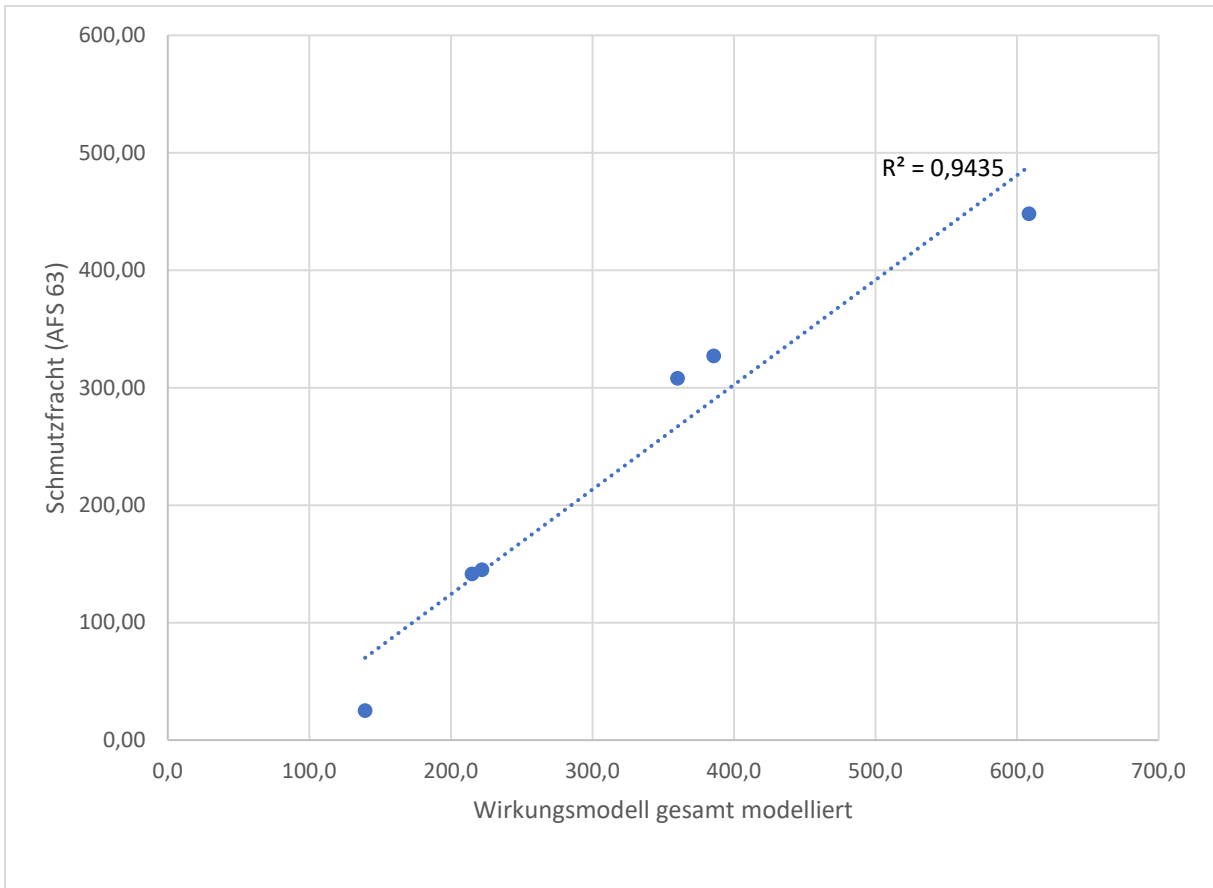


Abb. 8: Punktwolke mit Regressionsgerade für Wirkungsmodell gesamt modelliert

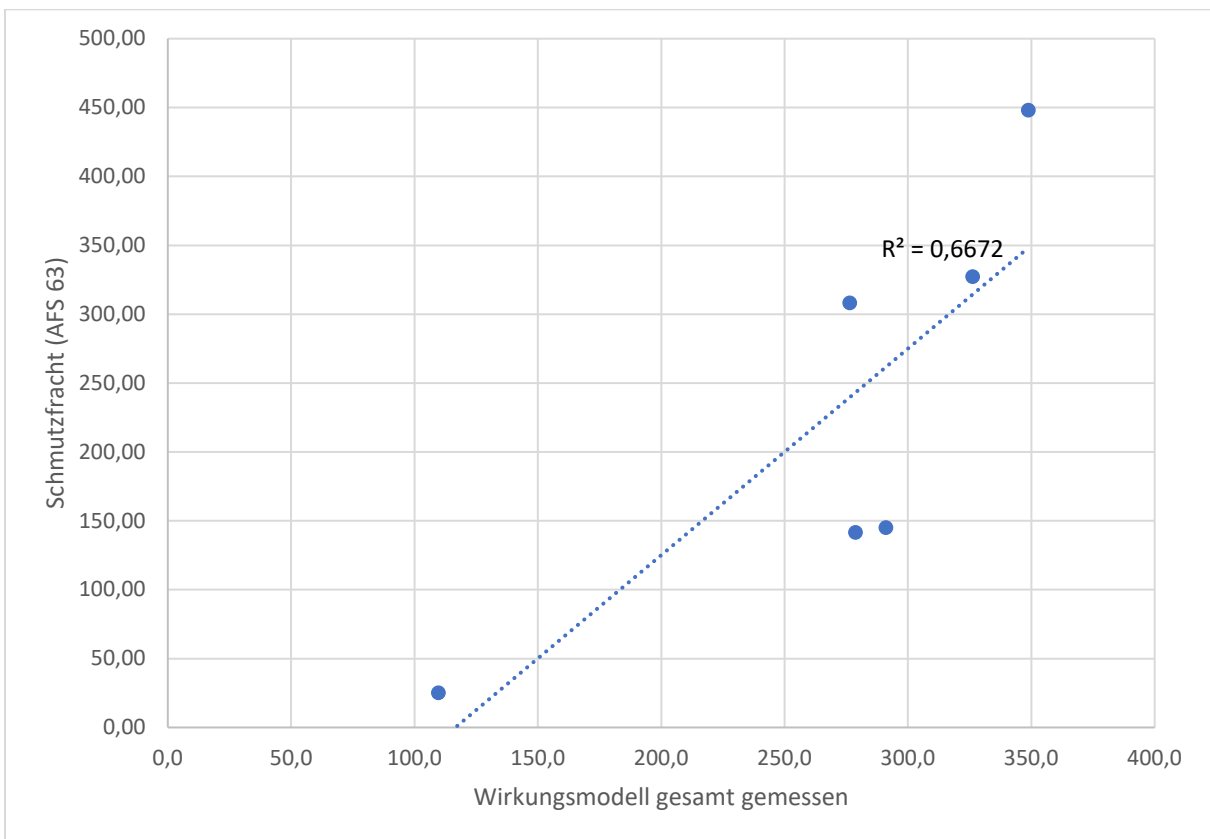


Abb. 9: Punktwolke mit Regressionsgerade für Wirkungsmodell gesamt gemessen

Für beide Wirkungsmodelle gemessen und modelliert ergibt sich jeweils eine hohe Korrelation mit der Schmutzfracht. Dabei gibt das Wirkungsmodell für die modellierten Werte (PM10-Emissionen sowie Gesamtkräfte) die Schmutzfracht besser wieder wie die empirische gemessenen Werte. So kommt es bei der empirischen Messung immer wieder zu Störgrößen für die Gesamtkräfte und PM10-Emissionen, die sich auf die Korrelation mit der Schmutzfracht auswirken.

Betrachtet wird, wie sich die Bereinigung des Datensatzes um die in den Messreihen identifizierten Ausreißer der Schmutzfracht auf die Güte der Ergebnisse auswirken. Wie Tabelle 10 illustriert, wirkt sich die Bereinigung des Datensatzes von 35 Datenpunkten um die vier identifizierten Ausreißer deutlich auf die Güte der Korrelation zwischen Wirkungsmodell und Schmutzfracht aus.

