

Abriebe von Fahrbahnoberflächen

Berichte der
Bundesanstalt für Straßenwesen

Verkehrstechnik Heft V 352

bast

Abriebe von Fahrbahnoberflächen

von

Ingo Düring
Wolfram Schmidt

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG
Dresden

Knut Johannsen

EUROVIA Services GmbH
Bottrop

**Berichte der
Bundesanstalt für Straßenwesen**

Verkehrstechnik Heft V 352

bast

Die Bundesanstalt für Straßenwesen veröffentlicht ihre Arbeits- und Forschungsergebnisse in der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen**. Die Reihe besteht aus folgenden Unterreihen:

- A - Allgemeines
- B - Brücken- und Ingenieurbau
- F - Fahrzeugtechnik
- M - Mensch und Sicherheit
- S - Straßenbau
- V - Verkehrstechnik

Es wird darauf hingewiesen, dass die unter dem Namen der Verfasser veröffentlichten Berichte nicht in jedem Fall die Ansicht des Herausgebers wiedergeben.

Nachdruck und photomechanische Wiedergabe, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung der Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Kommunikation.

Die Hefte der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen** können direkt bei der Carl Ed. Schünemann KG, Zweite Schlachtpforte 7, D-28195 Bremen, Telefon: (04 21) 3 69 03 - 53, bezogen werden.

Über die Forschungsergebnisse und ihre Veröffentlichungen wird in der Regel in Kurzform im Informationsdienst **Forschung kompakt** berichtet. Dieser Dienst wird kostenlos angeboten; Interessenten wenden sich bitte an die Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Kommunikation.

Die **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt)** stehen zum Teil als kostenfreier Download im elektronischen BASt-Archiv ELBA zur Verfügung.
<https://bast.opus.hbz-nrw.de>

Impressum

Bericht zum Forschungsprojekt 02.0424
Abriebe von Fahrbahnoberflächen

Fachbetreuung
Anja Baum, Bentje Frerkes

Referat
Umweltschutz

Herausgeber
Bundesanstalt für Straßenwesen
Brüderstraße 53, D-51427 Bergisch Gladbach
Telefon: (0 22 04) 43 - 0

Redaktion
Stabsstelle Presse und Kommunikation

Druck und Verlag
Fachverlag NW in der
Carl Ed. Schünemann KG
Zweite Schlachtpforte 7, D-28195 Bremen
Telefon: (04 21) 3 69 03 - 53
Telefax: (04 21) 3 69 03 - 48
www.schuenemann-verlag.de

ISSN 0943-9331
ISBN 978-3-95606628-3

Bergisch Gladbach, Januar 2022

Kurzfassung – Abstract

Abriebe von Fahrbahnoberflächen

Ziel des Projektes war es, systematische Untersuchungen zum Abriebverhalten und damit zur Partikelemission verschiedener Fahrbahnoberflächen durchzuführen, die Ergebnisse zu quantifizieren und eine Empfehlung für die Berücksichtigung abgeleiteter Emissionsfaktoren in den FGSV-Richtlinien RLU S „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ zu geben. Dazu wurden

- eine umfassende Literaturrecherche und Auswertung zum Thema durchgeführt,
- abriebrelevante Kenngrößen für 27 typische in Deutschland eingesetzte Fahrbahnbeläge bestimmt,
- Laborversuche zum Abriebverhalten von 21 dieser Fahrbahnbeläge durchgeführt,
- Emissionsberechnungen für nicht motorbedingte Partikel (AWAR) mit dem Modell NORTRIP (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) in seiner Version 3.2 durchgeführt und auch die resultierenden PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren ausgewiesen.
- diese Berechnungsergebnisse mit AWAR-Emissionsfaktoren nach DÜRING et al. (2011) bzw. HBEFA4.1 verglichen.
- die NORTRIP-Berechnungsergebnisse des dort integrierten NOx-Tracermodells mit Immissionsmessungen an der Frankfurter Allee in Berlin und Am Neckartor in Stuttgart verglichen,
- Empfehlungen zur Anwendung von NORTRIP gegeben sowie
- aus den NORTRIP-Berechnungen erzeugte PM10-AWAR- und -Straßenabriebemissionsfaktoren für die Anwendung in RLU S abgeleitet.

Folgende in Deutschland am häufigsten eingesetzte Fahrbahnbeläge wurden untersucht:

- Asphaltbeton,
- Offenporiger Asphalt (OPA),
- Gussasphalt,
- DSH (Dünne Asphaltdeckschicht in Heißbauweise),

- Waschbeton und
- Splittmastix-Asphalt (SMA).

Folgende wesentliche Ergebnisse wurden abgeleitet:

- Quantifizierung der Abriebmaße

Abgesehen von der Art des Reifens (insbesondere der Einsatz von Spikereifen), dem Fahrverhalten (Beschleunigungsanteile) und der Fahrgeschwindigkeit (höhere Geschwindigkeiten führen zu höheren Abriebraten) sind weitere wesentliche Faktoren, die sich auf die Partikelerzeugung aus dem Abrieb der Fahrbahn auswirken,

- die Art/Festigkeit und die Korngröße des in der Fahrbahn verwendeten Gesteinmaterials
- eventuell auch die Art des Bindemittels (polymer modifiziertes Bindemittel scheinen positiv zu wirken)
- eventuell bewirkt eine starke Modifizierung des Bindemittels (z. B. Gummimodifizierung) und die sich dadurch einstellenden dickeren Bindemittelfilme eine Verminderung der PM10-Fahrbahnabriebemissionen. Die Höhe der Reduktion hängt hier wahrscheinlich von der Ausbildung der Oberfläche ab.

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die Gesteine auf die Kenngrößen NBM, PSV und LA untersucht. Es konnten keine Korrelationen der Kennwerte aus PSV-, LA- und NBM-Tests untereinander gefunden werden.

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführten Abriebversuche im Labor zeigten, dass die verwendeten Splittmastixasphalte (SMA) unabhängig von der betrachteten Fraktion die niedrigsten Abriebwerte lieferten. Offenbar ist vor allem die Kombination aus Splittmastixasphalt mit einem modifizierten Bindemittel geeignet, die Entstehung von Abrieb und dessen Emission in die Umgebungsluft effektiv zu reduzieren. Der OPA-Belag mit modifiziertem Binder lieferte ähnliche Abriebwerte.

Mit dem von NORTRIP empfohlenen Abriebmodell wurden für die untersuchten Fahrbahnen aus den o. g. Kenngrößen Abriebwerte (h_{pave}) berechnet. Diese Werte variieren demnach zwischen 1.5 (SMA 11 mit Rhyolith) und 4.7 (Asphaltbeton 8 mit Grauwacke) und unterscheiden sich damit maximal um einen Faktor 3. Geringe Abriebwerte haben mit 1.8 auch der SMA 8 mit Quarzit und der Asphaltbeton 8

mit Quarzit bzw. Rhyolith. Abriebwerte über 4 haben Beläge mit Diabas, Kalkstein und Grauwacke. Die Waschbetonfahrbahnen haben h_{pave} -Werte zwischen 1.9 (Rhyolith) und 3.9 (Diabas). Es gibt allerdings deutliche Unterschiede im Abriebverhalten der untersuchten Fahrbahnen zwischen den Vorhersagen aus NORTRIP (h_{pave}) und den Abriebversuchen im Labor. Neben dem NBM-Wert scheinen beim Einsatz von Reifen ohne Spikes weitere Parameter eine wichtige Rolle zu spielen, wie das Volumen der groben Gesteinskörnung am Marshallkörper, der Hohlraumgehalt am Marshallkörper, das Volumen des Asphaltmörtels am Marshallkörper, die Mischgutart sowie die Bindemittelart. Deshalb wurde anhand einer Regressionsanalyse ein alternativer (erweiterter) Ansatz zur Beschreibung der Abriebfestigkeit der untersuchten Fahrbahnoberflächen abgeleitet, der diese Kenngrößen berücksichtigt. Für die untersuchten Fahrbahnoberflächen variieren hier die mittleren PM10-Abriebemissionsraten untereinander bis zu einem Faktor von ca. 4.

Wir empfehlen, die Absolutwerte der mit NORTRIP¹ berechneten AWAR- und Straßenabriebemissionsfaktoren für $h_{\text{pave}} = 1.5$ als Referenzfall zu verwenden. Der Einfluss der Fahrbahneigenschaften könnte (pragmatisch) zusätzlich durch einen Fahrbahneinflussfaktor F_{Fahrbahn} multiplikativ auf die Straßenabriebemissionen des Referenzfalls abgebildet werden. Für Screeningmodelle, wie z. B. RLuS, könnte deshalb folgende zweistufige Klassifizierung als möglicher Ansatz zur Berücksichtigung der Ergebnisse dienen:

- Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen: $F_{\text{Fahrbahn}} = 0.4$
- andere Beläge (Referenzfall): $F_{\text{Fahrbahn}} = 1.0$

Mit diesem Ansatz wurden mit NORTRIP berechnete AWAR- und Straßenabriebemissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Straßenabriebklassifizierung den RLuS-Verkehrssituationen zugewiesen.

Für die Fahrbahnhersteller könnte zur Optimierung der Abriebeigenschaften das normierte Regressionsmodell nach EUROVIA (siehe Kapitel 4.4.5) angewendet werden, welches die konkreten Rezepturen der Fahrbahnbeläge quantitativ bewertet. Zur Absicherung dieser Ergebnisse sind weitere systematische Untersuchungen des Abriebverhaltens, z. B. ver-

gleichende Messungen am Road Simulator mit Stahlradversuchen, erforderlich.

Weiterhin wird empfohlen, die Güte dieses Ansatzes der zweistufigen Klassifizierung des Abriebverhaltens durch Freilandversuche an Autobahnen mit Bestimmung der AWAR-Emissionsfaktoren zu verifizieren.

Abrasion of road surfaces

The aim of the project was to carry out systematic investigations on the abrasion behaviour and thus on the particle emission of different road surfaces, to quantify the results and to make a recommendation for the emission factors in the FGSV guidelines RLuS „Guidelines for determining the air quality on roads without or with few roadside buildings“. Therefore

- a comprehensive literature research and evaluation on the topic was carried out,
- abrasion-relevant parameters for 27 typical road surfaces used in Germany were determined,
- laboratory tests on the abrasion behaviour of 21 of these road surfaces were carried out,
- emission calculations for non-engine-related particles (AWAR) were carried out with the NORTRIP (non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) model in version 3.2, the resulting PM10 road abrasion emission factors were displayed.
- a comparison of these calculation results with AWAR emission factors according to DÜRING et al. (2011) and HBEFA 4.1 was carried out,
- as well as the comparison of the NORTRIP calculation results of the integrated NOx tracer model with concentration measurements on Frankfurter Allee in Berlin and Am Neckartor in Stuttgart,
- additionally recommendations for the use of NORTRIP were given and
- PM10 AWAR and road abrasion emission factors (generated from the NORTRIP calculations) were derived for use in RLuS.

The following most frequently used road surfaces in Germany were examined:

- Asphalt concrete,
- Porous asphalt (PA),

¹ Mit ggü. der Standardversion von NORTRIP modifizierter Betrachtung der Sommer- und Winterreifen.

- Mastic asphalt DSH (thin asphalt surface layer in hot construction),
- Washed concrete,
- Split mastic asphalt (SMA).

The following main results were derived:

Concerning the quantification of the abrasion dimensions: Apart from the type of tire (in particular the use of studded tires), the driving behaviour (acceleration patterns) and the driving speed (higher speeds lead to higher wear rates), other essential factors affecting the generation of particles from wear on the road surface are

- the type/strength and grain size of the rock material used in the roadway,
- possibly also the type of binder (polymer modified binders seem to have a positive effect).
- A strong modification of the binder (e.g. rubber modification) and the resulting thicker binder films may result in a reduction in PM10 roadway abrasion emissions. The extent of the reduction probably depends on the design of the surface.

As part of the present project, the parameters nordic ball mill (NBM), polish stone value (PSV) and Los Angeles value (LA) for the rock material was measured. No correlation could be found between this values.

The abrasion tests carried out in the laboratory as part of the present project showed that the stone mastic asphalt (SMA) used delivered the lowest abrasion values regardless of the fraction considered. Apparently, the combination of stone mastic asphalt with a modified binding agent is particularly suitable for effectively reducing the formation of abrasion and the emission of the particles into the ambient air. The PA covering with modified binder showed similar abrasion values.

With the abrasion model recommended by NORTRIP, for the above-mentioned parameters abrasion values (h_{pave}) were calculated. The results vary between 1.5 (SMA 11 with rhyolite) and 4.7 (asphalt concrete 8 with graywacke) and thus differ by a maximum of a factor of 3. The SMA 8 with quartzite and asphalt concrete 8 with quartzite or rhyolite also have low abrasion values of 1.8. Abrasion values above 4 have road surfaces with diabase, limestone and graywacke. The washed concrete surfaces have h_{pave} values between 1.9 (rhyolite) and 3.9 (diabase). However, there are

clear differences in the abrasion behaviour of the roadways examined between the predictions from NORTRIP (h_{pave}) and the abrasion tests in the laboratory. In addition to the NBM value, other parameters seem to play an important role when using tires without spikes, such as the volume of the coarse aggregate in the Marshall body, the void content in the Marshall body, the volume of the asphalt mortar in the Marshall body, the type of mixture and the type of binder. Therefore, based on a regression analysis, an alternative (extended) approach for describing the abrasion resistance of the examined road surfaces was derived, which takes these parameters into account. For the road surfaces examined, the mean PM10 abrasion emission rates vary from one another up to a factor of approx. 4.

We recommend using the absolute values of the AWAR and road abrasion emission factors calculated with NORTRIP¹ for $h_{\text{pave}} = 1.5$ as a reference case. The influence of the roadway properties can (pragmatically) be respected multiplicatively on the road abrasion emissions of the reference case using a roadway influencing factor F_{roadway} . For screening models, such as RLU_S, the following two-stage classification could therefore serve as a possible approach for taking the results into account:

- Grading curve with random grain or single grain mixture using a polymer-modified binder:
 $F_{\text{roadway}} = 0.4$
- other surfaces (reference case): $F_{\text{roadway}} = 1.0$

With this approach, AWAR and road abrasion emission factors calculated with NORTRIP were assigned to the RLU_S traffic situations depending on the road abrasion classification.

For the road manufacturer, the standardised regression model according to EUROVIA (see chapter 4.4.5 in the main report) can be used to optimise the abrasion properties; it quantitatively evaluates the concrete formulations of the road surface.

It is recommended to verify the quality of this approach through field tests on motorways with determination of the AWAR emission factors.

¹ With vs. the standard version of NORTRIP modified approach for summer and winter tires.

Summary

Abrasion of road surfaces

1 Aim

The aim of the project was to carry out systematic investigations on the abrasion behaviour and thus the particle emissions of different road surfaces, to quantify the results and to make a recommendation for the consideration of the derived emission factors in the FGSV guidelines RLU S "Guidelines for determining the air quality on roads without or with few roadside buildings". Therefore

- a comprehensive literature research and evaluation on the topic was carried out,
- abrasion-relevant parameters were determined for 27 typical road surfaces used in Germany,
- laboratory tests on the abrasion behaviour of 21 of these road surfaces were carried out,
- emission calculations for non-engine-related particles (AWAR) were carried out with the NORTRIP (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) model in version 3.2 and the resulting PM10 road abrasion emission factors were displayed,
- a comparison of these calculation results with AWAR emission factors according to DÜRING et al. (2011) and HBEFA 4.1 was carried out,
- and compared to the NORTRIP calculation results of the NOx tracer model integrated there with concentration measurements in Frankfurter Allee in Berlin and Am Neckartor in Stuttgart,
- recommendations for the use of NORTRIP were given as well as
- PM10 AWAR and road abrasion emission factors generated from the NORTRIP calculations for use in RLU S.

2 Road surfaces considered

The following road surfaces, which are most frequently used in Germany, were examined after consultation with the BAST and the supervisory group:

- Asphalt concrete,
- Porous Asphalt (PA),
- Mastic asphalt DSH (thin asphalt surface layer in hot construction),
- Washed concrete,
- Split mastic asphalt (SMA).

Due to the limited investigation possibilities within the scope of the project, the selection of the considered road surfaces was made essentially with a view to the practical relevance or the technical regulations. Alternatives that could not be implemented in practice (e.g. open-pored asphalt made of limestone due to insufficient strength) were not considered. Different types of rock materials are used, the selection of which is essentially based on regional availability and economic efficiency. In principle, both igneous rocks that arise through solidification processes (e.g. granodiorite, rhyolite, basalt) and sedimentary rocks that arise from deposits (e.g. limestone) are used, provided they meet the respective quality requirements. The rock material was

- Granodiorite,
- Moraine,
- Rhyolite,
- Kuselite/Andesite,
- Basalt,
- Diabase,
- Limestone,
- Graywacke,
- Quartzite.

In coordination with the client and the scientific supervisory group, this results in the matrix of the road surfaces to be examined, as shown in table 2-1. The recipes and compositions correspond to those from real road surfaces from EUROVIA and BAST.

Road surface	Rock material	Density rock material	Maximum stone size	S > 4 mm
Asphalt concrete	Granodiorite	2.796	8	32.63
	Moraine	2.698	8	32.08
	Rhyolith	2.656	11	43.97
	Kuselit/Andesit	2.654	5	13.69
	Basalt	2.993	8	35.36
	Diabas	2.855	8	39.9
	Limestone	2.737	11	37.48
	Graywacke	2.733	8	29.37
	Quartzite	2.656	11	43.91
Porous Asphalt	Granodiorite	2.796	8	69.62
	Moraine	2.698	11	69.84
	Basalt	2.993	5	36.48
	Graywacke	2.733	8	92.24
Mastic asphalt	Diabas	2.855	8	29.84
DSH	Diabas	2.855	5	20.53
Washed concrete	Rhyolith	2.5 to 2.9	8	52.6
	Kuselit/Andesit	2.654	8	46.2
	Basalt	2.9 to 3.1	8	49.3
	Diabas	2.81	8	49.0
Split mastic asphalt	Granodiorite	2.796	8	63.47
	Moraine	2.698	11	64.61
	Rhyolith	2.656	11	63.35
	Kuselit/Andesit	2.654	8	60.52
	Basalt	2.993	11	63.57
	Diabas	2.855	8	56.18
	Graywacke	2.733	8	63.35
	Quartzite	2.656	8	60.93

DSH means thin asphalt surface layer in hot construction

Tab. 2-1: Considered road surfaces including the relevant parameters

3 Quantification of abrasion behaviour in the laboratory

In order to be able to simulate the abrasion behaviour of the road surface, tests were carried out in the laboratory. For this purpose, surface abrasion was generated from road test plates produced in the laboratory.