Wirkungsmodelle	Bestimmtheitsmaß R <sup>2</sup> vollständiger Datensatz	Bestimmtheitsmaß R <sup>2</sup> bereinigter Datensatz
Wirkungsmodell gesamt modelliert = $(0,2 \cdot \text{PM10} \cdot 21,2) + (0,8 \cdot \text{Gesamtkraft}(\text{max}) \cdot 0,0000067 \cdot \text{Verkehrsmenge})$	0,5331	0,9435
Wirkungsmodell gesamt gemessen = $(0,2 \cdot \text{PM10} \cdot 10,3) + (0,8 \cdot \text{Gesamtkraft}(\text{max}) \cdot 0,0000082 \cdot \text{Verkehrsmenge})$	0,6333	0,6672

Tab. 10: Korrelation Wirkungsmodelle für vollständigen und bereinigten Datensatz

Bisher wurde die Korrelation zwischen den Wirkungsmodellen und der Schmutzfracht für die Mittelwerte je Messstandort betrachtet. Die Korrelation, wenn alle dreißig Einzelwerte der verschiedenen Messstandorte und Messreihen gemeinsam betrachtet werden, wird in Tabelle 11 dargestellt. So kommt es bei den einzelnen Messstandorten jeweils zu Schwankungen der gemessenen Schmutzfracht. Durch die breitere Streuung der einzelnen Datenpunkte sinkt daher das Bestimmtheitsmaß. Ein Zusammenhang zwischen dem Wirkungsmodell und der Schmutzfracht zeichnet sich jedoch immer noch ab (vgl. Abbildung 10).