The measurements of the particles released into the ambient air were carried out in a closed test room. An adapted test arrangement based on DIN EN 12697-22 (track formation test) was used. The track-forming device according to TP Asphalt-StB, Part 22, was used as the loading device. The test

plates measuring 340 x 280 mm were continuously rolled over by test wheels with an outside diameter of 203 mm and a width of 50 mm, with these exerting a wheel load of 700 N.

In the standard track formation test, mainly plastic deformations are generated. In order to generate abrasion here instead, the test conditions were adapted as follows:

- The European standardised rubber wheel is replaced by a profile-free steel wheel with the same dimensions based on the now withdrawn "Technical test regulations for asphalt in road construction (TP A-StB) Part: Track formation

test, Determination of the ruts depth in a water bath, 1997 edition“.

- The test temperature is reduced from 60°C to 30°C.
- One of the two test wheels is used with the full wheel load (700 N) (load side). The second wheel is used without additional weights and only runs for technical reasons.
- The fan in the test chamber, which is used for better temperature distribution, was switched off.

An optical particle counter OPS 3330 from TSI GmbH was used for the measurements. This has a measuring range of 0.3 to 10 µm. In addition, samples are taken on a particle filter using a low volume sampler (LVS).

4 Calculation of emission factors for road wear abrasion

The calculations were carried out with the program NORTRIP (Non-exhaust road traffic induced particle emission modeling) with the current version 3.2. The emission calculations were carried out on the basis of time series (1h values) of traffic volumes (DTV, SV share), vehicle speeds, traffic situation and meteorological parameters (wind, precipitation, humidity, temperature, radiation).

In order, on the one hand, to show the relevant influences of various influencing variables on the abrasion emissions and, on the other hand, to be able to subject their relevance to an immission-side assessment, the calculations were made on the basis of data sets, showing correlations between real traffic and meteorological data on the one hand and corresponding immission data on the other side.

The following scenarios were considered:

1. Urban road road with a speed limit of 30 km/h in street canyon
2. Urban road road with a speed limit of 50 km/h in street canyon
3. Urban road with a speed limit of 50 km/h without street canyon
4. Motorway with a speed limit of 100 km/h
5. Motorway with speed limit 130 km/h

For these scenarios, traffic and meteorological variables as well as the abrasion parameters for the following road surfaces were varied:

- SMA 11 with rhyolite ($h_{\text{pave}} = 1.5$)
- Washed concrete 8 with rhyolite ($h_{\text{pave}} = 1.9$)
- PA 5 with basalt ($h_{\text{pave}} = 2.8$)
- Washed concrete 8 with diabase ($h_{\text{pave}} = 3.9$)
- Asphalt concrete 8 with graywacke ($h_{\text{pave}} = 4.7$) and additionally
- Standard covering from NORTRIP with $h_{\text{pave}} = 0.95$

5 Results and recommendations

Quantification of the abrasion dimensions: Apart from the type of tire (especially the use of studded tires), the driving behaviour (acceleration pattern) and the driving speed (higher speeds lead to higher wear rates), there are other essential factors that affect the generation of particles from the wear of the road surface, i.e.

- the type/strength and grain size of the rock material used in the roadway,
- possibly also the type of binder (polymer modified binders seem to have a positive effect),
- possibly a strong modification of the binding agent (e.g. rubber modification) and the resulting thicker binding agent films leads to a reduction in PM10 road abrasion emissions. The extent of the reduction probably depends on the design of the surface.

As part of the present project, the rock material was examined for the parameters NBM, PSV and LA. No correlations could be found between the characteristic values from PSV, LA and NBM tests.

The abrasion tests carried out in the laboratory within the scope of the present project showed that the split mastic asphalt (SMA) used provided the lowest abrasion values regardless of the fraction considered. Apparently the combination of split mastic asphalt with a modified binding agent is particularly suitable for effectively reducing the formation of abrasion and its emission into the ambient air. The PA covering with modified binder showed similar abrasion values.

With the abrasion model recommended by NORTRIP, for the above-mentioned parameters and roads the abrasion values (h_{pave}) were calculated. These values vary between 1.5 (SMA 11 with rhyolite) and 4.7 (asphalt concrete 8 with graywacke) and thus differ by a maximum of a factor of 3. The SMA 8 with quartzite and asphalt concrete 8 with quartzite or rhyolite also have low abrasion values of 1.8. Abrasion values above 4 have coverings with diabase, limestone and graywacke. The washed-out concrete pavements have h_{pave} values between 1.9 (rhyolite) and 3.9 (diabase). However, there are clear differences in the abrasion behaviour of the roadways examined between the predictions from NORTRIP (h_{pave}) and the abrasion tests in the laboratory. In addition to the NBM value, other parameters seem to play an important role when using tires without spikes, such as the volume of the coarse aggregate on the Marshall body, the void content on the Marshall body, the volume of the asphalt mortar on the Marshall body, the type of mixture and the type of binder. Therefore, based on a regression analysis, an alternative (extended) approach for describing the abrasion resistance of the examined road surfaces was derived, which takes these parameters into account. For the road surfaces examined, the mean PM10 abrasion emission rates vary from one another up to a factor of approx. 4.

We recommend to use the absolute values of the AWAR and road abrasion emission factors calculated with NORTRIP for $h_{\text{pave}} = 1.5$ as a reference case. The influence of the roadway properties can (pragmatically) be respected multiplicatively on the road abrasion emissions of the reference case using a roadway influencing factor F_{roadway} . For screening models, such as RLuS, the following two-stage classification could therefore serve as a possible approach for taking the results into account:

- Grading curve with random grain or single grain mixture using a polymer-modified binder:
 $F_{\text{roadway}} = 0.4$
- other surfaces (reference case): $F_{\text{roadway}} = 1.0$

With this approach, AWAR and road abrasion mission factors calculated with NORTRIP were assigned to the RLuS traffic situations depending on the road abrasion classification.

For the road manufacturer, the standardised regression model according to EUROVIA (see

chapter 4.4.5 in the main report) can be used to optimise the abrasion properties, which quantitatively evaluates the concrete formulations of the road surface.

It is recommended to verify the quality of this approach by field tests on motorways with determination of the AWAR emission factors.

Inhalt

Abkürzungen	13	4.2.3 Nordic Ball Mill (NBM)	40
1 Einführung und Ziel	15	4.2.4 Abriebparameter h_{pave} entsprechend NORTRIP	42
2 Literaturrecherche	15	4.3 Andere Verfahren	42
2.1 Durchführung	15	4.3.1 Los-Angeles-Prüfverfahren (LA)	44
2.2 Suchergebnis und Auswertung	16	4.3.2 Polierwert (PSV)	44
2.2.1 Begrifflichkeiten Fahrbahn	16	4.3.3 Korrelation NBM zu LA und PSV	48
2.2.2 Begrifflichkeiten Nicht-Abgas-Partikel- emissionen	16	4.4 Quantifizierung des Abriebverhalten im Labor	48
2.2.3 Kfz-Emissionen	16	4.4.1 Versuchsaufbau	48
2.2.4 Abriebemissionen und deren Leitsubstanzen	17	4.4.2 Versuchsdurchführung	49
2.2.5 Fahrbahnbeläge und deren Relevanz für die Abriebemissionen – Allgemeine Aussagen	19	4.4.3 Ergebnisse	53
2.2.6 Road simulator Tests und WEAREM-Projekt	20	4.4.4 Korrelation der Abriebkonzentrationen aus den Laborversuchen mit dem Abriebmodell von NORTRIP	62
2.2.7 Review zu „Non exhaust Emission“	25	4.4.5 Korrelation der Abriebkonzentrationen mit anderen kompositionellen Merkmalen	63
2.2.8 Abriebfestigkeiten	27	4.5 Verifizierung des Abriebverhaltens an realen Befestigungen	67
2.2.9 Emissionsfaktoren und -modelle für Fahrbahnabrieb	34	4.6 Prognose der Veränderungen des Abriebverhaltens für reale Befestigungen	68
2.2.10 PMP-Untergruppe „non-exhaust particle emission“	37	4.6.1 Variante 1	69
3 Aktuelle Aktivitäten der Behörden in BRD, Österreich und Schweiz zum Thema	38	4.6.2 Variante 2	69
3.1 Deutschland	38	4.6.3 Variante 3	69
3.2 Schweiz	38	4.6.4 Variante 4	69
3.3 Österreich	38	4.7 Schlussfolgerungen für die Quantifizierung der Abriebmaße	74
4 Bestimmung relevanter Kenngrößen	39	5 Berechnung von Emissionsfaktoren für Straßenabrieb	75
4.1 Betrachtete Fahrbahnbeläge	39	5.1 Vorgehensweise	75
4.2 Abriebemissionen entsprechend Ansatz aus NORTRIP	40	5.2 Szenarien	76
4.2.1 Notwendige Kenngrößen	40	5.3 Eingangsdaten für die Frankfurter Allee	77
4.2.2 Maximum stone size und Anteil von Korngrößen > 4 mm	40	5.4 Eingangsdaten für Stuttgart Am Neckartor	77
		5.5 Meteorologische Daten	78

5.6	Parametrisierungen des Straßenstaubmodells in NORTRIP	79	Literatur	107
5.7	Ergebnisse der Emissionsberechnungen mit Standardeinstellung.	79	Tabellen	111
5.7.1	Innerortsstraße in Berlin mit beidseitiger Bebauung und Tempolimit 50 km/h.	79	Bilder	113
5.7.2	Innerortsstraße in Berlin mit beidseitiger Bebauung und Tempolimit 30 km/h.	80	Anhang	
5.7.3	Innerortsstraße in Berlin ohne Randbebauung und Tempolimit 50 km/h . . .	81	Anhang 1: Kennung der betrachteten Fahrbahneläge	
5.7.4	Außerortsstraße in Berlin ohne Randbebauung und Tempolimit 100 km/h . .	81	Anhang 2: Prüfprotokolle für NBM-Bestimmung	
5.7.5	Autobahn in Berlin ohne Randbebauung und Tempolimit 130 km/h . .	83	Anhang 3: Prüfprotokolle für LA-Bestimmung	
5.7.6	Berechnungen mit Meteorologie Hamburg.	84	Anhang 4: Prüfprotokoll für PSV-Bestimmung	
5.7.7	Berechnungen für Stuttgart Am Neckartor	86	Anhang 5: Modellparameter für das Straßenstaubmodell in NORTRIP V3.2	
5.7.8	Plausibilisierung der Berechnungsergebnisse	88	Der Anhang zum Bericht ist im elektronischen BAST-Archiv ELBA unter https://bast.opus.hbz-nrw.de abrufbar.	
5.8	Ergebnisse der NORTRIP-Emissionsberechnungen mit modifizierter Einstellung	92		
5.8.1	Innerorts Tempo 30	92		
5.8.2	Innerorts Tempo 50	93		
5.8.3	Außerorts Tempo 100.	93		
5.8.4	Außerorts Tempo 130.	94		
5.8.5	Abhängigkeit der AWAR-Emissionsfaktoren vom Tempolimit bei modifizierten Einstellungen	95		
5.8.6	Vergleich der modifizierten Berechnungsergebnisse mit den Messwerten in der Frankfurter Allee in Berlin.	96		
5.9	Systematisierung der Ergebnisse der Modellrechnungen	97		
6	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	99		
7	Zusammenfassung	102		

Abkürzungen

AC	Asphaltbeton	TPT	Fahrzeugerzeugte Turbulenz (traffic produced turbulenz)
APART	Forschungsprojekt Abriebpartikel des Straßenverkehrs in der Schweiz	OPA	Offenporige Asphalte (auch PA)
AWAR	Aufwirbelung und Abriebe	RBus	Reisebusse
BASt	Bundesanstalt für Straßenwesen	RLuS	Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung	RSTO	Richtlinien für die Standardisierung des Oberbaues von Verkehrsflächen
EEA	European Environment Agency (Europäische Umweltagentur), hier auch Synonym für das air pollutant emission inventory guidebook der EEA	SV	Schwerverkehr
FGSV	Forschungsgesellschaft Straßenverkehr	SMA	Splittmastixasphalt
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren	TSP	Total Suspended Particulates (Gesamtstaub)
KR	Krafräder	UBA	Umweltbundesamt
LASAT	Lagranges Partikel-Ausbreitungsmodell	URBIS	Urban Information System
LBus	Linienbusse	US-EPA	US Environmental Protection Agency (US-Amerikanische Umweltagentur)
LV	Leichtverkehr (Leichte Motorfahrzeuge)	VDI	Verein Deutscher Ingenieure
LNF	Leichte Nutzfahrzeuge		
LOS	Level of service (Maß für den Verkehrsfluss)		
LA	Los-Angeles-Prüfverfahren		
LfULG	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen		
MOVES	Motor Vehicle Emission Simulator		
NBM	Nordic Ball Mill (Maß für den Abriebverlust)		
NORTRIP	Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling		
PM10	Partikel mit Aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 µm		
PM2.5	Partikel mit Aerodynamischen Durchmesser kleiner 2.5 µm		
PMF	Positive Matrix Factorisation		
PSV	Polierwert		

1 Einführung und Ziel

Luftschadstoffmessungen im gesamten Bundesgebiet zeigen, dass die in der „Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa“ festgelegten und durch die „39. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen – 39. BImSchV)“ in deutsches Recht umgesetzten Immissionsgrenzwerte der 39. BImSchV für einige Luftschadstoffe insbesondere an verkehrsnahen Standorten zum Teil stark überschritten werden.

Zwar konnten in den letzten Jahren durch die bisher realisierten Maßnahmen bereits deutliche Wirkungen in Form einer Minderung der Luftschadstoffbelastung v. a. bei Feinstaub verzeichnet werden; trotzdem liegen mancherorts noch messtechnisch nachgewiesene Überschreitungen v. a. des Tagesgrenzwertes der 39. BImSchV von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Partikel PM10 vor oder werden von Modellrechnungen prognostiziert.

Die verkehrserzeugten Partikel-Emissionen werden durch die Emissionen aus dem Auspuff (motorbedingte Partikel), durch Abriebe und durch Aufwirbelung von Straßenstaub verursacht. Häufig werden die nicht motorbedingten Partikelemissionen auch als Aufwirbelungs- und Abriebemissionen (AWAR) bezeichnet.

Für die Planung von schadstoffmindernden Maßnahmen im Zuge von Straßenaus- und Straßenneubau dienen Emissions- und Ausbreitungsmodelle, die einer kontinuierlichen Verbesserung der Eingangsdaten unterzogen werden müssen. Für diese Modellierungen werden u. a. Emissionsfaktoren über die zur PM10-Partikelfraktion beitragenden Abriebe in möglichst hoher Genauigkeit benötigt. Derzeit liegen jedoch in den FGSV-Richtlinien RLuS „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ nur feste, teils mit großer Unsicherheit verbundene Emissionsfaktoren für nicht-motorbedingte Abriebemissionen von Fahrbahnoberflächen vor.

Ziel des Projektes ist es, eine systematische Untersuchung zum Abriebverhalten und damit zur Partikelemission verschiedener Fahrbahnoberflächen durchzuführen, die Ergebnisse zu quantifizieren und eine Empfehlung für die Berücksichtigung abgeleiteter Emissionsfaktoren in den FGSV-Richtlinien RLuS „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität

an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ zu geben.

Aus den sogenannten nicht-motorbedingten Partikel-Emissionen innerhalb des Projektes sollen daher die Abriebemissionen, die durch die mechanische Beanspruchung unterschiedlicher Fahrbahnoberflächen durch die sie überfahrenden Fahrzeuge entstehen, näher untersucht werden.

2 Literaturrecherche

Ausgehend von den Literaturstudien für die BAST (LOHMEYER, 2017), fürs UBA (LOHMEYER, 2016) sowie für das LfULG Sachsen (DÜRING & LOHMEYER, 2011) wurde nach Literatur zum Thema (national und international) recherchiert und diese beschafft. Insbesondere wurden die für die Aufgabenstellung relevanten Dokumente der Arbeitsgruppe „Particle Measurement Programme“ (PMP) innerhalb der Expertengruppe „Working Party on Pollution and Energy“ (GRPE) ausgewertet.

Weiterhin wurden Abfragen bei Fachbehörden und Projektpartnern in Deutschland, Österreich und der Schweiz gemacht, ob neue Messprojekte (Labor- und Feldversuche) in Bezug auf Nicht-Abgas-Partikelemissionen geplant oder in Umsetzung sind.

2.1 Durchführung

Die Literaturrecherche wurde auf folgende Stichworte aufgebaut:

1	PMx	1	Particulate matter
2	Wiederaufwirbelung	2	Resuspension
3	Partikelemissionen	3	Particle emission
4	Nicht-Abgas Emissionen	4	Non-exhaust emission
5	Abriebe	5	Abrasion
6	Straßenstaub	6	Road dust
7	Reifenabrieb	7	Tyre wear emission
8	Straßenabrieb	8	Road wear emission
9	Fahrbahnoberfläche	9	Road surface
10	Fahrbahnsimulator	10	Road simulator
11	Befestigte Fahrbahn	11	Pave road
12	Abriebfestigkeit	12	Wear resistance

Für die Recherche wurden auf Basis der o. a. Stichworte folgende Datenbanken ab dem Jahr 2010 durchsucht:

- Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamtes,
- Datenbank ESPM (Environmental Sciences and Pollution Management),
- Zeitschrifteninhaltsdienst (Inhaltsverzeichnisse ausgewählter Zeitschriften, national und international, standortunabhängig).

Zusätzlich wurde im Internet recherchiert.

2.2 Suchergebnis und Auswertung

Das Suchergebnis bestand aus ca. 50 Literaturhinweisen. Davon wurden anhand der Titel und der Kurzfassungen die im Literaturnachweis des vorliegenden Berichtes aufgeführten Publikationen ausgewählt und ausgewertet. Das Ergebnis der Auswertung ist in den folgenden Kapiteln dokumentiert.

2.2.1 Begrifflichkeiten Fahrbahn

Als Fahrbahndecke wird der obere Teil eines Straßenoberbaus bezeichnet. Man unterscheidet Asphalt- und Betondecken. Asphaltdecken bestehen mindestens aus einer Asphaltdeckschicht und zumeist zusätzlich aus einer Asphaltbinderschicht. Weiterhin kommen auch Pflasterdecken zum Einsatz.

Asphaltdeckschichten bestehen aus abgestuftem Gesteinskörnungsgemisch und Bitumen als Bindemittel sowie, wenn vorhanden, Luftporen als Hohlräume. Sie sind die am häufigsten verwendeten Deckschichten. Hierzu gehören Deckschichten aus Gussasphalt, Splittmastixasphalt, Asphaltbeton. Seltener werden Asphaltmastix und Offenporige Asphalte (OPA) eingebaut. Asphaltdeckschichten werden in einer Dicke von 3 cm bis 4 cm ausgeführt. Sie besitzen abhängig von der Verkehrsbelastung eine Haltbarkeit von 12 bis 18 Jahren.

Betonfahrbahndecken bestehen aus abgestuftem Mineralgemisch und Zement als Bindemittel. Betondecken kommen bevorzugt bei Straßen mit hoher Beanspruchung zum Einsatz, wie bei Autobahnen. Sie sind sehr dauerhaft und können 30 bis 40 Jahre halten.

Pflasterdecken werden im Wesentlichen aus Natursteinpflaster, Betonsteinpflaster und Klinkerpflaster hergestellt. Bei der Herstellung kommen zwei grundsätzlich verschiedene Bauweisen zur Anwendung. Dies sind die ungebundene und die gebundene Pflasterbauweise. Pflasterdecken dürfen nicht in Bereichen mit hoher Verkehrsbelastung (Belastungsklasse 100, 32 oder 10 nach den RSTO 2012) eingesetzt werden. Pflasterdecken bieten gegenüber Asphalt- und Betondecken den Vorteil umfangreicher gestalterischer Möglichkeiten.

2.2.2 Begrifflichkeiten Nicht-Abgas-Partikelemissionen

Die Nicht-Abgas-Partikelemissionen werden häufig unterschieden in:

- Partikel vom Reifen (tyre particles) = TP bzw. TW (tyre wear),
- Partikel von der Fahrbahnoberfläche (road wear particles) = RWP,
- Partikel von Bremsen (brake particles) = BP bzw. BW (brake wear),
- Partikel von der Kupplung (clutch particles) = CP bzw. CW (clutch wear),
- Partikel aus der Umwelt (environmental dust) = ED.

Je nach Untersuchungsgegenstand bzw. der eingesetzten Untersuchungsmethoden werden diese einzelnen Emissionsquellen auch wie folgt zusammenfassend diskutiert:

- Summe aller Partikel, die auf der Straße liegen (roadway particles) = RP,
- Summe aus Reifen- und Straßenabriebpartikeln (tyre & road wear particles) = TRWP.

2.2.3 Kfz-Emissionen

Die verkehrserzeugten Partikel-Emissionen werden durch die Emissionen aus dem Auspuff (motorbedingte Partikel), durch Abriebe und durch Aufwirbelung von Straßenstaub verursacht. Häufig werden die nicht motorbedingten Partikelemissionen auch als Aufwirbelungs- und Abriebemissionen (AWAR) bezeichnet.

Die Partikel aus AWAR resultieren also (siehe auch LOHMEYER, 2017) aus

- Abrieben (Reifen, Bremsen, Straße¹) sowie
- akkumuliertem Straßenstaub (Aufwirbelungspotenzial), der sich hier im Wesentlichen aus von Fahrzeugen abfallenden Verunreinigungen bzw. Ladungen, aus atmosphärischem Eintrag (Deposition) infolge der Emissionsprozesse im Umkreis der Straße und der Hintergrundbelastungen, aus Schmutzeintrag aus straßenbegleitenden Bereichen sowie aus deponierten Abrieben bildet.

Die wesentlichen Prozesse, welche die AWAR beeinflussen, sind schematisch in Bild 2-1 aufgezeigt. Die Abriebe können also dabei als direkte Emissionen wirken, aber auch durch eine Zwischendeposition das Aufwirbelungspotenzial erhöhen.

Die Prozesse zur Bildung der Abriebe und des Aufwirbelungspotenzials sowie die Menge des dann tatsächlich emittierten Materials sind komplex, zeitabhängig und von verschiedenen Einflussgrößen, die sich zum Teil untereinander beeinflussen, ab-

hängig. Stellvertretend seien hierbei genannt: Zusammensetzung der Fahrzeugflotte, Fahrzeuggeschwindigkeiten und Beschleunigungsverhalten, die Eigenschaften des Fahrweges und der umliegenden Flächen (Material, Beschaffenheit), Verschmutzungsgrad der Fahrwege, meteorologische Größen, wie Temperatur, Luftfeuchte, Regenhäufigkeit und -mengen, Reinigung bzw. Befeuchtung der Fahrwege bzw. andere Minderungsmaßnahmen (siehe z. B. DENBY et al., 2012 und 2013; LOHMEYER, 2011; LOHMEYER, 2016 und 2017).

Viele Ursachenbetrachtungen zeigen auf, dass der Anteil Nicht-Abgas-Partikelemissionen an der Gesamtemission beim Straßenverkehr nach derzeitigem Stand z. B. bei der Fraktion 10 µm (PM₁₀) häufig bei deutlich mehr als 50 % liegt.

2.2.4 Abriebemissionen und deren Leitsubstanzen

PENKALA et al. (2018) wiesen anhand einer umfangreichen Literaturrecherche den Abriebemissionen entsprechende Leitsubstanzen zu. Diese sind nachfolgend aufgeführt:

- Partikel (PM) aus Reifenabrieb besteht unter anderem aus Metallen: Kadmium (Cd), Kupfer (Cu), Blei (Pb), Zink (Zn) und organische Verbindungen.

¹ Kupplungsabrieb wird i. A. vernachlässigt, da dieser durch die Kapselung der Kupplungen zurückgehalten wird.

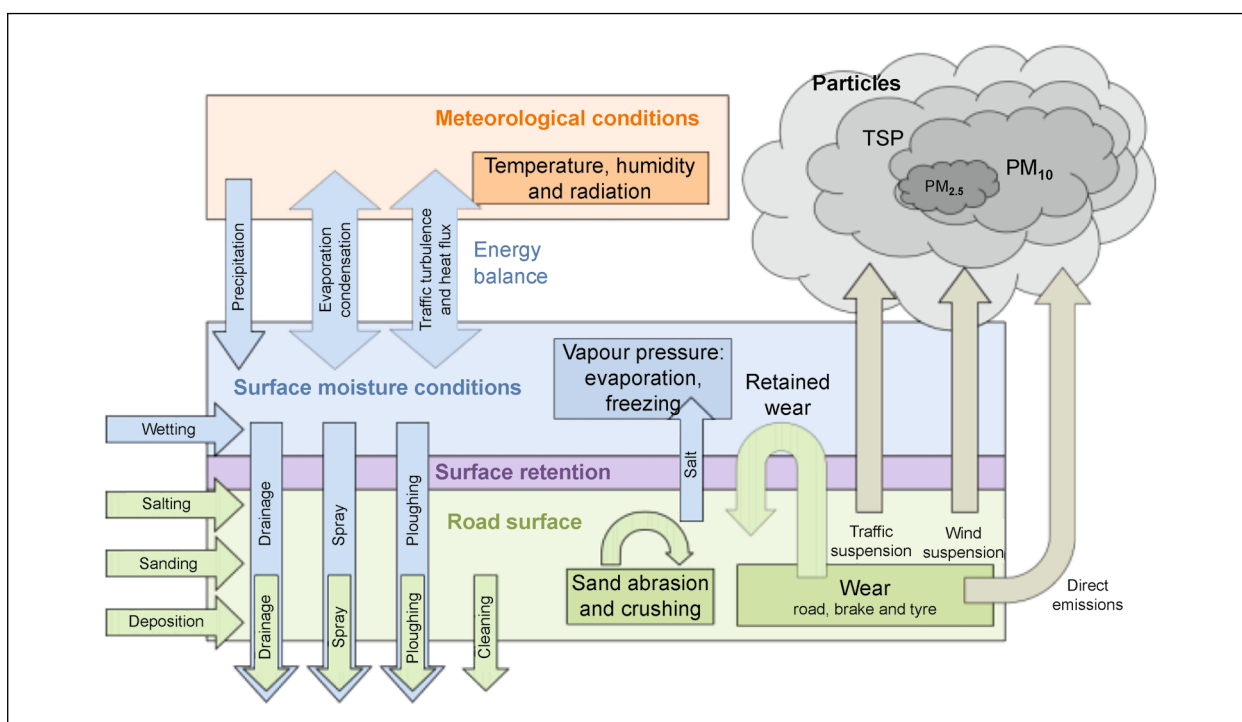


Bild 2-1: Schematische Darstellung der Prozesse, welche die Nicht-Abgas-Partikelemissionen beeinflussen (Quelle: DENBY et al. (2012))

dungen wie Naturkautschukcopolymer, Organozinnverbindungen und Ruß.

- PM aus Bremsbelag- und Bremsscheibenabrieb besteht aus Metallen: Zn, Cu, Titan (Ti), Eisen (Fe), Cu, Pb und anderen spezifischen Verbindungen wie Sulfatsilikat, Bariumsulfat, Kohlenstoffasern und Graphit.
- Es werden auch Partikel aus den Verschleißteilen des Fahrzeugs in die Luft freigesetzt. Diese können geringe Mengen an Metall wie Zn und Fe enthalten.
- PM aus Fahrbahnabrieben enthält charakteristische Verbindungen wie Bitumen, Zement und Harze. Häufig findet man Silizium (Si), Kalzium (Ca) und Eisen (Fe). Das Bitumen wiederum enthält einige Tausend von hochmolekularen organischen Komponenten, von denen die meisten Aliphate und aromatische Hydrocarbonate sind.
- Fahrbahnbeläge weisen häufig auch diverse Farbanstriche in Form von Markierungen auf. Die Zusammensetzung der Farben legt nahe, dass PM von dieser Quelle Pb und Titan (Ti) enthalten kann.

FULLOVÁ & DURČANSKÁ (2016) führten Abriebuntersuchungen von Asphaltfahrbahnoberflächen durch. Die Partikelmessungen wurden unter Laborbedingungen durchgeführt. Die verwendeten Asphaltmischungsproben waren Platten der Größe

320 mm x 260 mm und Dicken von 40 mm. Die Untersuchungen erfolgten in einer Spurführungsmaschine (DYNA-TRACK), mit der normalerweise die Griffigkeit bewertet wird. Die Vorrichtung besteht aus einem Rad sowie einer Fahrbahnprobe, die auf einem beweglichen Tisch gehalten wird (siehe Bild 2-2). Die Messungen gingen über 12 Stunden.

Folgende Proben wurden untersucht:

1. AC 11 O 50/70, II, D-5
 - aggregate: quarry Tunesice (siliceous limestone),
 - asphalt: CA 50/70.
2. AC 11 O 50/70, II, R-9
 - aggregate: quarry Biely Potok (dolomite),
 - asphalt: CA 50/70.
3. AC 11 O PMB 45/80 – 75, I, R-8
 - aggregate: quarry Maluzina (melaphyre), quarry Biely Potok (dolomite),
 - asphalt: PMB 45/80-75.
4. AC 11 O 50/70, II, K-4
 - aggregate: quarry Biely Potok (dolomite), quarry Badin (andesite),
 - asphalt: CA 50/70.

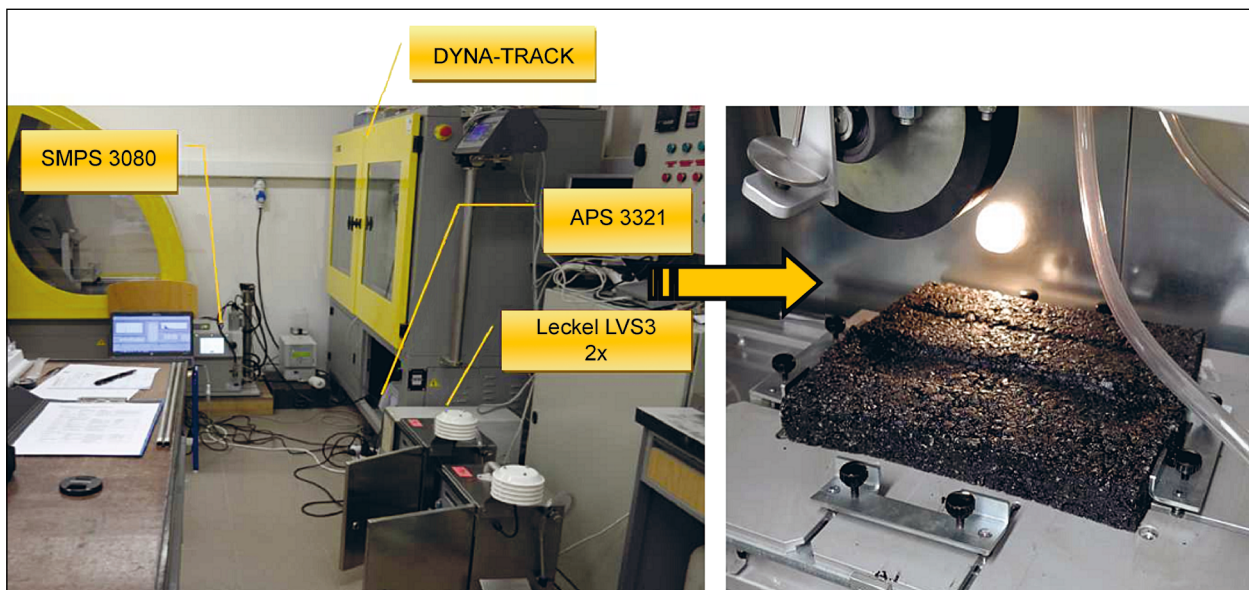


Bild 2-2: Bilder der genutzten Versuchsanordnung des DYNA-Track (links) sowie einer Probe (rechts) (Quelle: FULLOVÁ & DURČANSKÁ (2016))

5. AC 11 O 50/70, II, S–9

- aggregate: quarry Solosnica (melaphyre), quarry Trstin (dolomite),
- asphalt: CA 50/70.

6. SMA 11 PMB 45/80 – 75, S–4

- aggregate: quarry Solosnica (melaphyre), quarry Trstin (dolomite),
- asphalt: PMB 45/80-75.

Die Partikelkonzentrationen wurden mit Partikelspektrometer (SMPS und APS) sowie mit Low Volume Sampler (Leckel) gemessen.

Die Filter wurden auch mittels Massenspektrometrie auf Inhaltsstoffe untersucht. Die Ergebnisse dieser Analysen sind in Bild 2-3 dargestellt.

Den höchsten Anteil an den gemessenen Fahrbahnabrieben stellen die Elemente Kalzium (Ca), Schwefel (S) und Chlor (Cl) dar. Den höchsten Ca-Anteil hatten dabei die Abriebe aus der Probe D-5. Diese Probe enthält kieselhaltigen Kalkstein. Auch Schwefel ist in dieser Probe am stärksten aufgetreten. Den höchsten Cl-Anteil hatten die Abriebe aus der Probe S-4 (Melaphyr und Dolomit).

Die niedrigsten Anteile der untersuchten Elemente wurden für Vanadium, Chrom, Mangan und Phosphor festgestellt.

Eine weitere Systematik und Vertiefung mit Schwerpunkt auf die Straßenabriebe wird in den folgenden Kapiteln gegeben.

2.2.5 Fahrbahnbeläge und deren Relevanz für die Abriebemissionen – Allgemeine Aussagen

Befestigte Straßenoberflächen werden aus Mischungen hergestellt, die genau definierte Prozesse durchlaufen. Ihre Zusammensetzung muss sich daher von der Zusammensetzung von natürlichen Bestandteilen wie Erde oder Sand unterscheiden.

Fahrbahnen können nach ihrer Konstruktion, Verformbarkeit, Tragfähigkeit und Materialeigenschaften klassifiziert werden (PENKALA et al., 2018).

Die Fahrbahnoberfläche kann aus den in Kapitel 2.2.1 genannten Deckschichten bestehen. Auf diesen Straßenbelägen fahren Fahrzeuge (Personenkraftwagen, Lkw etc.) i. A. mit hohen Geschwindigkeiten. Die Größe der Partikel während der Aufwirbelung oder durch die Abriebe kann damit in einem weiten Bereich liegen. Ihre Zusammensetzung wird durch die Struktur und Zusammensetzung des Belages bestimmt. Die ursprüngliche Mischung des Materials kann aber auch je nach Ort (Alter der Straße, Verschleiß, Grad der Verschmutzung etc.) variieren.

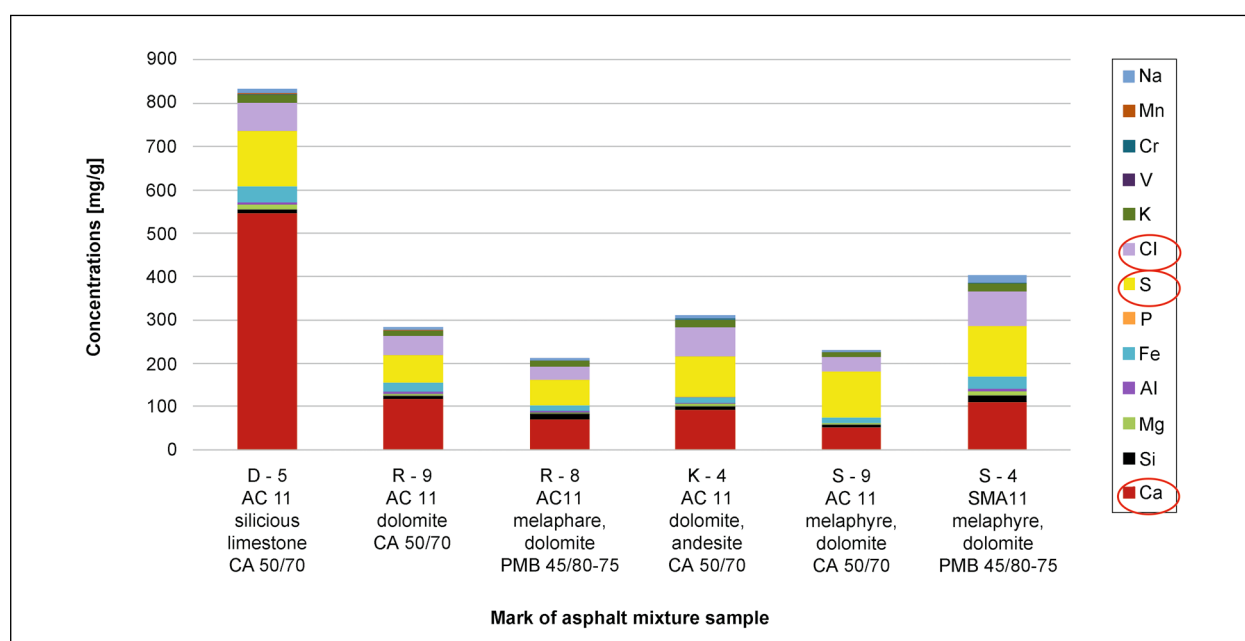


Bild 2-3: Mittlere Massenkonzentrationen der untersuchten chemischen Elemente in der PM2.5-Fraktion (Quelle: FULLOVÁ & DURČANSKÁ (2016))

Die meisten befestigten Straßen bestehen aus einer Mischung aus groben und feinen Gesteinskörnungen, Bindemitteln wie Bitumen oder Zement und Zusätzen. Die Wahl und Verhältnisse der Inhaltsstoffe bestimmen die Verwendung des Belages.