Wirkungsmodelle	Bestimmtheitsmaß R <sup>2</sup>
Wirkungsmodell alle modelliert = $(0,2 \cdot \text{PM10} \cdot 21,2) + (0,8 \cdot \text{Gesamtkraft}(\text{max}) \cdot 0,0000067 \cdot \text{Verkehrsmenge})$	0,4775
Wirkungsmodell alle gemessen = $(0,2 \cdot \text{PM10} \cdot 10,3) + (0,8 \cdot \text{Gesamtkraft}(\text{max}) \cdot 0,0000082 \cdot \text{Verkehrsmenge})$	0,4637

Tab. 11: Korrelation Schmutzfracht mit Wirkungsmodellen aller Messreihen mit allen Messpunkten

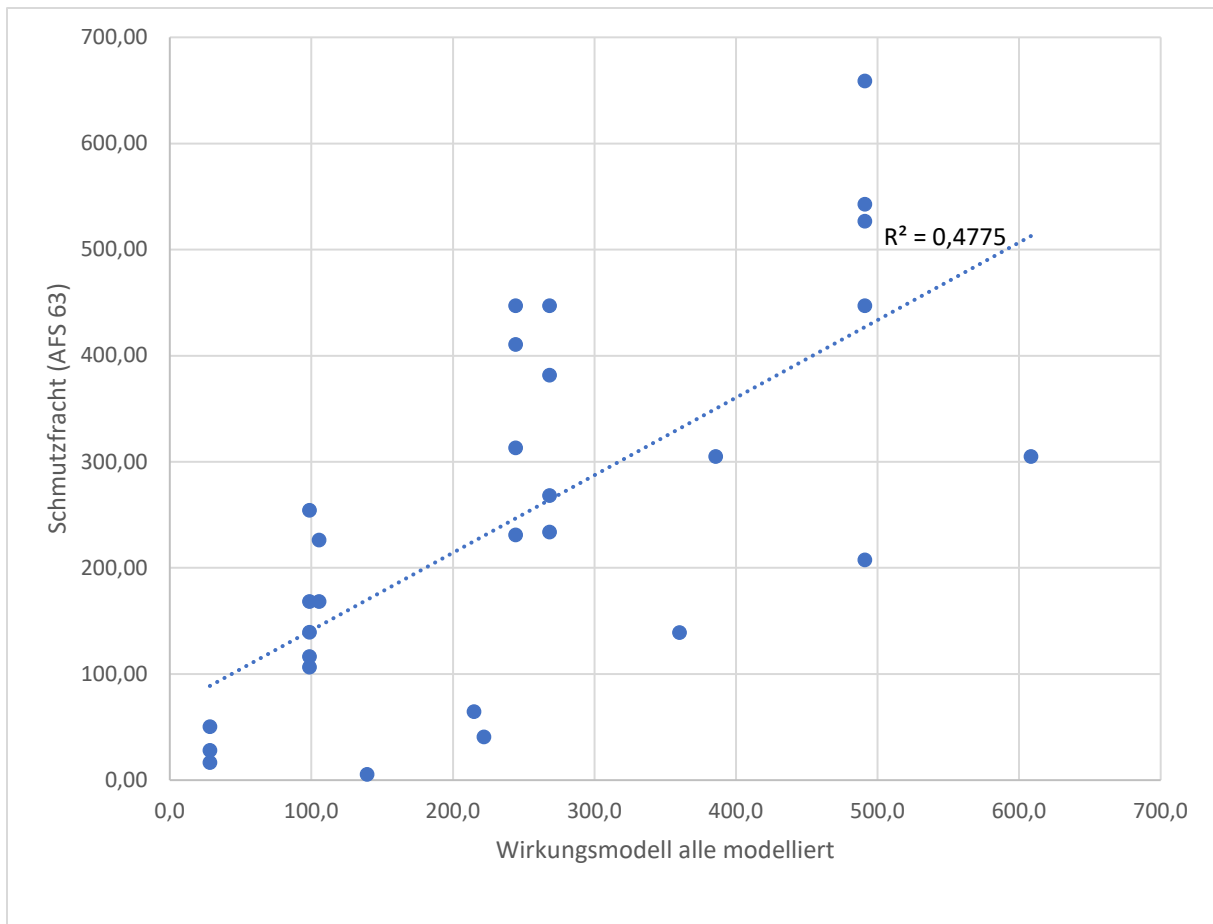


Abb. 10: Punktwolke mit Regressionsgerade für Wirkungsmodell, modelliert alle Datenpunkte

## 5. Wirkungsmodell Schmutzfracht von Stadtstraßen

### 5.1 Erläuterung des Wirkungsmodells Schmutzfracht von Stadtstraßen

Für die aus der Literatur hergeleiteten Faktoren der Schmutzfracht wurde, basierend auf den Messwerten, ein quantitatives Wirkungsmodell entwickelt. Das Wirkungsmodell addiert die PM10-Emissionen (als Indikator für die Luftschadstoffemissionen) mit einem Produkt aus der Verkehrsmenge und den Gesamtkräften (als Indikator für Reifen-, Fahrbahn- und Bremsabrieb). Das Wirkungsmodell besitzt für die modellierten Werte mit einem Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,9435 eine sehr gute Korrelation mit der gemessenen Schmutzfracht. Das quantitative Wirkungsmodell für die Messstandorte in Berlin lautet:

*Schmutzfracht =*

$$(0,2 * PM10 E * 21,2) + (0,8 * Gesamtkraft(max) * Verkehrsmenge(Kfz) * 0,0000067)$$

Die Bestandteile des Wirkungsmodells setzen sich wie folgt zusammen:

- Das Wirkungsmodell ermöglicht die Belastungsschwerpunkte der Schmutzfracht von Straßen innerhalb des Einzugsgebietes Berlin Gesundbrunnen wiederzugeben. Über die Größe des Einzugsgebietes, für die das Wirkungsmodell eine Gültigkeit hat, können bisher keine Aussagen getroffen werden. Die Schmutzfracht AFS 63 (<0,063 mm) wird in in kg/ha\*a wiedergegeben.