So z. B. bestehen Asphaltdecken zu 95 Masseprozent aus Gestein und durchschnittlich 5 Masseprozent aus Bitumen. Das Bitumen enthält viele tausend hochmolekulare organische Stoffe (ca. 500 – 50.000), von denen die meisten aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe sind. Infolge der steigenden Anforderungen an die Festigkeitsparameter von Straßenbelägen sowie im Anstieg der Verkehrsleistung und der Tatsache, dass sich Wetterbedingungen regional unterscheiden, werden verschiedene Arten von Zusätzen oder Additiven in die Bitumenmasse oder den Asphalt eingemischt. Dies zielt darauf ab, sowohl die Eigenschaften der Straßenoberfläche als auch die Bindung zwischen dem Bindemittel und den mineralischen Bestandteilen zu verbessern.

Betondecken bestehen aus mineralischen Zuschlagstoffen, Sand und Zement. Die Literatur liefert nur wenige Informationen über die chemische Zusammensetzung von Betonen, die zur Herstellung von Straßen verwendet werden sowie auf den von solchen Oberflächen emittierten Staub. Dies hängt mit der Tatsache zusammen, dass es viele Möglichkeiten gibt, die Zusammensetzung und den Anteil der für die Herstellung einer Betonmischung verwendeten Materialien zu variieren. Infolgedessen gibt es keine universelle Molekularformel für die Betonmischung und damit für Partikel, die durch Abrieb solcher Straßenoberflächen emittiert werden.

Bei der Herstellung von Betondecken wirken sich viele verschiedene Zusätze auf die Festigkeit des Materials aus, wenn sie in die Mischung eingebracht werden. Aufgrund der Tatsache, dass Betondecken für eine lange Lebenszeit ausgelegt sind, sind häufig alte Betonfahrbahnen erheblich beschädigt, da sie nicht immer angepasst an im Lebenszyklus steigenden Verkehr und steigende Fahrzeuglasten sind. Dies kann zu Emissionen von Feinstaub in die Atmosphäre führen, die nicht nur von den durch die Bewegung des Fahrzeugs freigesetzten Grundflächenkomponenten herrühren, sondern auch von Materialien für die vorübergehende Reparatur von diesen Oberflächen.

2.2.6 Road simulator Tests und WEAREM-Projekt

Mehrere komplexe Untersuchungen zum Abriebverhalten von Fahrbahnen wurden am VTI road simulator in Stockholm durchgeführt. Ältere Arbeiten wurden von JACOBSON 1995 und 1997 veröffentlicht. Später kamen Untersuchungen von GUSTAFSSON et al. (z. B. 2009, 2010, 2011) hinzu. Die Erfahrungen und Vorarbeiten flossen in das WEAREM (Wear particles from road traffic) Projekt ein. Im Juni 2010 veröffentlichten SJÖDIN et al. (2010) Teilergebnisse, welche eine umfassende Untersuchung der Abriebemissionen ebenfalls am VTI road simulator, im Freiland und Modellstudien beinhaltete. Die Ziele dieses Projektes waren:

- Die chemischen und physikalischen Zusammensetzung der durch Fahrzeuge erzeugten Partikel durch Freiluftmessungen und Messungen am road simulator zu bestimmen,
- Einflussgrößen zu quantifizieren,
- den Kfz-Beitrag an der städtischen Luftbelastung zu bestimmen sowie deren Aufteilung in die verschiedenen Abriebarten und
- eine wissenschaftliche Basis für kosteneffektive Maßnahmen zur Minderung der Partikelbelastung in der Luft vorzuschlagen.

Auch RÄISÄNEN et al. (2003) sowie HORVLI & VAERNES (2006) benutzten solche Prüfstände, um Effekte der Fahrbahnoberflächen auf die Partikelemissionen zu systematisieren.

Nachfolgend werden zunächst wichtige Ergebnisse des WEAREM-Projektes von SJÖDIN et al. (2010) vorgestellt, da es auf den Erfahrungen o. g. vorangegangener Untersuchungen von JACOBSON sowie GUSTAFSSON aufbaute. Dabei werden nicht alle Ergebnisse zu Spikereifen diskutiert, auch wenn sie häufig Schwerpunkt in o. g. Arbeiten waren, da diese für die hier vorliegende Arbeit mit Bezug auf die in Deutschland und Mitteleuropa verbotenen bzw. nicht eingesetzten Spikereifen nicht relevant sind.

Die Labormessungen im WAEREM-Projekt wurden am VTI road simulator in Stockholm (eine Halle mit den Abmessungen $10 \times 8 \times 5 \text{ m}^3 = 400 \text{ m}^3$) durchgeführt. Der Straßensimulator besteht aus vier Rädern, die entlang einer Kreisbahn mit einem Durchmesser von 5.3 m laufen, vgl. Bild 2-4. Gleichstrom-



Bild 2-4: Foto vom VTI road simulator (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))

motoren treiben jedes Rad an. Die Geschwindigkeit kann variiert werden.

Es kann auch jede Art von Fahrbahnoberfläche aufgebracht und jeder Reifentyp auf die Achsen montiert werden. Während der Messungen wird die Halle nicht aktiv belüftet. Ein internes Luftkühlssystem kann dazu genutzt werden, die Luft der Halle zu kühlen und auch Temperaturen unter Null Grad zu erzeugen. Die Halle ist auch mit einem großen Filterlüfter ausgestattet, der zum Erzeugen von Luft mit Außenbedingungen, also natürlichere Probebedingungen, benutzt werden kann.

Untersucht wurde folgende Fahrbahnoberfläche mit folgenden Reifen:

Verwendeter Belag:

- Splittmastixasphalt (SMA) mit einer maximalen Korngröße von 16 mm. Das Gestein war Quarzit aus Dalbo in Westschweden.

Ergebnisse zu diesem Belag wurden mit Ergebnissen einer ähnlichen Messkampagne von GUSTAFSSON et al. (2008) verglichen, wo folgende Beläge untersucht wurden:

- Splittmastixasphalt (SMA) mit einer maximalen Korngröße von 11 mm. Das Gestein war Quarzit aus Kärr sowie
- Asphaltbeton mit Granit aus Skärlunda mit einer maximalen Korngröße von 16 mm.

Es wurden drei Reifentypen benutzt:

- Sommerreifen (Nokian NRHi Ecosport),
- Winterreifen (Nokian Hakkapeliitta RSi) und
- Winterreifen mit Spikes (Nokian Hakkapeliitta 4).

Untersucht wurden für die Sommer- und Winterreifen folgende Prozeduren:

Winterreifen ohne Spikes:

- Reifen und Fahrbahn werden auf unter Null gekühlt.
- Die Kühlung wird auch während der Messung aufrechterhalten.
- Die Messung wird auf trockener Fahrbahn ausgeführt.
- Achslast: 450 kg,
- Radluftdruck: 2.5 bar,
- Testroutine:
 1. 50 km/h für 1 h mit exzentrischer Bewegung,
 2. 70 km/h für 1 h mit exzentrischer Bewegung,
 3. Die Temperatur des Belags darf während der Routine 0 °C nicht überschreiten.

Sommerreifen:

- Der Belag wird auf Raumtemperatur gehalten.
- Die Messung wird auf trockener Fahrbahn ausgeführt.
- Achslast: 450 kg,
- Radluftdruck: 2.5 bar,
- Testroutine: 60 km/h für 2 Stunden mit exzentrischer Bewegung.

Weiterhin wurden jeweils auch die Standardroutinen durchgeführt:

- 30 km/h für 1.5 h,
- 50 km/h für 1.5 h mit exzentrischer Bewegung,
- 70 km/h für 2 h mit exzentrischer Bewegung.

Gemessen wurden:

- Lasergestützt die Tiefe der Spurbildungen auf dem Belag (laser profilometer),
- Partikelmassenkonzentrationen (TEOM und DustTrak),
- Partikelgrößenverteilung (APS und SMPS) und
- die chemische Zusammensetzung der Partikel (SDI, SFU und Particle Induced X-ray Emission (PIXE)).

Folgende wesentliche Ergebnisse wurden gefunden:

Die Abriebe (TRW) mit Spikereifen lieferten auf diesen untersuchten Belag etwa zwei Größenordnung höhere PM₁₀-Massenkonzentrationen als die mit Sommerreifen (Bild 2-5). Die Benutzung von Winterreifen lieferte einen etwa zehnfach höheren Beitrag als die von Sommerreifen.

Das Bild 2-6 zeigt Partikelanzahl- und Partikelmassenverteilung für die untersuchten Reifen und Geschwindigkeiten.

Der größte Masseanteil liegt im coarse mode (2.5 bis 10 μm). Für die Winterreifen liegt der Masse-

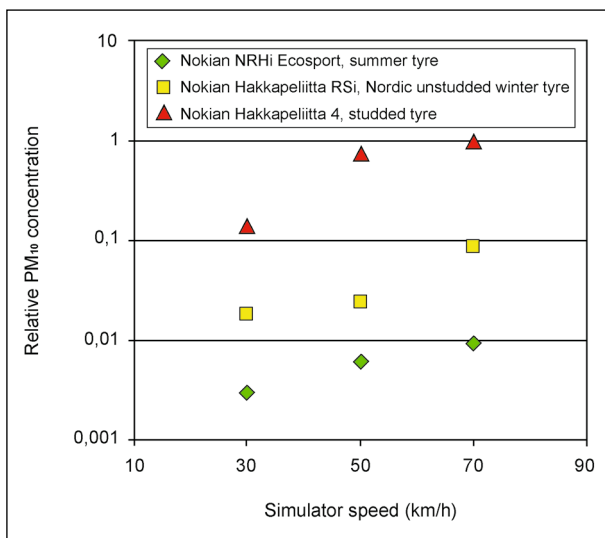


Bild 2-5: Relative PM₁₀-Massenkonzentrationen in Abhängigkeit vom Reifentyp und Simulatorgeschwindigkeit (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))

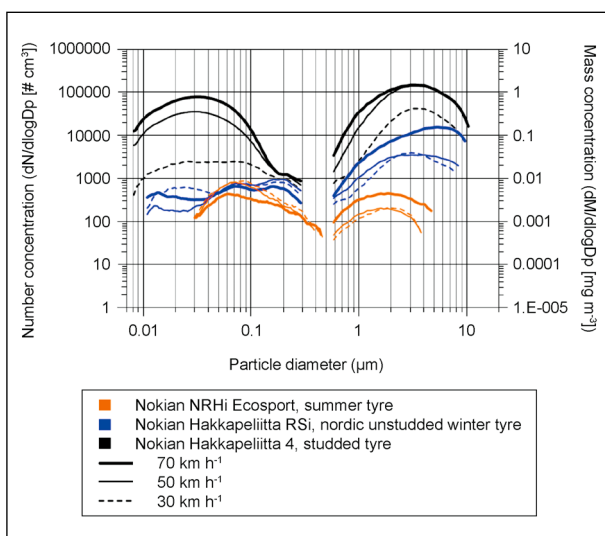


Bild 2-6: Partikelanzahlverteilung (links) und -massenverteilung (rechts) in Abhängigkeit vom Reifentyp und Fahrgeschwindigkeit (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))

peak für 70 km/h bei 5 bis 6 μm und verschiebt sich bei niedrigeren Geschwindigkeiten zu 2 bis 3 μm .

Die Partikelmassenverteilungen der Sommerreifen lieferten niedrigere Konzentrationen bei kleineren Partikelgrößen mit einem Maximum bei etwa 2 μm (unabhängig von der Geschwindigkeit).

Die Partikelanzahlverteilungen sind für die Winter- und Sommerreifen unbeeinflusst von der Geschwindigkeit bzw. nehmen mit zunehmender Geschwindigkeit ab. Nach Ansicht der Autoren weist das darauf hin, dass die Emissionsquelle (n) nicht die Wechselwirkung zwischen Reifen und Fahrbahn sind sondern eher bereits Aerosole aus der Hintergrundluft dominieren.

Das Bild 2-7 zeigt Elementverteilungen verschiedener Größenfraktionen am road simulator. Es zeigt sich, dass die coarse fraction dominiert wird durch Silizium (Si), Kalzium (Ca) und Eisen (Fe). Silizium macht dabei bei den Winterreifen einen Masseanteil von ca. 80 % aus. Dieser entsteht maßgeblich aus der Körnung (Quarzit), aber der relativ große Anteil von anderen mineralischen Elementen deutet darauf hin, dass auch die Füllstoffe wesentlich zur PM₁₀-Emission beitragen.

In der Partikelfraktion kleiner 0,25 μm haben andere Elemente, hauptsächlich Schwefel (S) und Chlor (Cl), einen zunehmenden Anteil. S tritt sowohl in Reifen als auch in Bitumen auf, während die Quelle von Cl unklar bleibt.

Die Partikelzusammensetzung von Sommerreifen unterscheidet sich von der von Winterreifen. Si ist dabei weitaus weniger dominant. Die Konzentrationen sind mehrere Ordnungen niedriger, die relativen Verteilungen zeigen bei Sommerreifen signifikant mehr Fe und Zn. S und Cl treten auch in den größeren Fraktionen auf. Zn ist normalerweise ein guter Indikator für Reifenabrieb.

Wie erwähnt wurden auch Vergleiche zwischen unterschiedlichen Fahrbahnmaterialien durchgeführt. Die Messergebnisse während einer Messstunde bei 70 km/h mit den drei verschiedenen Belägen unter Nutzung von Spikereifen zeigten (verkürzt zusammengefasst) folgendes:

- Der Granitbelag erzeugte PM₁₀-Konzentrationen, die im Vergleich zum Quarzit um fast 70 % höher sind.
- Die Oberflächen mit ähnlichem (aber aus unterschiedlichen Steinbrüchen stammendem) Stein-

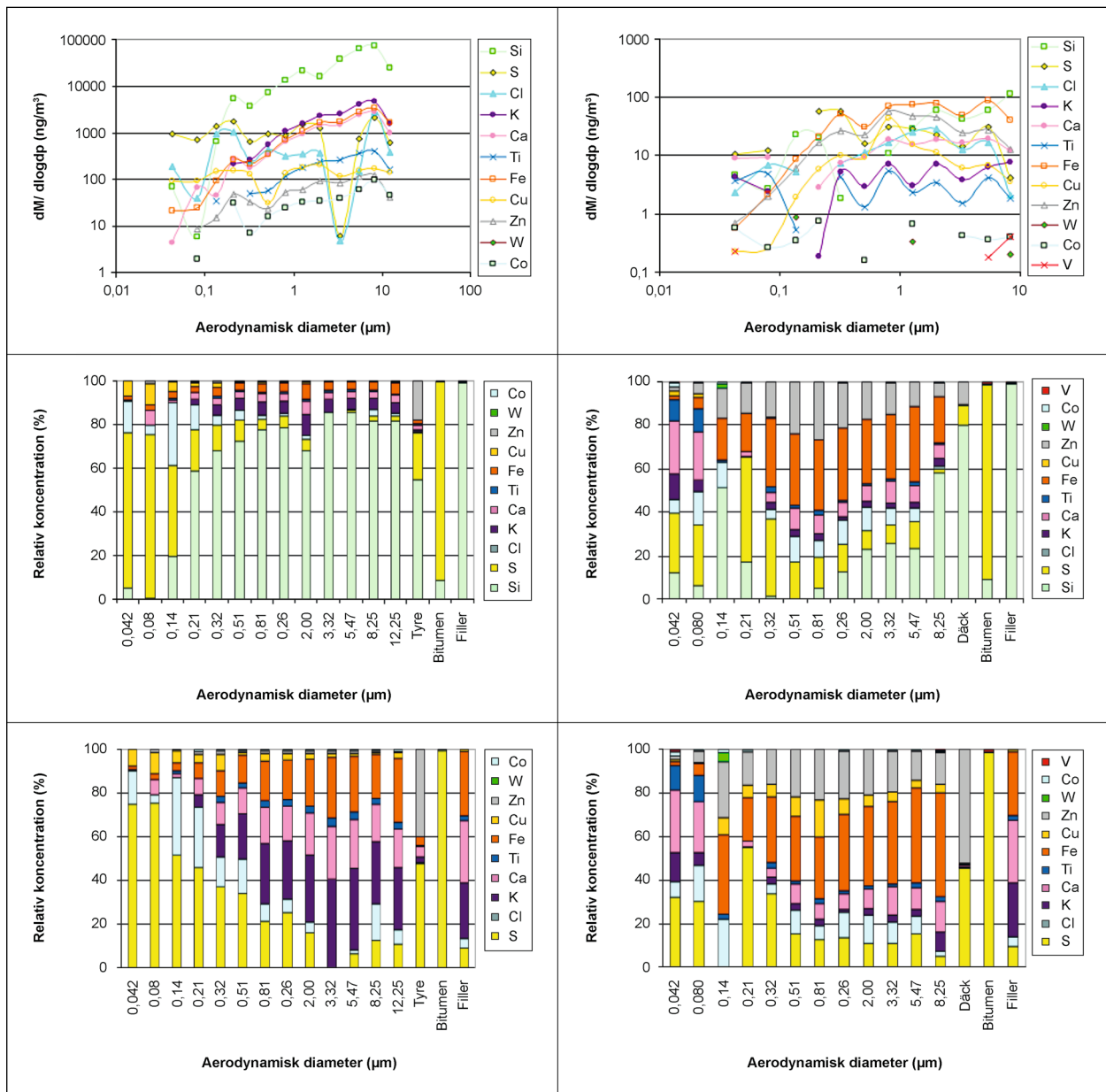


Bild 2-7: Elementverteilung verschiedener Größenfraktionen am road simulator (Links = Winterreifen, rechts = Sommerreifen. Oben: Massenkonzentration, Mitte: relative Massenkonzentration inklusive Silizium, Unten: relative Massenkonzentration ohne Silizium. Erläuterung siehe Text. Quelle: SJÖDIN et al. (2010))

material (Quarzit), jedoch mit unterschiedlicher maximaler Korngröße (11 bzw. 16 mm), weisen ebenfalls große Unterschiede in den resultierenden PM₁₀-Konzentrationen auf.