- Die PM10-Emissionen (in g/km\*h) werden basierend auf dem HBEFA mit einem vereinfachten Verfahren berechnet. Für die Messstandorte werden die zulässige Höchstgeschwindigkeit, die Qualität des Verkehrsflusses sowie die Verkehrsmengen für verschiedene Fahrzeugarten berücksichtigt. Dabei werden neben motorseitigen Emissionen auch Wiederaufwirbelungen miteinbezogen.
- Die Gesamtkraft (max) in N gibt den Reifen-, Fahrbahn- und Bremsabrieb wieder. Die Gesamtkraft wird bestimmt durch die Addition der Vektoren für die Längs- und Fliehkräfte nach dem Satz des Pythagoras. Die Längskräfte ergeben sich aus dem Produkt von Beschleunigungswerten (Mittel der Spannbreite der positiven und negativen Maximalwerte der Beschleunigung) und der Masse der Fahrzeuge (Annahme 1,5t). Die Beschleunigungswerte für die Längsbeschleunigung werden durch eine Verkehrsflusssimulation mit PTV-VISSIM modelliert oder können im Rahmen von Kfz-Messfahrten gemessen werden. Die Fliehkräfte ergeben sich aus der Fahrzeugmasse, der gefahrenen Geschwindigkeit  $V_{85}$  sowie dem Kurvenradius. Da bei der Gesamtkraft, anders als bei den PM10-Emissionen, die Verkehrsmenge nicht berücksichtigt ist, wird das Produkt aus Gesamtkraft und Verkehrsmenge (Kfz/24h) gebildet.
- Um die PM10-Emissionen und die Gesamtkraft vergleichbar zu machen, sind zwei Arten von Anpassungsfaktoren, ein Anteilfaktor sowie ein Skalierungsfaktor, zu berücksichtigen. Die hier ermittelten Anpassungsfaktoren gelten für die lokalen Rahmenbedingungen der Messstandorte in Berlin. Die Anpassungsfaktoren sind so gewählt, dass sie den Wertebereich für die Schmutzfracht wiedergeben. Der Anteilfaktor gibt an, mit welchem Anteil die beiden Summanden PM10-Emissionen mit 20% und Gesamtkraft mit 80% in die Summe eingehen. Der Skalierungsfaktor für die PM10-Emissionen von 21,2 ist vergleichbar mit dem Faktor wie viel mehr AFS63 als PM10-Emissionen zu erwarten sind. Dieser Wert ist bei allen betrachteten Wirkungsmodellen gleich. Der Skalierungsfaktor bei der Gesamtkraft (max) von 0,0000067 lässt sich mit einem Emissionsfaktor des Reifen- und Fahrbahnabriebs abhängig von den Beschleunigungs- und Fliehkräften vergleichen.

Die Korrelation zwischen dem Wirkungsmodell und der gemessenen Schmutzfracht ist mit einem  $R^2$  von 0,9435 so hoch, dass trotz der geringen Anzahl von Messpunkten ein genereller Wirkungszusammenhang zu erwarten ist. Dabei weist das multivariable Wirkungsmodell eine deutlich bessere Korrelation auf als einzelne verkehrliche Faktoren. Die gute Korrelation ist auch darauf zurück zu führen, dass zahlreiche lokale Einflussfaktoren, wie eine unterschiedliche Hintergrundbelastung, der Witterungsverlauf, der Winterdienst, der Luftaustausch, die Fahrzeugflotte etc., durch das Erhebungsdesign neutralisiert werden. Dies erlaubt für ein Quartier die gezielte Analyse, wie stark sich die verschiedenen Einflussfaktoren des Verkehrsablaufes auf die Schmutzfracht von Stadtstraßen auswirken.

## 5.2 Erkenntnisse Einflussfaktoren Schmutzfracht

Für die Messstandorte in Berlin wurde ein Wirkungsmodell entwickelt, welches eine gute Korrelation mit der gemessenen Schmutzfracht aufweist. Das Wirkungsmodell erreicht das angestrebte Ziel, Belastungsschwerpunkte der Schmutzfracht auf Stadtstraßen zu identifizieren. So lassen sich bei gleichen Rahmenbedingungen innerhalb eines Quartiers ein hohes und ein niedriges Belastungsniveau der Schmutzfracht von Stadtstraßen unterscheiden. Als Einschränkung ist jedoch zu berücksichtigen, dass insbesondere die Anpassungsfaktoren des Wirkungsmodells nur für das lokale Einzugsgebiet der Messstandorte in Berlin gelten. Das im Projekt entwickelte Wirkungsmodell erlaubt keine Standort übergreifende Ermittlung der absoluten Schmutzfracht. Da aufgrund der Ergebnisse der