- Der Gesamtabrieb einer Fahrbahn nimmt normalerweise mit zunehmender Korngröße ab (JACOBSON & HORNVALL, 1999). Das Experiment zeigt aber, dass die Eigenschaften der verschiedenen Materialien wichtiger erscheinen als die Korngröße, da der Belag mit der kleineren Korngröße (Quarzit < 11 mm) zu weniger PM-Emission führt als der gröbere Belag (Quarzit

< 16 mm). (Anmerkung: Zumindestens für die untersuchten Spikereifen)

Diese Ergebnisse deuten nach Ansicht der Autoren darauf hin, dass durch die richtige Auswahl des Fahrbahnmaterials und des Maximums der Korngröße der Fahrbahnabrieb durch Spikereifen minimiert werden kann. Ob dies auch für Sommer und Winterreifen gilt wird dort nicht ausgeführt. Diese Ergebnisse stimmen mit denen einer Studie von RÄISÄNEN et al. (2003) überein, welche die Verschleißfestigkeit verschiedener Materialien beschreibt und angibt, dass Vulkangestein am wider-

standsfähigsten ist, während Granit am wenigsten verschleißfest ist.

Interessante Ergebnisse lieferten auch die Untersuchungen der Abhängigkeit der PM₁₀-Konzentrationen von Fahrbahn- und Reifentemperatur sowie Feuchtigkeit. Dabei wurde festgestellt, dass die PM₁₀-Konzentrationen mit Erhöhung der Reifentemperatur für alle Geschwindigkeiten sowohl für Spikereifen als auch für Winterreifen abnimmt (siehe Bild 2-8). Im Gegensatz dazu steigt bei Sommerreifen die PM₁₀-Konzentration mit zunehmender Reifentemperatur für alle Geschwindigkeiten an. Die Reifentemperatur hängt natürlich sowohl mit der Fahrbahn- als auch mit der Raumtemperatur zusammen.

Die Winterreifen zeigen eine negative Korrelation zwischen gemessener PM₁₀-Konzentration und spezifischer Luftfeuchtigkeit. Bei geringerem Feuchtigkeitsgehalt wurden höhere PM₁₀-Konzentrationen festgestellt (hier nicht dargestellt). Auch bei Sommerreifen nimmt die PM₁₀-Konzentration mit zunehmender spezifischer Luftfeuchtigkeit ab.

Die Abhängigkeit der PM₁₀-Konzentration von der Reifentemperatur ist für Sommerreifen anders herum als für die Winterreifen.

Im Rahmen des WEAREM-Projektes wurden auch sehr umfangreiche statistische Analysen und Modellierungen der Partikelmissionen an der Straße Hornsgatan in Stockholm durchgeführt. Hornsgatan

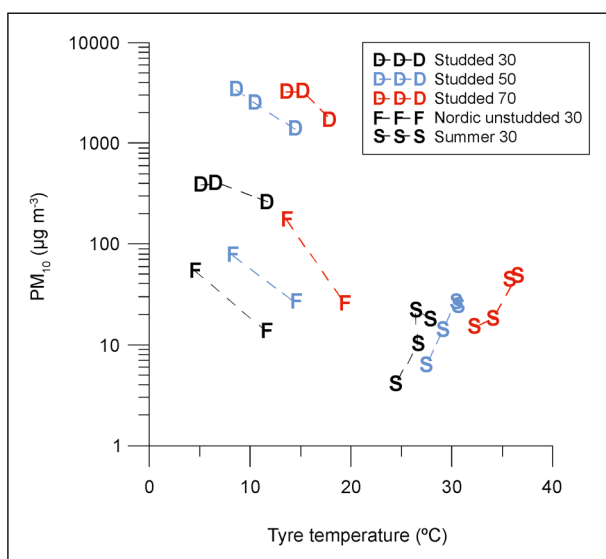


Bild 2-8: Abhängigkeit zwischen gemessener PM₁₀-Konzentration und Reifentemperatur für verschiedene Reifen und Geschwindigkeiten (D = Spikereifen, F = Winterreifen, S = Sommerreifen; schwarz = 30 km/h, blau = 50 km/h, rot = 70 km/h. Quelle: SJÖDIN et al. (2010))

ist eine 24 m breite, vierspurige Straße, die zu beiden Seiten von 24 m hohen Gebäuden umgeben ist. Die Verkehrsstärke beträgt rund 35.000 Fahrzeuge pro Tag, mit einem Schwerverkehranteil von 5 %, meist Busse, die fast ausschließlich mit Ethanol betrieben werden. Der Leichtverkehr wird durchschnittlich zu 5 % mit Diesel betrieben. Die Diesel-Pkw sind hauptsächlich Taxis.

Der Verkehrsfluss wird durch eine LSA signalisierte Kreuzung am östlichen Ende bestimmt. Die Autos, die von der LSA nach Westen fahren, passieren die Messstelle unter Beschleunigung und müssen auch einen Anstieg von 2,3 % bewältigen. Dagegen läuft der Verkehr in östlicher Richtung bergab in Richtung LSA, typischerweise in einer Bremsphase. Aus den Analysen dieser Messungen wurden von den Autoren die in Bild 2-9 aufgeführten Emissionsfaktoren abgeleitet. Es zeigt sich, dass ca. 73 % der PM₁₀-Emissionen dem Straßenabrieb zugesprochen werden. Es sei dabei aber darauf hingewiesen, dass hier die Straßenabriebemissionen stark vom Einsatz der Spikereifen in den Wintermonaten geprägt sein sollten.

Emission factor	Total emission factor	Exhaust	Brake wear	Tyre wear	Asphalt wear
PM ₁₀	310.5	39.3	7.4	2.2	226.9
Ag	0.38	0.0	0.0	0.1	0.0
Al	18094	0.0	0.0	154.8	17439
As	2.01	0.0	0.0	0.7	0.0
Ba	231.6	27.0	129.0	4.2	65.8
Bi	3.66	0.9	1.8	0.7	0.0
Ca	7240	0.0	3859	6.6	2701
Cd	0.06	0.0	0.0	0.0	0.0
Co	8.46	1.1	0.3	0.1	6.5
Cr	41.73	0.0	22.8	4.5	11.1
Cu	454.7	54.7	394.9	0.0	0.0
Fe	17309	1658	9478	247.0	5465
K	7163	5754	0.0	0.0	0.0
Li	7.17	0.0	0.4	0.0	6.2
Mg	4060	0.0	0.0	402.6	3194
Mn	188.4	0.0	172.1	0.3	0.0
Mo	24.76	6.0	14.0	3.4	0.0
Na	7291	3879	0.0	0.0	1224
Ni	15.61	1.7	0.0	5.6	0.0
Pb	22.27	3.6	0.0	6.7	0.0
Rb	33.58	2.2	0.0	0.3	29.0
Sb	64.73	11.7	51.8	0.0	0.0
Si	140059	0.0	9578	1174	125226
Sr	39.72	3.4	0.0	2.2	31.0
Th	4.30	0.0	0.0	0.2	3.9
Ti	1063	353.3	0.0	1.5	678.1
Tl	0.10	0.0	0.0	0.0	0.0
U	1.03	0.0	0.1	0.0	0.9
V	32.26	0.0	0.0	8.5	0.0
Zn	276.2	32.1	45.9	68.7	58.1

Bild 2-9: Mittels NO_x-Tracermethode berechnete mittlere Emissionsfaktoren für die Quellbeiträge am Hornsgatan (April 2006 bis Mai 2007). Die Einheit ist µg/km mit Ausnahme von PM₁₀ (dort mg/km). (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))

Abschließend formulierten die Autoren u. a. folgende Schlussfolgerungen aus ihren umfassenden Untersuchungen:

- Die PM10-Emissionen für Spikereifen im Straßensimulator sind rund 100-mal höher als für Sommerreifen und 10-mal höher als für Winterreifen.
- Die Verwendung von Spikereifen im Straßensimulator zeigt ultrafeine Partikel. Andere Reifentypen nicht.
- Die PM10-Emissionen steigen bei allen drei Reifentypen mit der Geschwindigkeit an.
- Die PM10-Emissionen nehmen mit steigender Reifentemperatur und spezifischer Luftfeuchtigkeit bei Spikereifen und Winterreifen ab, bei Sommerreifen jedoch mit steigender Temperatur zu.
- Der coarse mode von PM10 wird bei Verwendung von Winterreifen von Mineralpartikeln aus der Fahrbahn dominiert, hauptsächlich Si, aber auch Ca, K und Fe. Für Sommerreifen ist der relative Beitrag von Fe und Zn etwa gleich.
- In den kleinsten PM10-Größenfraktionen nimmt die relative Konzentration von S zu, welche ihren Ursprung in Reifen und/oder im Bitumen haben.
- Für Sommer- und Winterreifen kann Zn in den meisten Partikelgrößenklassen den Reifenabrieb zugeordnet werden.

2.2.7 Review zu „Non exhaust Emission“

In dem gleichnamigen Buch stellten AMATO & GUSTAFSSON (2018) den aktuellen Stand des Wissens bzgl. der nicht motorbedingten Emissionen dar.

Kapitel 8 dieses Buches befasst sich mit den Straßenabriebemissionen. Die Autoren verwiesen in ihrem Vorwort auf die besondere Situation in Ländern mit der Benutzung von Spikereifen. Sie weisen auch darauf hin, dass in Ländern, in denen Reifen ohne Spikes verwendet werden, der Fokus ein anderer ist. Dort hat die Verschleißfestigkeit von Fahrbahnen bzgl. der Abriebe eine geringere Priorität als in den nordischen Ländern. Das bedeutet, dass abriebschwächere Gesteine sowie weniger verschleißfeste Oberflächen verwendet werden. Deshalb könnte der Fahrbahnabriebanteil durch Reifen ohne Spikes dort höher sein und zu einem relevanten Anteil zu den Partikelemissionen beitragen.

Sie unterstrichen auch, dass die Unterscheidung von direkt emittierten Straßenabrieb und wiederaufgewirbelten Straßenstaub eine sehr schwierige Aufgabe ist, weil es keinen eindeutigen Tracer zur Unterscheidung gibt und beides durch die Interaktion zwischen Straße und Reifen emittiert wird. Deswegen wird oft der Straßenabrieb zusammen mit dem Straßenstaub als Straßenabrieb und Wiederaufwirbelung zusammengefasst. Unterscheidungen können hier meist nur durch die Analyse der organischen Verbindungen aus dem eingesetzten Bitumen bringen.

Bei Systematisierungen für den Einsatz von nicht mit Spike besetzten Reifen verwiesen sie auf Untersuchungen im Hatfield-Tunnel in England (LOWRENCE et al., 2013). Dort wurden auf Basis von Inhaltsstoffanalysen und statistischer Analysen abgeleitet, dass ca. 11 % der PM10-Konzentration dem Straßenabrieb zugeordnet werden konnten (Bild 2-10). LAWRENCE et al. (2016) bestimmten daraus einen PM10-Straßenabriebemissionsfaktor von 3.9 bis 4.5 mg/km.

Eine wichtige Rolle beim Verständnis der Quellbeiträge nehmen auch Untersuchungen des auf Fahr-

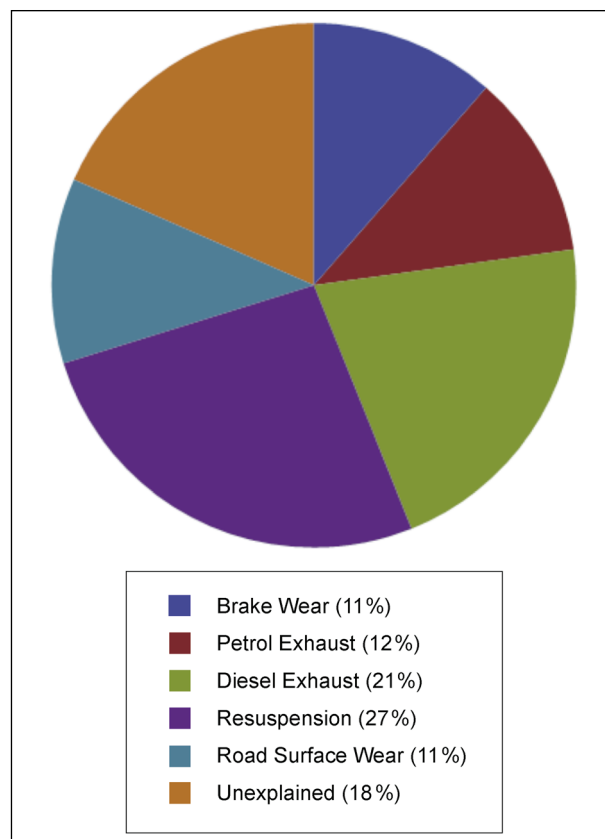


Bild 2-10: Quellzuordnung der PM10-Konzentrationen im Hatfield-Tunnel (entnommen aus AMATO & GUSTAFSSON (2018))

bahnen liegenden Straßenstaubes ein. Beispielhaft wird in der Bild 2-11 eine Auswertung von PM10-Straßenstäuben aus Untersuchungen in Spanien gezeigt.

Im Mittel wurden ca. 20 % der PM10-Staubbelastung auf den Straßen dem Straßenabrieb zugeordnet. Die Variationen waren groß (0,3 bis 5,8 mg/m²), konnten dort aber auch 10 mg/m² erreichen, die an unbefestigte Straßen, Baustellen oder Fahrbahnoberflächen im schlechten Zustand angrenzen.

AMATO & GUSTAFSSON (2018) thematisierten und systematisierten auch Studien unter kontrollier-

ten Bedingungen. Unter anderem wurde auf die neueren Studien von GEHRIG et al. (2010) verwiesen. Dort wurden mittels eines mobilen Last Simulators die Emissionsprozesse von Straßenoberflächen untersucht (siehe Kapitel 2.2.8).

Sie verwiesen bzgl. Abriebemissionsfaktoren auf das Emission Inventory guidebook (EEA 2016, siehe auch Kapitel 2.2.9.1) und darauf, dass dort die Daten auf Auswertungen von KLIMONT et al. (2002) basieren. Die Autoren fassten deshalb neuere veröffentlichte PM10-Emissionsfaktoren für Fahrbahnrabriebe zusammen (Tabelle 2-1).

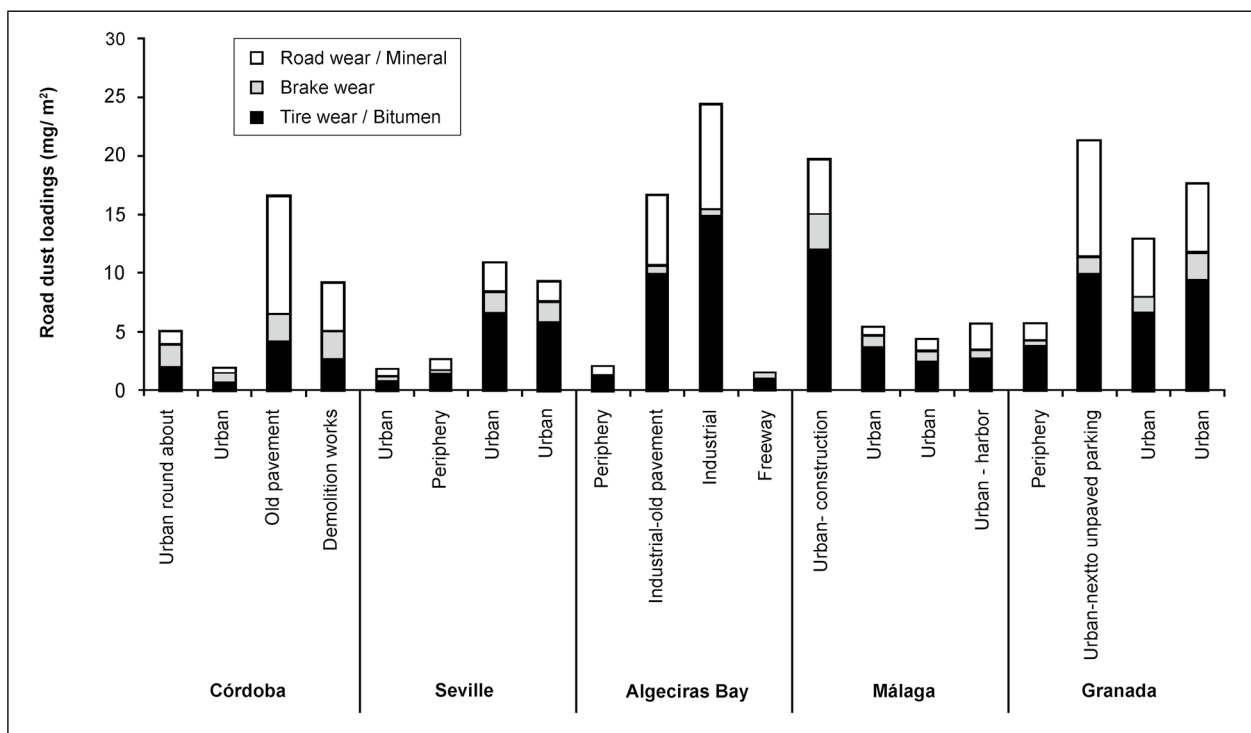


Bild 2-11: Absolute Anteile in mg/m² von Straßenstaubquellen an der PM10-Staubbelastung für unterschiedliche Straßen bzw. Gebieten in Spanien (entnommen aus AMATO & GUSTAFSSON (2018))

Source	Method	Vehicle Type	EF _{PM10} (mg/vkm)
NTZIACHRISTOS & BOULTER (2016) based on KLIMONT et al. (2002)	Compilation of previous data	LDV	7.5
		HDV	38
LUHANA et al. (2004)	PCA and MLR analysis	LDV	3.1
		HDV	29
GEHRIG et al. (2010)	Mobile load simulator	LDV	3 (new AC), 0–2 (new PA)
		HDV	7 (good AC), 80 (poor AC)
SJÖDIN et al. (2010) Nordic conditions with studded tire use	Hybrid model (COPREM)	Mean value for Hornsgatan (Stockholm)	226.9

AC: asphalt concrete; EF: emission factor; HDV: heavy-duty vehicles; LDV: light-duty vehicles; MLR: multiple linear regression; PA: porous asphalt; PCA: principal component analysis.

Tab. 2-1: PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren (ohne Spikereifen) nach 2002 aus AMATO & GUSTAFSSON (2018)

Sie verwiesen weiterhin darauf, dass es noch einen sehr großen Forschungsbedarf auf diesem Gebiet gibt. Die Verschleißfestigkeit von Gesteinen, die für die Fahrbahn verwendet werden, sowie der Fahrbahnaufbau variieren geografisch stark. Damit ist es wahrscheinlich, dass der Beitrag des PM₁₀-Straßenabriebes ebenfalls stark variiert. Auch wenn keine Spikereifen verwendet werden, verursacht eine Fahrbahnoberfläche mit Kalkstein wahrscheinlich höhere Abriebemissionen als ein porphyrbasierter SMA.