Literaturanalyse davon ausgegangen wird, dass die Einflussfaktoren des Wirkungsmodells an verschiedenen Standorten vergleichbar sind, können die Anpassungsfaktoren für andere Standorte ermittelt werden. Generell ist eine hohe Schmutzfracht AFS63 für Stadtstraßen unter folgenden Rahmenbedingungen zu erwarten:

- Eine hohe Schmutzfracht ist zu erwarten, wenn hohe PM10-Emissionen und/oder große Längsbeschleunigungen auf dem Straßenabschnitt auftreten. Beide Eigenschaften sind auf ähnliche verkehrliche Einflussfaktoren, insbesondere viele und starke Brems- und Anfahrtsvorgänge, zurückzuführen. Eine hohe Schmutzfracht durch Längsbeschleunigung ist dabei für LSA, Kreisverkehre, Busbuchten, Straßen mit zahlreichen Störungen aus dem Seitenraum, Änderung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit oder Strecken mit einer geringen Qualität des Verkehrsablaufes (häufiger Stop-and-go-Verkehr) zu erwarten.
- Mit einer hohen Schmutzfracht ist zu rechnen, wenn hohe Querbeschleunigung in Kurven mit engen Radien bei hohen Geschwindigkeiten auftreten. Diese sind insbesondere in Kurven auf Streckenabschnitten mit frei fließendem Verkehr zu erwarten. Bei Abbiegevorgängen an Knotenpunkten, die mit deutlich niedrigerer Geschwindigkeit befahren werden, treten diese hingegen nicht auf.
- Die durchschnittliche tägliche Verkehrsmenge (DTV) ist der in der Fachliteratur am häufigsten untersuchte Einflussfaktor für die Schmutzfracht von Straßen. Jedoch wurde in der vorliegenden Erhebung sowie in weiteren Untersuchungen (Kayhanian et al. 2003; Davis & Birch 2010; Uhl et al. 2006; Huber et al. 2016, Horstmeyer et al. 2016, Uhl et al. 2006 und Drapper et al. 2000) nur ein geringer oder kein direkter Zusammenhang zwischen der DTV und der Schmutzfracht festgestellt. Der DTV als alleiniger Faktor ist daher nur eingeschränkt zur Bestimmung der Schmutzfracht von Stadtstraßen geeignet. Zusammen mit anderen Faktoren wie einer hohen Längs- und Querbeschleunigung trägt die Verkehrsmenge jedoch mit zum Umfang der Schmutzfracht bei.

Die Erkenntnisse ermöglichen die Identifikation von Schmutzfracht-Belastungsschwerpunkten für eine zielgerichtete Priorisierung von Standorten für Reinigungstechnologien. Dadurch können die Effektivität und Effizienz der Reinigungsstrategien verbessert werden. Die Erkenntnisse helfen zudem Maßnahmen zu identifizieren, welche die Schmutzfracht direkt beim Verursacher Straßenverkehr reduzieren. So könnten Straßenraumentwürfe (z.B. Reduzierung der Störungen aus dem Seitenraum) oder Verkehrsmanagementstrategien (z.B. Anpassung von Vorfahrtsregelungen) zur Erhöhung der Stetigkeit des Verkehrsablaufes beitragen und die verkehrsbedingte Schmutzfracht an der Quelle reduzieren. Dabei sind Synergien mit der Lärminderung und der Luftreinhaltung denkbar, die auch einen langsamen und stetigen Verkehrsablauf anstreben.

## **6. Ausblick Schmutzfracht von Stadtstraßen**

### **6.1 Ausblick Planungspraxis**

Die DWA A 102-2 sieht drei Belastungskategorien für die Behandlungsbedürftigkeit von Niederschlagsabflüssen verschiedener Flächenarten, so auch Verkehrsflächen, vor. Diese Belastungskategorien bilden auch die Basis für die Versickerung und ggf. Behandlung von Niederschlagswasser gemäß dem Arbeitsblatt DWA A 138. Die beiden Regelwerke sind damit von hoher Bedeutung für die Wahl von Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung. Die Kategorisierung der DWA A 102-2 gilt für durchschnittliche Rahmenbedingungen und kann in Abstimmung mit der zuständigen Behörde in einer fallspezifischen Bewertung an über- oder unterdurchschnittliche Belastungen angepasst werden. Die dargestellten Ergebnisse zu hohen

Schmutzfrachten von Stadtstraßen können als begründete inhaltliche Basis für die fallspezifische Bewertung dienen. Die Identifikation von Standorten mit einer geringen oder hohen Schmutzfracht kann dabei helfen, den Einsatzbereich von Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung (Mulden-Rigolen-Systeme, Versickerungsbecken, Baumrigolen etc.) zielgerichtet anzupassen.