Abriebfeste Gesteine und Fahrbahnbeläge können nach Meinung der Autoren möglicherweise unwirtschaftlich sein, wenn Verformungen oder andere Verschleißprozesse der Straße von höherer Priorität sind. Aus Sicht der Luftqualität scheint der Beitrag des Straßenabriebes trotzdem wichtig zu sein. Deshalb wären weitere Daten zu Feinstaubemissionen aus dem Straßenabrieb sehr wertvoll.

Sie verweisen weiterhin darauf, dass es derzeit zwar standardisierte Methoden zur Prüfung der Verschleißfestigkeit von Gesteinsaggregaten und Pflasterproben gibt. Keine dieser Methoden ist aber angepasst, um Informationen zu PM-Emissionen zu liefern.

Es hat sich gezeigt, dass für einige getestete Gesteinsproben der Gesamtverschleiß mit der PM-Produktion zusammenhängt, aber Labortests weisen ebenfalls auf Ausnahmen hin. Vollständige Straßensimulatortests, wie sie in einigen Studien verwendet wurden, sind realitätsnah aber teuer und können nur Informationen über einen Fahrbahntyp zu einer Zeit geben. Ein einfacherer Test, basierend auf standardisierten Verschleißprüfungen oder einer völlig neuen Methode, könnten die Möglichkeit bieten, die PM-Emissionseigenschaften von Straßenbelagsproben zu scannen.

Solch eine neue Testmethode könnte dabei helfen zu verstehen, welche Bauarten und welche Straßenbeläge verwendet werden und welche Fahrbahn- und Gesteinseigenschaften für die PM-Emission am wichtigsten sind. Dies könnte die Auswahl von Fahrbahnen in Gebieten erleichtern, in denen der Fahrbahnabrieb eine wichtige PM-Quelle ist. Die Prall- und die Träger-Testmethoden könnten solch nützliche Methoden sein, wie von SNILSBERG (2008) gezeigt wurde. Sie müsste jedoch für den spezifischen Zweck der Partikelemission weiterentwickelt werden.

2.2.8 Abriebfestigkeiten

Verschiedene Untersuchungen (z. B. JACOBSON (1997), RÄISÄNEN et al. (2003), HORVLI & VÆRNES (2006), GUSTAFSSON et al. (2011)) zeigten auf, dass die Abriebeigenschaften der Fahrbahnen stark von den Abriebfestigkeiten der verwendeten Gesteine abhängig sind (siehe hierzu auch Kapitel 2.2.5 bis 2.2.7 sowie Kapitel 4.2). So fassten HORVLI & VÆRNES (2006) die Ergebnisse mehrerer umfangreicher norwegischer Untersuchungen in dem Bericht „Steinqualität und Spurbildung auf Straßenoberflächen“ zusammen. Dabei wurden Untersuchungen auf realen Fahrbahnen (Feldversuche), am VTI road simulator sowie im Labor (Gesteinstests) durchgeführt. Ziel der Feldversuche war es, die unterschiedlichen Gesteine und deren Körnung sowie die Reifenarten auf die Spurbildung und die Reibung auf Fahrbahnen zu untersuchen. Ein Ausgangspunkt der Fragestellungen bezog sich auf die These, dass mit zunehmendem Anteil von Winterreifen ohne Spikes die Poliereigenschaften von Straßenreifen immer wichtiger werden. Deswegen sollte auch der Zusammenhang zwischen Reibung und Polierwert (PSV) betrachtet werden. Die durchgeführten Feldversuche ermöglichten es dabei, die Abhängigkeiten unter realen baulichen und klimatischen Bedingungen zu untersuchen. Die Versuchsstrecken wurden im Herbst 2001 angelegt und bis 2005 betrieben. Sie befanden sich auf folgenden Straßen:

- Rv 80 Fauske, Nordland (Kennung = N),
- E6 Klett, Sør-Trøndelag (Kennung = ST),
- RV 20 und RV 206 in Hedmark (Kennung = H),
- E18 Nord, Vestfold (Kennung = V).

Die Gesteinsdaten auf diesen Strecken und im Simulator (VTI) sind in Tabelle 2-2 zusammengefasst.

Die Autoren fassten die Ergebnisse der Untersuchungen wie folgt zusammen (Auswahl):

Anforderungen an die Steinqualität

- Der NBM-Test ergibt eine gute Bewertung der Steinmaterialien hinsichtlich der Beständigkeit gegen Spikereifen.
- Das Ergebnis des Fahrbahnabriebes im Feldversuch stimmt gut mit den Simulationen im VTI überein.

Bergart	Steinbrudd	LA Feltforsøk	LA VTI	Mv Feltforsøk	Mv VTI	PSV	Fylke ¹⁾ Feltforsøk	VTI ²⁾	Bergartsstyrke
Mylonitt (1)	Ottersbo	11		5.5		48	N		Svært sterk
Mylonitt (2)	Tau		10.6		6.8			X	Svært sterk
Gabbro (1)	Veset	25		10.9		49	N		Sterk
Porfyr (1)	Ålvdalen	13.4	12.3	5.1	3.5	47	ST	X	Svært sterk
Kvartsitt	Kråkmo	19.1		5.3			ST	X	Svært sterk
Gabbro (2)	Vassfjell	14.6	14.6	9.6	9.6	53	ST	X	Sterk
Jaspis	Hallsetåsen	12.3		3.0		51	ST		Svært sterk
Porfyr (2)	Hadeland	13.4-13.9	13.6	3.4/3.6	4.5	46	V/ST/H	X	Svært sterk
Gabbro (3)	Kjølaberget	17.7		12.6			H		Sterk
Sandstein (1)	Hanekleiva	13.4	12.0	7.1	6.1	50	V	X	Sterk
Hornfels	Lierskogen	15.4	11.1	9.5	6.5	45	V	X	Sterk
Larvikitt	Hedrum	32.5	36.1	17.1	15.5	47	V	X	Svært sterk
Sandstein (2)	Bremanger		16.9		20.4			X	Svært sterk

N: Nordland; ST: Sør-trøndelag; H: Hedmark; V: Vestfold
²⁾ VTI: VTIs ringbane i Linköping, Sverige
 Feltforsøk: Feldversuch; Mv: Nordic Ball Mill (NBM); Bergartsstyrke: Gesteinsstärke

Tab. 2-2: Gesteinsdaten für Feld- und Ringversuche bei HORVLI & VÆRNES (2006)

Anforderungen an die Zusammensetzung des Asphaltmischgutes

- Mit der Auswahl fester Gesteinsarten besteht ein großes Potenzial für eine lange Lebensdauer der Fahrbahnoberflächen.
- Die Ergebnisse zeigen, dass bei Spikereifen der Abrieb stark vom Anteil der Korngrößen größer 4 mm abhängt.
- Die Ergebnisse zeigen auch deutliche Anzeichen einer Verringerung der größten Korngrößen mit fortlaufender Benutzung. Daraus schlussfolgern die Autoren, dass die Mörtelphase für den Fahrbahnabrieb an Bedeutung gewinnt. Es sollte daher überlegt werden, ob für Gesteinskörnungen mit einem Durchmesser von weniger als 4 mm die gleichen Qualitätsanforderungen festzulegen sind wie für Material mit einem größeren Durchmesser als 4 mm.
- Neben dem Abrieb durch Spikereifen wurde auch im Sommer eine erhebliche Spurentwicklung auf den Versuchsstrecken in Sør-Trøndelag beobachtet. Auf der Strecke in Vestfold mit polymodifiziertem Bindemittel wurden keine vergleichbaren Spurbildungen festgestellt.

Reibung und Textur

- Die an den Teststrecken durchgeführten Reibungsmessungen zeigen, dass alle Asphaltfahrbahnrezepturen über Folgendes verfügen:
 - im Winter deutlich höhere Reibung als im Sommer durch das Aufrauen infolge der Spikereifen im Herbst und Polieren durch die Sommerreifen ab Frühjahr.
 - Unterschiedliche Steine haben ein unterschiedliches Polierpotenzial.
- Es wurde keine Korrelation zwischen der Makrotextur und der auf der Straße gemessenen Reibung gefunden. Es wurde auch keine Korrelation zwischen Makrotextur und PSV gefunden.
- Festes Gestein bietet eine bessere Makrotextur als schwache Gesteine.

Umfangreiche Untersuchungen zum Abriebverhalten von Fahrbahnen fasste SNILSBERG (2008) in ihrer Dissertation zusammen. Wesentliche Ergebnisse waren (Auswahl):

- Spikereifen produzieren bei einer Geschwindigkeit von 60 km/h 30- bis 40-mal mehr Gesamtstaub (TSP) im Vergleich zu Reifen ohne Spikes

auf einem SMA 8-Belag, der am VTI road simulator gemessen wurde.

- Der in der Luft befindliche Straßenstaub besteht unter Winterbedingungen zu fast 90 Gew. % aus Mineralien und ungefähr 50 % der Partikel haben eine Größe kleiner als 25 µm (D50).
- Spikereifen erzeugen Partikel mit einer feineren Größenverteilung als Reifen ohne Spikes.
- Der Hauptanteil der Partikel kann als gerundete Teilchen mit einem durchschnittlichen Rundheitswert um 0.6 beschrieben werden.
- Neben dem Einsatz von Spikereifen sind weitere wesentliche Faktoren, die sich auf die Partikelerzeugung aus dem Abrieb der Fahrbahn auswirken, das Fahrverhalten, die Geschwindigkeit und die Art des in der Fahrbahn verwendeten Gesteinsmaterials.
- Die Testergebnisse zeigten, dass die unter Laborbedingungen gemessene PM10-Konzentration um 32-49 % verringert wurde, wenn die Fahrgeschwindigkeit von 70 auf 50 km/h reduziert wurde, bzw. um 52-83 % bei Reduzierung der Fahrgeschwindigkeit von 50 auf 30 km/h sowie um 76-89 % bei Reduzierung der Fahrgeschwindigkeit von 70 auf 30 km/h.
- Die Fahrgeschwindigkeit beeinflusst auch die Partikelgröße und die Partikelgrößenverteilung. Bei steigender Fahrgeschwindigkeit werden Partikel mit kleinerer Partikelgröße und unregelmäßigerer Form erzeugt.
- Das in der Fahrbahn verwendete Gesteinsmaterial wirkt sich ebenfalls auf die erzeugte Partikelmenge, die Zusammensetzung, die Partikelgrößenverteilung, die Form und die spezifische Oberfläche aus.
- Einige Mineralsorten gelten als schädlich für Gesundheit, zum Beispiel Quarz und Asbest, die als krebserzeugend eingestuft sind.
- Die Summe der Partikelmasse in der Luft (TSP) und PM10 können sehr unterschiedlich sein; eine hohe TSP-Konzentration führt nicht zwangsläufig zu einer hohen PM10-Konzentration und umgekehrt.

SNILSBERG (2008 und 2008b) untersuchte auch die Möglichkeit, den Fahrbahnabrieb im Labor mit anderen Methoden zu simulieren. Untersucht wur-

den dazu Proben aus Asphalt mithilfe der Träger- und der Prall-Methode, mit dem Nordic Ball Mill Test, mit dem Los Angeles Test und mit dem Micro-Deval-Test. Der Feinstaub wurde dann hinsichtlich der Zusammensetzung, Partikelform und Partikelgrößenverteilung analysiert. Entsprechend dieser Studie sind die Prall- sowie die Träger-Methode am Besten geeignet, um Feinstaub zu erzeugen, welches den vom VTI road simulator erzeugten Partikeln entspricht (60 km/h, SMA 11). Dies wird damit begründet, dass die Partikel mit diesen Methoden aus Asphaltmischungen erzeugt werden, während die Partikel aus LA-, NBM- und Micro-Deval-Test nur aus den Gesteinen produziert werden. Unter den Gestein-Testverfahren gibt die LA-Methode die beste Korrelation mit Partikelspektren des VTI road simulators.

GUSTAFSSON et al. (2010) berichteten auf einer Tagung u. a. auch über die Ergebnisse von Abriebversuchen im VTI road simulator. Wesentliche Ergebnisse waren:

- Die untersuchten Betonfahrbahnen lieferten bei Einsatz von Winterreifen (ohne Spikes) tendenziell höhere PM10-Abriebkonzentrationen als die Asphaltfahrbahnen (Bild 2-12). Allerdings ist diese Aussage aus messtechnischen Gründen unsicher. Beim Einsatz von Spikereifen war es gerade andersherum (Betonfahrbahnen lieferten geringere PM10-Abriebkonzentrationen).
- Vergleicht man Fahrbahnoberflächen mit denselben Gesteinszusätzen und Bindemitteln jeweils mit und ohne Zusatz von Gummi (sog. Gummiasphalt), dann scheint der Gummiasphalt die PM10-Fahrbahnabriebemissionen zu reduzieren (siehe z. B. Bild 2-13). Die Höhe der Reduktion hängt von der Konstruktion der Oberfläche ab.
- Für die Ultrafeinen Partikel gibt es widersprüchliche Ergebnisse.
- Fahrbahnen mit Gesteinen, welche höhere Werte im Los Angeles (LA)-Test bzw. Nordic Ball Mill (NBM) Tests aufweisen, führen auch zu höherer PM10-Produktion.

GUSTAFSSON et al. (2010) gaben auch zum Einfluss von Offenporigen Asphalt (OPA) Hinweise aus der Literatur wieder:

- Es gibt starke Indikatoren, dass OPA-Beläge positive Effekte auf die PM10-Konzentrationen

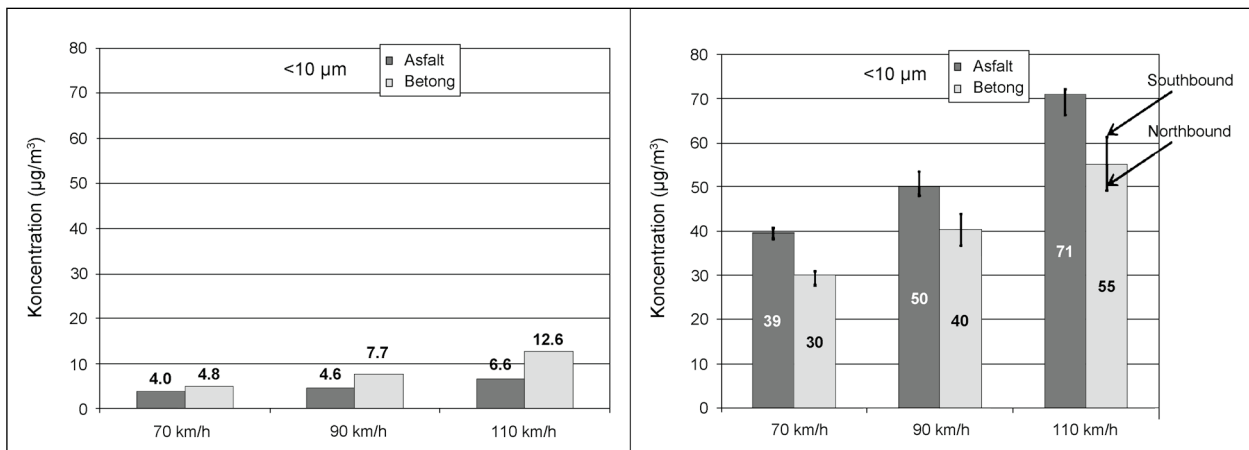


Bild 2-12: PM10-Abriebkonzentrationen am VTI-road-simulator für Beton und Asphaltfahrbahn; links bei Nutzung von Winterreifen (ohne Spikes) und rechts bei Nutzung von Spikereifen. (Quelle: GUSTAFSSON et al. (2010))

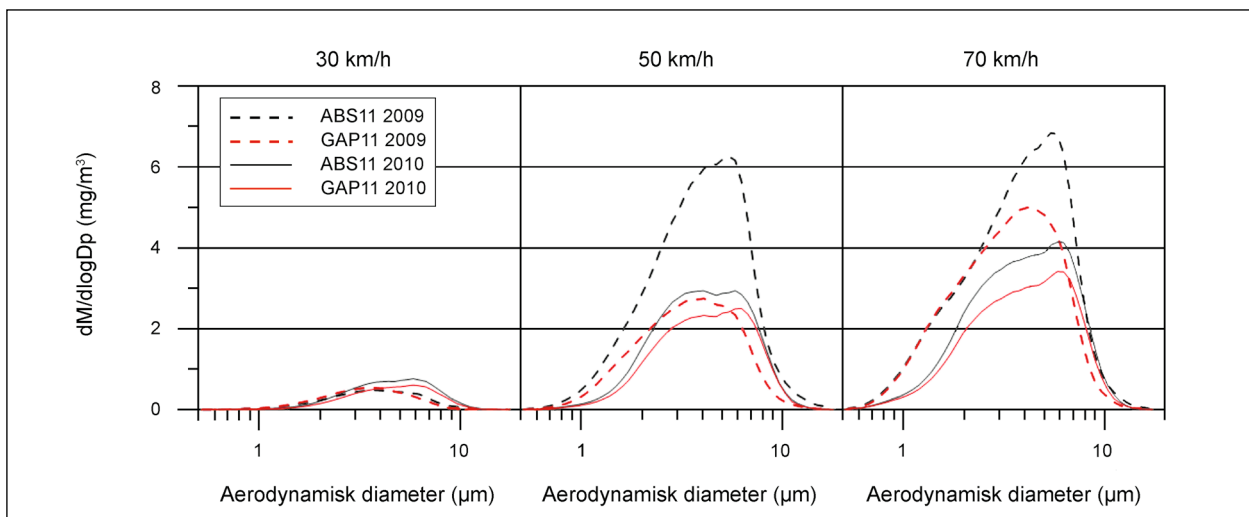


Bild 2-13: Partikelmassegrößenverteilung für jeweils zwei vergleichbare Fahrbahnoberflächen ohne (ABS11) und mit (GAP11) Gummi für unterschiedliche Geschwindigkeiten. (Quelle: GUSTAFSSON et al. (2010))

durch die Speichermöglichkeit von Staub in den Poren haben (aus Dutch Air Quality Innovation Programme (NL) entnommen).

- Eine dänische Studie kam zu dem Schluss, dass geräuscharmer (OPA-)Asphalt zumindest nicht zu einer schlechteren Luftqualität beiträgt.
- Auch ein Forschungsprojekt des BMVI (Müller BBM, 2009) zeigte einen eher positiven Einfluss des untersuchten OPA-Belages auf die PM10-Konzentrationen.