Belastungskategorie	C <sub>RaAF563</sub>	D <sub>RaAF563</sub>	Beschreibung Flächenart DWA A 102-2	Eigenschaften unterdurchschnittliche Belastung (Belastungskategorie niedriger wählen)	Eigenschaften überdurchschnittliche Belastung (Belastungskategorie höher wählen)
Gering belastetes Niederschlagswasser Kategorie I	50	280	Stellplätze mit geringer Frequentierung Verkehrsflächen in Wohngebieten mit DTV ≤ 300	freie Strecke außerhalb von Knotenpunkten mit gleichmäßigem Verkehrsablauf (Anhaltswert Spannweite max. Beschleunigung <2,5 m/s <sup>2</sup> )	Viele und starke Brems- und Anfahrtsvorgänge (LSA, Kreisverkehr, Busbuchten, zahlreiche Störungen im Seitenraum, Wechsel V zul., Stopp-and-Go-Verkehr etc.)  Kurven mit engen Radien die mit > 30km/h befahren werden (Anhaltswert Fliehkraft < 3KN)
Mäßig belastetes Niederschlagswasser Kategorie II	95	530	Verkehrsflächen in WA, WR WS, WB (DTV 300 bis 15.000) Stellplätze mit mäßiger Frequentierung Verkehrsflächen in MI, GE, GI mit DTV ≤ 2.000		
Stark belastetes Niederschlagswasser Kategorie III	136	760	Verkehrsflächen in WA WR WS WB mit DTV > 15.000 Stellplätze mit hoher Frequentierung Verkehrsflächen in MI, GE GI mit DTV > 2.000		

Tab. 12: Hinweise zur fallspezifischen Bewertung der Behandlungsbedürftigkeit nach DWA A 102-2

## 6.2 Ausblick Forschung

Im Projekt wurde ein Wirkungsmodell entwickelt, welches eine gute Korrelation zwischen den verkehrlichen Einflussfaktoren der PM10-Emissionen, der Gesamtkräfte zwischen Reifen und Fahrbahn und der gemessenen Schmutzfracht von Stadtstraßen aufzeigt. Zahlreiche weitere Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Stoffeinträge auf Straßen nicht allein durch die Verkehrsmenge bestimmt werden. Die Ergebnisse von Drapper et al. 2000; Helmreich 2008; Charlesworth et al. 2013; Huber et al. 2015; Liu et al. 2015; Horstmeyer et al. 2016, Vesting 2018 und Venghaus et al. 2021 deuten darauf hin, dass die Stoffeinträge auf Straßen bei LSA, Verzögerungstreifen, Strecken mit einer schlechten Verkehrsqualität sowie in Kurven besonders hoch sind. Dabei handelt es sich um Bereiche, an denen hohe Brems-, Beschleunigungs- oder Fliehkräfte auftreten. Die vorliegenden Erhebungen des Vorhabens beschränken sich jedoch auf sechs Messstandorte mit insgesamt nur 34 Messwerten. Dies ist eine begrenzte Datenbasis. Wünschenswert wäre für zukünftige Projekte die Erhebung weiterer Messreihen nach dem hier angewandten Erhebungskonzept. Ziel ist es zu prüfen, ob das Wirkungsmodell nach Kalibrierung der Anpassungsfaktoren auf weitere Standorte übertragen werden kann.



## Anhang 1: Literaturverzeichnis

### Literaturverzeichnis

Aneja, Viney P.; Roelle, Paul A.; Murray, George C.; Southerland, James; Erisman, Jan Willem; Fowler, David et al. (2001): Atmospheric nitrogen compounds II: emissions, transport, transformation, deposition and assessment. In: *Atmospheric Environment* 35 (11), S. 1903–1911. DOI: 10.1016/S1352-2310(00)00543-4.

Bachhiesl, Mario; Narodoslowsky, Michael; Sturm, Peter-Johann (2002): Berechnung des Depositionsflusses als Grundlage für ökotoxikologische Beurteilungen (UVP Report, Volume 16) (Issue Number 1/2).

Ball, James E. (2002): Stormwater Quality at Centennial Park, Sydney, Australia (Research Report No. 205).

Barrett, Michael E.; Zuber, Robert D.; Malina, Joseph F.; Charbeneau, Randall J.; Ward, George H. (1995): A review and evaluation of literature pertaining to the quantity and control of pollution from highway runoff and construction. Center for Research in Water Resources (CRWR Online Report 95-5).

Charlesworth, S.; Everett, M.; McCarthy, R.; Ordóñez, A.; Miguel, E. de (2003): A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dust in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. In: *Environment International* 2003 (Volume 29, Issue 5), S. 563–573. DOI: 10.1016/S0160-4120(03)00015-1.

Crabtree, B.; Dempsey, P.; Johnson, I.; Whitehead, M. (2008): The development of a risk-based approach to managing the ecological impact of pollutants in highway runoff. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 57 (10), S. 1595–1600. DOI: 10.2166/wst.2008.269.

Crabtree, B.; Dempsey, P.; Johnson, I.; Whitehead, M. (2009): The development of an ecological approach to manage the pollution risk from highway runoff. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 59 (3), S. 549–555. DOI: 10.2166/wst.2009.876.

Crabtree, B.; Moy, F.; Whitehead, M.; Roe, A. (2006): Monitoring pollutants in highway runoff. In: *Water and Environment Journal* 2006. DOI: 10.1111/j.1747-6593.2006.00033.x.

Davis, Brett; Birch, Gavin (2010): Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves. In: *Environmental Pollution* 2010 (Volume 158, Issue 8), S. 2541–2545. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.05.021.

Desta, Mesfin Berhanu; Bruen, Michael; Higgins, Neil; Johnston, Paul (2007): Highway runoff quality in Ireland. In: *Journal of Environmental Monitoring*.

Dierschke, Martina (2014): Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM<sub>63</sub>) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche. Online verfügbar unter [https://kluedo.uni-kl.de/files/3808/\\_Dierschke%202014%20Dissertation%20%20Quantifizierung%20von%20Feinpartikel%20%28PM63%29%20in%20Niederschlagsabfl%C3%BCssen.pdf](https://kluedo.uni-kl.de/files/3808/_Dierschke%202014%20Dissertation%20%20Quantifizierung%20von%20Feinpartikel%20%28PM63%29%20in%20Niederschlagsabfl%C3%BCssen.pdf).

Drapper, Darren; Tomlinson, Rodger; Williams, Philip (2000): Pollutant Concentrations in Road Runoff: Southeast Queensland Case Study. In: *J. Environ. Eng.* 126 (4), S. 313–320. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:4(313).

Düring Ingo (2022) FE 02.0424/2018/IGB Partikelabriebe von Fahrbahnoberfläche

Feldhaus, Rainer; Klein, Nina; Röhrig, Jackson; Meier, Georg (2010): Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung in kommunalen Trennsystemen am Beispiel des Regierungsbezirkes Köln. Abschlussbericht.

FGSV (2016): Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten: FGSV Verlag.

FGSV (2018): Hinweise zu Energie, luftbezogenen Emissionen und Immissionen im Straßenverkehr (H EEIS): FGSV Verlag.

Gunawardena, Janaka; Egodawatta, Prasanna; Ayoko, Godwin A.; Goonetilleke, Ashantha (2013): Atmospheric deposition as a source of heavy metals in urban stormwater. In: *Atmospheric Environment* 68, S. 235–242. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.11.062.

HBEFA (2019): HBEFA 4.1. Development Report. Bern, Heidelberg: INFRAS Research and Consulting.

Hedderich, Jürgen; Sachs, Lothar (2018): Angewandte Statistik. Methodensammlung mit R. 16., überarbeitete und erweiterte Auflage. Berlin: Springer-Verlag GmbH Deutschland.

Helmreich, Brigitte (2008): Einfluss der Verkehrsstärke und anderer Randbedingungen auf die stoffliche Belastung von Versickerungsanlagen. Hg. v. Hened 2008 (DWA 11. Regenwassertage).

Helmreich, Brigitte; Hilliges, Rita; Schriewer, Alexander; Horn, Harald (2010): Runoff pollutants of a highly trafficked urban road - Correlation analysis and seasonal influences. In: *Chemosphere* 2010 (Volume 80, Issue 9), S. 991–997. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.05.037.

Horstmeyer, Nils; Huber, Maximilian; Drewes, Jörg E.; Helmreich, Brigitte (2016): Evaluation of site-specific factors influencing heavy metal contents in the topsoil of vegetated infiltration swales. In: *Science of the Total Environment* 2016 (560-561), S. 19–28. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.051.

Huber, Maximilian; Welker, Antje; Drewes, Jörg E.; Helmreich, Brigitte (2015): Auftausalze im Straßenwinterdienst – Aufkommen und Bedeutung für dezentrale Behandlungsanlagen von Verkehrsflächenabflüssen zur Versickerung. In: *gwf-wa* 156 (11), S. 1138–1152. Online verfügbar unter [http://ojs.di-verlag.de/index.php/gwf\\_wa/article/download/1579/1897](http://ojs.di-verlag.de/index.php/gwf_wa/article/download/1579/1897).

Huber, Maximilian; Welker, Antje; Helmreich, Brigitte (2016): Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. In: *Science of the Total Environment* 2016 (541). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.033.

Kayhanian, M.; Suverkropp, C.; Ruby, A.; Tsay, K. (2007): Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. In: *Journal of Environmental Management* 85 (2), S. 279–295. DOI: 10.1016/j.jenvman.2006.09.024.

Kayhanian, Masoud; Singh, Amardeep; Suverkropp, Claus; Borroum, Steve (2003): Impact of Annual Average Daily Traffic on Highway Runoff Pollutant Concentrations. In: *J. Environ. Eng.* 129 (11), S. 975–990. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2003)129:11(975).

Lee, Haejin; Lau, Sim-Lin; Kayhanian, Masoud; Stenstrom, Michael K. (2004): Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges. In: *Water Research* 2004 (Volume 38, Issue 19), S. 4153–4163. DOI: 10.1016/j.watres.2004.07.012.

Li, Ming-Han; Barrett, Michael E. (2008): Relationship between antecedent dry period and highway pollutant: conceptual models of buildup and removal processes. In: *Water environment research : a research publication of the Water Environment Federation* 80 (8), S. 740–747. DOI: 10.2175/106143008x296451.

Liu, An; Goonetilleke, Ashantha; Egodawatta, Prasanna (2015): *Role of Rainfall and Catchment Characteristics on Urban Stormwater Quality*: Springer.

Mangani, Giovanna; Berloni, Arnaldo; Bellucci, Francesca; Tatàno, Fabio; Maione, Michela (2005): Evaluation of the Pollutant Content in Road Runoff First Flush Waters. In: *Water Air Soil Pollut* 160 (1-4), S. 213–228. DOI: 10.1007/s11270-005-2887-9.