GUSTAFSSON et al. (2011) untersuchten acht Oberflächen vom Typ SMA (Splittmastixasphalt) im VTI-Straßensimulator in Bezug auf Partikelemission. Ziel war es, die Partikelbildung in Abhängigkeit von der Korngröße, wie auch vom Gesteinsmaterial zu bestimmen. Als Ergänzung wurden Daten von neun zusätzlichen Straßenbelägen verwendet, die

in anderen Projekten getestet wurden. Die Ergebnisse zeigten, dass

- eine größere Korngröße im Allgemeinen zu geringeren Partikelemissionen führt. Größere Korngrößen ergeben auch kleinere Partikelgrößenverteilungen. Der Unterschied ist bei den Belägen mit Quarzit gering und bei Mylonit bei 70 km/h am ausgeprägtesten.
- Bei Porphyrliefert die Fahrbahnoberfläche ABS16 deutlich feinere Partikelemissionen als die Fahrbahnoberflächen ABS11 und ABS8.
- Der Nordic-Ball-Mill-Wert ist ein nützliches Maß für die Abschätzung der Partikelbildung von Steinmaterial. In den Fahrbahnen mit 11 mm größter Korngröße kann der NBM-Wert 70 % der Variation der PM10-Konzentrationen bei 50 km/h erklären.

Die Elementaranalysen zeigten, dass Partikel die größer als 1 µm sind, vollständig von Elementen mit Ursprung in der Fahrbahn dominiert werden. Schwefel, der aus Reifen und/oder Bitumen stammen kann, lieferte in der Regel einen signifikanten Beitrag zu Partikeln unter 1 µm, während sich Zink, die den Reifenabrieb zugeordnet werden konnten, in relativ geringen Mengen vor allem in den größeren Fraktionen befand.

Spezielle Tests im norwegischen Teil des Projekts zeigten, dass Spikereifen die Partikelbildung erhöhten. Wenn Winterreifen und Sommerreifen ohne Spikes auf einem der norwegischen Straßenbeläge eingesetzt wurden, sind die PM10-Konzentrationen etwa 15-mal niedriger als bei Verwendung von Spike-Reifen gewesen. Der Anteil von PM2.5 im PM10 ist dann aber etwa 25 % höher.

Bei allen Tests mit Spikereifen entstanden auch ultrafeine Partikel. Die Quelle konnte nicht identifiziert werden, aber Tests bei den Porphyr-Belägen ergaben höhere Konzentrationen als bei Quarzit- und Mylonit-Belägen. Bei Verwendung von Reifen ohne Spikes gab es tendenziell größere Partikel.

In Tabelle 2-3 sind in der ausgewerteten Literatur gefundene NBM-, LA- und PSV-Werte für verschiedene Gesteine zusammengestellt.

Mit dem Projekt „PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Straßenverkehrs (APART)“, siehe BUKOWIECKI et al. (2009) bzw. BUKOWIECKI et al. (2010) und GEHRIG et al. (2010), wurden die

Untersuchungen von GEHRIG et al. (2003) fortgeführt. Das Hauptziel des Projektes APART war es, nicht auspuffbedingte PM10-Emissionen des Straßenverkehrs für typische Verkehrssituationen zu identifizieren und zu quantifizieren.

Die Autoren wiesen in ihrer Zusammenfassung des Projektes hin, dass mit der statistischen Analyse der ausgewerteten Immissionsdaten Beiträge von Reifenabrieb oder Fahrbahnbelagabrieb mangels spezifischer Leitelemente nicht separat quantifiziert werden konnten. Gezielte Experimente mit Verkehrslastsimulatoren (siehe nachfolgend) zeigten, dass Partikelemissionen aus direktem Abrieb von intakten Straßenbelägen von untergeordneter Bedeutung sind. Hingegen können von schadhafte Belägen erhebliche Abriebemissionen ausgehen. Nachfolgend sei auf die Veröffentlichung von GEHRIG et al. (2010) etwas ausführlicher eingegangen.

GEHRIG et al. (2010) veröffentlichten die Ergebnisse der Abriebversuche mit einem mobile load simulator (MLS) im Labor und im Feldversuch. Dabei werden Räder unter definierter Geschwindigkeit und Achslast über eine Fahrbahnoberfläche gezogen (siehe Prinzipskizze und Arbeitsbedingungen in Bild 2-14).

Sie schlussfolgerten anhand der Ergebnisse, dass der Emissionsfaktor für frische Partikelabriebe des untersuchten Betonasphalt in gutem Zustand für Leichtverkehr etwa 3 mg PM10/km beträgt, was etwa eine Größenordnung niedriger ist als die

Literatur	Probe	wet NBM	LA	LA	PSV
		(65 % 11.2 bis 14 mm und 35 % 14 bis 16 mm)	(10-14 mm)	(4-5.6 mm)	
RÄISÄNEN et al. (2003)	Eurajoki Diabas	11.6	16	23	
	Granite	20.7	42	43	
	Blast furnace slag (Hochofenschlacke)	26.3	28	25	
	mafic volcanic rock (mafisches Vulkangestein)	6.2	11	-	
		wet NBM	LA		PSV
JACOBSON (1997) aus Diagramm abgelesen	Porphyr	5			
	Quarzit	5			
	Fine grained Granite	6.5			
	Mittel grained Granite	9.5			
	Gneiss	13			

Tab. 2-3: In der Literatur angegebene NBM (Nordic Ball Mill), LA (Los Angeles) sowie PSV-Werte für verschiedene Gesteine

Literatur	Probe	wet NBM (65 % 11.2 bis 14 mm und 35 % 14 bis 16 mm)	LA (10-14 mm)	LA (4-5.6 mm)	PSV
IVAR HORVLI, EINAR VÆRNES (2006)	Mylonitt (1)	5.5	11		48
	Mylonitt (2)	6.8	10.6		
	Gabbro (1)	10.9	25		49
	Porphy (1)	5.1/3.5	13.4/12.3		47
	Quarzit	5.3	19.1		
	Gabbro (2)	9.6/9.6	14.6/14.6		53
	Jaspis	3	12.3		51
	Porphy (2)	3.4/3.6/4.5	13.4/13.9/13.6		46
	Gabbro (3)	12.6	17.7		
	Sandstein (1)	7.1/6.1	13.4/12.0		50
	Hornfels	9.5/6.5	15.4/11.1		45
	Larvikitt	17.1/15.1	32.5/36.1		47
	Sandstein (2)	20.4	16.9		
GUSTAFSSON et al. (2011)	Mylonit	6.1	20		
	Porphy	5	12		
	Quarzit	5.7	17.5		
	Porphy	5	12		
	Quarzit	6.1	17.5		
	Mylonit	6.1	20		
	Sandstein	8.7	22		
	Ryolit	4.9	10		
	Gneiss		20		
	Kalkstein		25		
	Granit	7.1	17		

Tab. 2-3: Fortsetzung

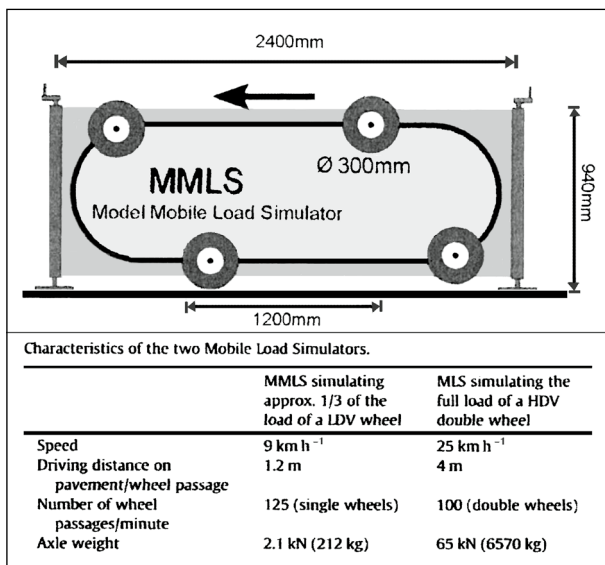


Bild 2-14: Arbeitsprinzip eines mobile load simulators (oben) sowie die Arbeitsbedingungen der eingesetzten Geräte (unten) (Quelle: GEHRIG et al. (2010))

PM10-Abgasemission nach HBEFA und auch deutlich niedriger als der Wiederaufwirbelungsemissionsfaktor von 76 mg/km (siehe Tabelle 2-4 und Tabelle 2-5). Für Schwerverkehr zeigten sich Emissionsfaktoren von 7 mg/km (Straßenabrieb) und 110 mg/km (Wiederaufwirbelung). Es sei darauf hingewiesen, dass die Messungen bei der für dieses Gerät festgelegten Arbeitsgeschwindigkeit von 9 km/h (Pkw) sowie 25 km/h (Lkw) durchgeführt worden sind, sodass vermutlich die Emissionen unter Realbedingungen höher sind.

Interessant war auch, dass neuer Offenporigerer Asphalt geringere Emissionsraten zeigte als Betonasphalt im schlechten Zustand.

FULLOVÁ & DURČANSKÁ (2016) führten Abriebuntersuchungen von 6 Asphaltfahrbahnoberflächen unter kontrollierten Bedingungen im Labor durch (siehe hierzu auch Kapitel 2.2.4). Die Beläge mit

Type of mobile load simulator	MMLS (LDV)	MMLS (LDV)	MLS (HDV)	MLS (HDV)
Type of pavement	Asphalt concrete	Porous asphalt	Asphalt concrete	Asphalt concrete
Condition of pavement	New	New	Good	Poor
PM10 emission factor per wheel (mg km^{-1})	0.25	0–0.2	0.7	8
PM10 emission factor per LDV (mg km^{-1})	3	0–2		
PM10 emission factor per HDV (mg km^{-1})			7	80

LDV: für Leichtverkehr; HDV: für Schwerverkehr

Tab. 2-4: PM10-Fahrbahnabriebemissionsfaktoren für die untersuchten Beläge (Quelle: GEHRIG et al. (2010))

Type of mobile load simulator	MMLS (LDV)	MMLS (LDV)	MLS (HDV)	MLS (HDV)
Type of pavement	Asphalt concrete	Porous asphalt	Asphalt concrete	Asphalt concrete
Condition of pavement	New	New	Good	Poor
PM10 emission factor per wheel (mg km^{-1})	6.3	0.41	11	66
PM10 emission factor per LDV (mg km^{-1})	76	5		
PM10 emission factor per HDV (mg km^{-1})			110	660

LDV: für Leichtverkehr; HDV: für Schwerverkehr

Tab. 2-5: PM10-Emissionsfaktoren aus Wiederaufwirbelung für die untersuchten Beläge (Quelle: GEHRIG et al. (2010))

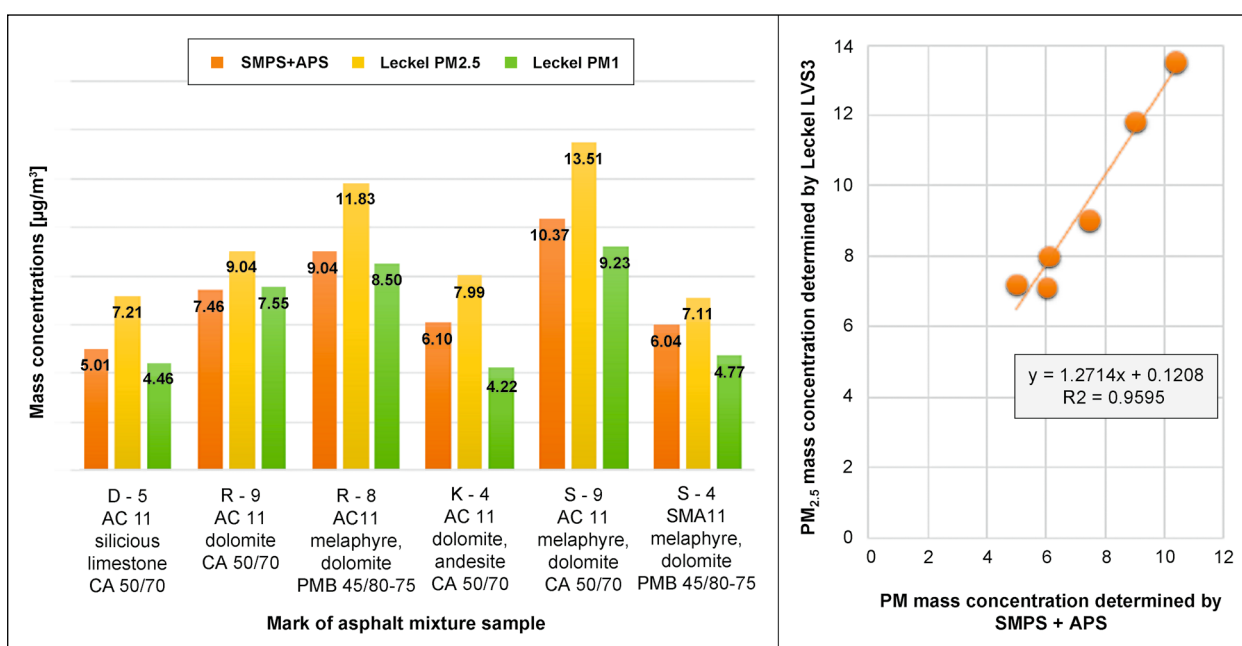


Bild 2-15: Mittlere gemessenen Partikel-Massenkonzentrationen für die getesteten Asphaltbeläge sowie die Korrelation zwischen Partikelmasse aus den eingesetzten Partikelspektrometern (SMPS + APS) und dem low volume sampler (Leckel). (Quelle: FULLOVÁ & DURČANSKÁ (2016))

den höchsten PM-Konzentrationen (und damit Abriebemissionen) enthielten Melaphyr- und Dolomitegestein (Bild 2-15). Die niedrigsten PM-Konzentrationen wurden für die Probe mit kieselhaltigem Kalkstein festgestellt. Er scheint damit abriebärmer als die anderen untersuchten Beläge zu sein.

In der Probe S-4 wurde SMA mit einem polymer modifizierten Bindemittel vermischt. Diese Probe zeigte geringere Abriebemissionen als die anderen Proben mit Melaphyre und Dolomit aber eine ähnliche Größenordnung wie die Probe D-5 (mit kieselhaltigem Kalkstein).

2.2.9 Emissionsfaktoren und -modelle für Fahrbahnabrieb

2.2.9.1 Emission Inventory Guidebook der EEA

Für die Emissionsberichterstattung im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Genfer Luftreinhalteabkommen und Göteborger Protokoll) wurde von der Europäischen Umweltagentur (EEA) ein Ratgeber zur Emissionsberechnung entwickelt (EEA/ Emission Inventory Guidebook).

Im Emission Inventory Guidebook der EEA (2013, 2016) werden im Kapitel 1.A.3.b.vii Road surface wear PM_x-Emissionsfaktoren für Straßenabriebe angegeben. Diese basieren auf der Empfehlung einer Arbeitsgruppe, welche anhand von Literaturauswertungen aus dem Jahr 2003 Methoden für deren Berechnung erarbeitet hat.

Es werden Emissionsfaktoren für die Tier 1- (vereinfachte Vorgehensweise) sowie die Tier 2-Systematik (komplexere Vorgehensweise) angegeben. Je nach entsprechender Datenlage sowie Relevanz ist die Systematik auszuwählen. Bild 2-16 zeigt das entsprechende Entscheidungsschema auf.

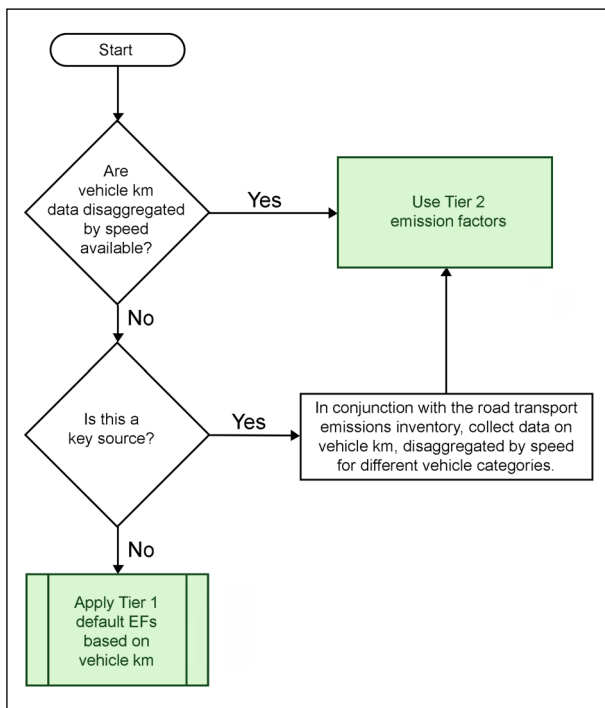


Bild 2-16: Entscheidungsschema zur Auswahl der Tier 1- oder Tier 2-Berechnungssystematik für die Abriebemissionen (Quelle: EEA (2013, 2016))

Tier 1-Emissionsfaktoren

Die Tier 1-Emissionen werden mit folgendem Ansatz berechnet:

$$TE = \sum_j N_j \times M_j \times EF_{i,j}$$

Where:

TE total emissions of TSP, PM₁₀ or PM₂₅ for the defined time period and spatial boundary [g]

N_j number of vehicles in category *j* within the defined spatial boundary

M_j average mileage driven by vehicle in category *j* during the defined time period [km]

EF_{i,j} mass emission factor for pollutant *i* and vehicle category *j* [g/km]

Die entsprechenden Emissionsfaktoren sind in Tabelle 2-6 (Straßenabrieb) aufgeführt.

Es sei darauf hingewiesen, dass der Tier 1-Ansatz derzeit bei der Emissionsberichterstattung des UBA verwendet wird.

Tier 2-Emissionsfaktoren

Eine detailliertere Berechnung mit der Tier 2-Methodik ist für die Straßenabriebemissionen nicht möglich. Somit gibt es keine Differenzierungsmöglichkeiten nach Fahrbahnoberflächen und nach Geschwindigkeit.

2.2.9.2 Emissionsmodell MOVES der US-EPA für Abriebe

Im Emissionsmodell MOVES (Motor Vehicle Emission Simulator) der US-EPA (2011) werden Emissionsfaktoren für Reifen- und Bremsabrieb ausgewiesen (EPA, 2014). Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Fahrzeug- und Fahrverhaltensspezifika wird dabei nach unterschiedlichen Fahrzeugtypen und Betriebszuständen (operating modes) differenziert. Eine Bezugsjahrahängigkeit wird bei beiden Abriebkomponenten nicht angenommen.

Emissionsfaktoren für Straßenabrieb werden dort nicht angegeben.