Muschack, Werner (1990): *Pollution of street run-off by traffic and local conditions: Science of the Total Environment*.

PTV AG (2019): *PTV Vissim 11 Benutzerhandbuch*. Karlsruhe.

Daniel Venghaus, Frank Schmerwitz, Jens Reiber, Harald Sommer, Franklin Lindow, Dominik Herper, , Roman Pohrt, Matthias Barjenbruch (2021) *Reifenabrieb in der Umwelt RAU, Abschlussbericht*, Berlin 2021

Sabin, Lisa D.; Lim, Jeong Hee; Stolzenbach, Keith D.; Schiff, Kenneth C. (2005): Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment. In: *Water Research* 2005 (Volume 39, Issue 16), S. 3929–3937. DOI: 10.1016/j.watres.2005.07.003.

Sansalone, John J.; Buchberger, Steven G. (1997): Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. In: *J. Environ. Eng.* 123 (2), S. 134–143. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:2(134).

Sansalone, John J.; Buchberger, Steven G.; Koechling, Margarete T. (1995): Correlations between heavy metals and suspended solids in highway runoff: Implications for control strategies. In: *Transportation Research Record*.

Sansalone, John J.; Koran, Joseph M.; Smithson, Joseph A.; Buchberger, Steven G. (1998): Physical characteristics of urban roadway solids transported during rain events. In: *Journal of Environmental Engineering* 1998. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:5(427).

Shorshani, Masoud Fallah; Bonhomme, Céline; Petrucci, Guido; André, Michel (2014): Road traffic impact on urban water quality: a step towards integrated traffic, air and stormwater modelling. In: *Environmental Science and Pollution Research* 2014 (21), S. 5297–5310.

SIEKER, F.; GROTTKER, M. (1987): *Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung (Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 1988)*.

UBA (Hg.) (2011): *Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Zusammenfassender Abschlussbericht. Umweltbundesamt (Texte 38/2011, Forschungskennzahl 370764200; UBA-FB 001490)*.

Uhl, M.; Schröer, C.; Adams, R.; Harms, R. W.; Schneider, F.; Grotehusmann, D. et al. (2006): *Einleitung des von Straßen abfließenden Oberflächenwassers in Gewässer (ESOG). Abschlussbericht*.

Valtanen, Marjo; Sillanpää, Nora; Setälä, Heikki (2014): *The Effects of Urbanization on Runoff Pollutant Concentrations, Loadings and Their Seasonal Patterns Under Cold Climate*: Springer International Publishing Switzerland.

Vesting, Andreas (2018): Entwicklung und Evaluation eines dezentralen Behandlungssystems zum Rückhalt von organischen Spurenstoffen und Schwermetallen aus Verkehrsflächenabflüssen.

Welker, Antje (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Habilitationsschrift.

Wiedemann, R. (1974): Simulation des Verkehrsflusses. In: *Schriftenreihe des Instituts für Verkehrswesen* (Heft 8).

Xanthopoulos, C.; Hahn, H. H. (1990): Pollutants attached to particles from drainage areas. In: *Science of the Total Environment* 93, S. 441–448. DOI: 10.1016/0048-9697(90)90135-H.

## Anhang 2: Übersicht Messwerte, Einflussfaktoren und Wirkungsmodelle

Untersuchungsort	Schmutzfracht Gesamt <0,063 mm kg/ha *a	Verkehrs-stärke Kfz/24h	Lkw Verkehrs-stärke LKW/24h	Geschwindigkeit V85 (km/h)	Beschleunigung auf- addierte Maxwerte	Beschleunigungs-kraft	Flieh-kraft	Gesamtkraft model-liert	Gesamtkraft gemes-sen	Konstantfahrt-anteil	PM <sub>10</sub> -Emissionen in g/km*h	RLUS Emissionen PM 10 g/km*h	Immissionen Passiv- sammler PM 10	Wirkungs-modell 1 modelliert	Wirkungs-modell 2 gemessen
LSA (Böttgerstraße)	283,63	6031	199	18,94	5,53	8295,0 0	0	8295	6582	67%	21,276		31,9	385,6	326,1
Kurve (Böttgerstraße/Hoc hstraße)	448,13	5936	171	42,80	1,97	2955,0 0	151 44	15430	7152	77%	8,563	24,620	34,1	608,3	348,7
Gerade (Hochstraße)	392,63	6546	199	55,68	2,00	3000,0 0	0	3000	5298	82%	8,413	22,157	30,8	221,9	291,0
Steigung (Hochstraße)	141,76	5940	192	56,08	2,07	3097,5 0	0	3098	5793	65%	7,445		25,7	214,8	278,7
Kreisverkehr (Scheringstraße)	403,41	4963	356	27,57	5,51	8265,0 0	399 9	9182	6756	37%	27,075	18,845	27,4	359,9	276,4
Parkplatz (Gerichtstraße/Hoc hstraße)	25,27	1821	0	10	1,9	2850,0 0	526	2898	6000	70%	2,732		18,4	139,4	109,6