Tier 1 emission factors						
		Code	Name			
NFR Source Category		1 A 3 b vii	Road surface wear			
Fuel		N/A				
Pollutant	Vehicle type	Value	Unit	95% confidence interval		Reference
				Lower	Upper	
TSP	Two-wheelers	0.0060	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0036	0.0081	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₁₀	Two-wheelers	0.0030	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0018	0.0041	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₂₅	Two-wheelers	0.0016	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0010	0.0022	EMEP-Corinair B770 v1.0
TSP	Passenger cars	0.0150	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0090	0.0203	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₁₀	Passenger cars	0.0075	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0045	0.0101	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₂₅	Passenger cars	0.0014	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0024	0.0055	EMEP-Corinair B770 v1.0
TSP	Light duty trucks	0.0150	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0090	0.0203	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₁₀	Light duty trucks	0.0075	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0045	0.0101	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₂₅	Light duty trucks	0.0041	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0024	0.0055	EMEP-Corinair B770 v1.0
TSP	Heavy duty vehicles	0.0760	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0456	0.1026	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₁₀	Heavy duty vehicles	0.0380	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0228	0.0513	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₂₅	Heavy duty vehicles	0.0205	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0123	0.0277	EMEP-Corinair B770 v1.0

Tab. 2-6: PMx-Emissionsfaktoren für Straßenabrieb differenziert nach Fahrzeuggruppen (Quelle: EEA (2013, 2016))

2.2.9.3 Ansatz nach DÜRING und LOHMEYER (2011)

In DÜRING & LOHMEYER (2011) wurden nicht motorbedingte PM₁₀-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Verkehrssituation des HBEFA sowie unterschieden nach Leicht- und Schwerverkehr abgeleitet. Diese Emissionsfaktoren werden im PC-Programm zu den „FGSV-Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (RLuS 2012)“ sowie im Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA4.1 (2019) verwendet. Eine separate Betrachtung nur des Fahrbahnabriebs ist dort nicht möglich. Es werden aber Hinweise gegeben, wie der Straßenzustand berücksichtigt werden kann.

Die Straßenzustandskorrektur orientierte sich an Ergebnissen von Feldstudien an Innerortsstraßen von LOHMEYER (2008). Dort wurden Minderungen der nicht motorbedingten Partikel-Emission beim Übergang vom schlechten zum guten Straßenzustand von max. 20 % (Erfurt/Bergstraße), ca. 40 % (Leipzig/Lützner Straße) sowie ca. 70 % (Nauen/Berliner Straße) abgeschätzt. Insgesamt wurde festgestellt, dass durch die Sanierung von im

Sinne der PM₁₀-Emissionsmodellierung schlechten Fahrbahnen und Gehwegen an allen drei untersuchten Straßen eine PM₁₀-Minderung abgeleitet werden konnte, die Höhe der absoluten Minderung aber wahrscheinlich von weiteren Randbedingungen (Ausgangszustand, Fahrzeuggeschwindigkeit, Längsneigung) abhängig ist.

Auch BUKOWIECKI et al. (2009) schlussfolgerten aus ihren Untersuchungen einen Einfluss des Fahrbahnzustandes auf die Straßenabriebsemissionen (siehe oben). In Ermangelung von den damals konkreten messtechnisch erfassten Abhängigkeiten zwischen Straßenzustand und nicht auspuffbedingten Emissionen konnte keine Korrektur-Funktion angesetzt werden.

Es wurde deshalb von DÜRING & LOHMEYER (2011) vorgeschlagen, dass in Anlehnung an den Mittelwert der obigen Ergebnisse für Straßen im guten Zustand ein Wert 1, für Straßen im schlechten Zustand ein Wert von 2 verwendet wird. Hier wurde auf dringenden Forschungsbedarf verwiesen.

2.2.9.4 NORTRIP-Fahrbahnabriebmodell

Im Rahmen des Projektes NORTRIP (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) haben die Skandinavischen Länder auf Basis umfangreicher Detailuntersuchungen (siehe v. a. Kapitel 2.2.6) ein PMx-Emissionsmodell für AWAR erstellt (siehe DENBY et al. (2012) sowie DENBY et al., 2013). Es kann bei entsprechend vorliegender Datenlage verkehrliche, meteorologische, infrastrukturelle Einflüsse sowie die Effekte von Emissionsminderungsmaßnahmen berücksichtigen. Eine grafische Übersicht ist in der Bild 2-1 gegeben.

Ein wesentlicher Bestandteil des Modells ist das Abriebmodell. Folgender Grundgedanke wird hier umgesetzt:

Ein Teil der Partikel, die aus direkten Abrieben (Reifen, Bremsen, Fahrbahn) erzeugt werden, wird direkt in die Luft emittiert (E_{direct}), der Rest bleibt auf der Straßenoberfläche liegen, trägt zur Straßenstaubbelastung M bei und kann wieder aufgewirbelt werden ($E_{\text{suspension}}$).

Die Abriebemission ist für jede Abriebart abhängig von einem Basisemissionsfaktor (W_0), der für jede Fahrzeugkategorie und unterschiedlichen Reifentypen für eine definierte Basisfahrzeuggeschwindigkeit festgelegt werden kann.

Dieser Basisemissionsfaktor wird je nach realen Gegebenheiten der betrachteten Straße und der betrachteten Stunde modifiziert nach Fahrzeuggeschwindigkeit, Fahrbahnbelageigenschaften, Fahrdynamik und Niederschlagseinflüssen.

Die Fahrbahnabriebemissionen werden wie folgt beschrieben:

$$W_{\text{roadwear}}^{t,v} = W_{0,\text{roadwear}}^{t,v} \cdot h_{\text{pave}}^p \cdot f_{\text{snow,road}}(s_{\text{road}}) \cdot \left(\frac{V_{\text{veh}}^v}{V_{\text{ref,roadwear}}} \right)^{a_{\text{wear}}}$$

mit

W_0 Basisemissionsfaktor bei Referenzgeschwindigkeit ($v_{\text{ref}} = 70$ km/h)

h_{pave} Fahrbahnoberflächenfaktor

s Tiefe von Schnee/Eis auf der Fahrbahnoberfläche

f_{snow} Funktion zur Berücksichtigung geringerer Abriebemissionen bei Schneeeauflage

Die Funktion f_{snow} beschreibt die Auswirkung von Schnee bzw. Eis auf der Fahrbahnoberfläche. Sie ist eine binäre Funktion, bei der angesetzt wird, dass über einem Schwellenwert der Eis- bzw. Schneedicke (s) kein Straßen- oder Reifenabrieb auftritt. Ein Wert von 3 mm wird derzeit als Schwellenwert verwendet.

$$f_{\text{snowroad}}(s_{\text{road}}) = 1 \quad \text{for} \quad s_{\text{road}} < s_{\text{roadwear,thresh}}$$

$$= 0 \quad \text{for} \quad s_{\text{road}} > s_{\text{roadwear,thresh}}$$

Regen bzw. Feuchtigkeit auf der Fahrbahn wird hier nicht berücksichtigt, da kein relevanter Einfluss auf die Abriebe vermutet wird. NORTRIP berücksichtigt aber den Partikelaustrag während Regenereignissen (spritzen, sprühen etc.) bei der Bilanzierung der zur Aufwirbelung verfügbaren Partikelmenge.

Untersuchungen insbesondere von SNILSBERG (2008) zeigten auf, dass die PM10- und PM2.5-Anteile am Abrieb von der Fahrzeuggeschwindigkeit abhängen. Dies ist in Tabelle 2-7 aufgezeigt. Im NORTRIP-Modell wird deshalb diese Abhängigkeit linear interpoliert ($a_{\text{wear}} = 1$).

Durch den Parameter h_{pave} können unterschiedliche Fahrbahnoberflächen berücksichtigt werden. Dieser Parameter geht als (dimensionsloser) Faktor linear in die Berechnung (nur) des Straßenabriebes ein.

$$h_{\text{pave}}^p = 2.49 + 0.144 \cdot \text{NBM}^p - 0.069 \cdot \text{MS}^p - 0.017 \cdot S_{>4\text{mm}}^p$$

mit

p Index für den Fahrbahntyp

sowie für Typ p jeweils

NBM Nordic Ball Mill (Maß für den Abriebverlust) entsprechend EN 1097-9

MS Maximum stone size in mm

$S > 4$ mm Anteil von Korngrößen > 4 mm in %

Speed (km/h)	20	30	40	50	60	70
PM20 (%)	37	44	44	48	53	47
PM10 (%)	20	26	26	30	35	29
PM2.5 (%)	7.0	7.6	8.1	8.5	8.6	7.6

Tab. 2-7: Relative PMx-Masseanteile am Gesamtabrieb in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit (Quelle: SNILSBERG (2008) entnommen aus DENBY et al. (2012))

Für sechs Fahrbahnbeläge aus skandinavischen Ländern werden in NORTRIP (Standard-)Faktoren für h_{pave} angegeben. Die Straßenabriebemissionen variieren hierbei bis Faktor 5 zueinander.

Zur Bestimmung der Abriebemissionen wurde von den Modellentwicklern der Ansatz des schwedischen Straßenabriebmodells (JACOBSON & WÅGBERG, 2007) verwendet. Dieses Modell nutzt einen Referenzfahrbahntyp (ABS16 mit Porphyraus Älvdalen) mit einer Abriebrate (W_0) für den Leichtverkehr von 2.88 g/(Fzg km) beim Einsatz von Spikereifen mit einer Geschwindigkeit von 70 km/h. Für den Schwerverkehr wird die Abriebemission um den Faktor 5 bis 10 erhöht. In der aktuellen NORTRIP-Version (V3.2) wird ein Wert von 14.4 g/(Fzg km) angesetzt.

Messungen von SNILSBERG (2008) und GUSTAFSSON et al. (2008) am VTI road simulator zeigten, dass der Abrieb von Sommer- und Winterreifen ohne Spikes ca. 10- bis 30-mal geringer ist als der von Spikereifen. In NORTRIP 3.2 wird deshalb für Sommer- und Winterreifen der Ansatz gewählt, dass dann der Abriebemissionsfaktor für den Referenzwert des Leichtverkehrs (siehe oben) auf 0.14 g/(Fzg km) sinkt. Für den Schwerverkehr wird auf 0.72 g/(Fzg km) reduziert.

Die Gesamtemission der Partikel E in den einzelnen Größenklassen x ergibt sich aus

$$E^x = E_{direct}^x + E_{suspension}^x$$

$E_{suspension}$ ist dabei einerseits von der Staubbelaugung M abhängig, welche wiederum stark durch meteorologische Prozesse beeinflusst wird, und andererseits durch die Verkehrsstärke und Zusammensetzung, welche durch Fahrzeug erzeugte Turbulenz den Staub (bei trockenen Verhältnissen) wieder aufwirbeln kann. Hier sei auf die umfangreiche Beschreibung in der Programmdokumentation (DENBY et al., 2012) verwiesen.

2.2.10 PMP-Untergruppe „non-exhaust particle emission“

Das Mandat der UNECE PMP-Arbeitsgruppe bestand ursprünglich darin, ein Verfahren zur Messung von Partikeln (Partikelanzahl) für die Typengenehmigung von Fahrzeugen zu entwickeln. Dieses Messverfahren wurde in Folge von der Europäischen Kommission (EC) für Pkw (ab Euro 5b) und Lkw (Euro VI) sowie für die meisten Kategorien der

non road mobile machinery (NRMM) (Stufe V) übernommen.

Im Bereich motorischer Abgas-Partikelemissionen besteht momentan das Ziel, die Machbarkeit der Messung von Partikeln mit aerodynamischem Durchmesser von unter 23 nm mittels aktueller PMP-Methodik aufzuzeigen. Dabei sind geeignete Anpassungen zu prüfen sowie Messabweichungen und -unsicherheiten mittels Ringversuch zu beurteilen.

Ein weiteres Mandat erhielt die PMP-Arbeitsgruppe mit dem Thema Nicht-Abgas-Partikelemissionen aus Brems- und Reifenabrieb. Ziel ist es, die PMP-Methodik falls möglich bzw. mit geeigneten Anpassungen darauf anzuwenden. Dazu wurde vom Joint Research Center (JRC) eine Literaturstudie erstellt, die eine Zusammenfassung der bisher bekannten Messmethoden in diesem Bereich enthält (GRIGORATOS & MARTINI, 2014). Daraus wurde ebenfalls ein Review-Artikel verfasst (GRIGORATOS & MARTINI, 2015).

Derzeit liegt der Fokus der PMP-Untergruppe „non exhaust particle emission“ auf der Entwicklung einer einheitlichen Testprozedur für die Probenahme und Beurteilung von Partikeln aus Bremsabrieb hinsichtlich Masse und Anzahl.

Der Schwerpunkt dieser Arbeitsgruppe liegt also nicht auf den Fahrbahnabrieben. Einzelne Dokumente beinhalten aber auch Ergebnisse in diesem Zusammenhang. So befasst sich das PMP-Dokument 29-04 (2014) mit Messergebnissen aus dem Road-Simulator (VTI Stockholm). Angegeben werden Charakterisierungen der Summe aus Reifen- und Straßenabriebpartikel (tyre & road wear particles) = TRWP.

Bezüglich der PM10-Partikelgrößenverteilung wurde bei diesen Untersuchungen eine bi-modale Größenverteilung festgestellt. Die Peaks lagen um 1 μm und zwischen 5 und 8 μm . Messbasis für Messungen von Partikeln zwischen 0.5 und 10 μm war ein Partikelgrößenspektrometer APS. Die Partikelanzahlkonzentration (PN) im ultrafeinen Bereich (UFP) auf Basis von SMPS-Messungen (7 bis 300 nm) war ähnlich der Hintergrundkonzentration im Messlabor (ca. 1.000 bis 2.000 $\#/cm^3$). Ein Peak konnte bei 10 bis 100 nm festgestellt werden.

Die chemische Zusammensetzung des Fahrbahnabriebes wird durch Partikel im coarse mode (2,5 bis 10 μm) dominiert. Die Reifenabriebpartikel fan-

den sich mehrheitlich im Größenbereich kleiner 5 µm. Im Mittel wurden ca. 91.5 % der PM10-Masse von der Fahrbahnoberfläche verursacht.

Auch Ergebnisse von GUSTAFSSON et al. (2010) finden sich hier wieder. So berichtet GRPE-PMP-30-13 (2014) ebenfalls von Messungen am VTI-Road-Simulator (siehe auch Kapitel 2.2.8). Hier wurden die Summe aus Reifen- und Fahrabrieb (TRWP) unter verschiedenen Reifentypen, Fahrbahntypen sowie unterschiedlichen Fahrzuständen vermessen.

Neuere PMP-Dokumente weisen auf das 48. PMP-Meeting (November 2018) hin, welches unter dem Thema „Tyre and Road wear Particles: The tyre industry perspective“ stand. Hier wurde unter anderem ausgeführt, dass Reifen- und Fahrabrieb nicht allein in reiner Form vorkommen, sondern immer in Kombination. Ein Verhältnis von 50:50 Gewichtsprozent wird dort genannt. Abschließende Ergebnisse aus einem gleichnamigen Projekt liegen noch nicht vor. Es werden auch keine substanziiell neuen Ergebnisse für das hier vorliegende Projekt erwartet, weil der Fokus dort, wie bereits genannt, auf Reifenabrieb liegt.

3 Aktuelle Aktivitäten der Behörden in BRD, Österreich und Schweiz zum Thema

Es wurde eine entsprechende Abfrage bei anderen Fachbehörden durchgeführt. Dabei wurde gefragt, ob derzeit ähnliche Projekte laufen oder demnächst geplant sind.

Angefragt wurden

- das dt. Umweltbundesamt (Fachgebiet I 2.2, „Schadstoffminderung und Energieeinsparung im Verkehr“);
- das Schweizer BAFU (Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, Sektion Verkehr);
- in Österreich das Umweltbundesamt in Wien.

Im Folgenden werden die Antworten komprimiert zusammengestellt.

3.1 Deutschland

Hier gibt es nach derzeitigem Kenntnisstand keine Projekte. Die nicht motorbedingten PM10- und PM2.5-Emissionsfaktoren nach DÜRING & LOHMEYER (2011) wurden im Ergebnis eines UBA-Projektes (LOHMEYER, 2016) in die aktuelle Version des Handbuchs für Emissionsfaktoren HBEFA4.1 (UBA, 2019) integriert.

3.2 Schweiz

Derzeit ist dieser Stelle kein vergleichbares Projekt bezüglich Partikelemissionen durch Abrieb von verschiedenen Fahrbahnoberflächen bekannt.

Es läuft jedoch im Themenbereich Bremsabrieb ein Forschungsprojekt. Das Ziel im vorliegenden Projekt ist es, die Bremspartikel-Emissionen eines Personenwagens unter Bedingungen zu untersuchen, die dem täglichen Gebrauch des Fahrzeugs so nahe wie möglich kommen. Dabei wird ein Messaufbau entwickelt, kalibriert und beurteilt hinsichtlich dessen Qualität sowie Partikelmessungen mit und ohne rotierendes Rad und ohne aktive Bremsung durchgeführt. Beim anschließenden Messen und Analysieren der Bremsabriebpartikeln sollen unter anderem die Morphologie und Zusammensetzung der Bremspartikel (SEM, TEM), sowie der Einfluss der Antriebsmodi (Hybrid-, reiner Elektro-, reiner Benzinbetrieb) auf die Emissionen der Bremspartikel untersucht werden.

3.3 Österreich

Derzeit sind dieser Stelle keine solchen Projekte bekannt.

4 Bestimmung relevanter Kenngrößen

4.1 Betrachtete Fahrbahnbeläge

Folgende in Deutschland am häufigsten eingesetzte Fahrbahnbeläge wurden nach Abstimmung mit der BASt und dem Betreuerkreis untersucht:

- Asphaltbeton,
- Offenporiger Asphalt (OPA),
- Gussasphalt,
- DSH (Dünne Asphaltdeckschicht in Heißbauweise),
- Waschbeton,
- Splittmastix-Asphalt (SMA).

Aufgrund der beschränkten Untersuchungsmöglichkeiten im Rahmen des Projektes wurde die Auswahl der betrachteten Fahrbahnbeläge im Wesentlichen im Hinblick auf die Praxisrelevanz bzw. die regelwerkstechnischen Vorgaben vorgenommen. So wurden in der Praxis nicht durchführbare Varianten (z. B. Offenporiger Asphalt aus Kalkstein aufgrund nicht ausreichender Festigkeit) nicht betrachtet. Es kommen unterschiedliche Gesteinsarten zum Einsatz, deren Auswahl sich im Wesentlichen

an der regionalen Verfügbarkeit und der Wirtschaftlichkeit orientiert. Grundsätzlich werden dabei sowohl magmatische Gesteine, die durch Erstarrungsvorgänge entstehen (z. B. Granodiorit, Rhyolith, Basalt), als auch Sedimentgesteine, die aus Ablagerungen entstehen (z. B. Kalkstein) eingesetzt, soweit diese die jeweiligen Qualitätsanforderungen erfüllen. Es handelt sich z. B. um:

- Granodiorit,
- Moräne,
- Rhyolith,
- Kuselit/Andesit,
- Basalt,
- Diabas,
- Kalkstein,
- Grauwacke,
- Quarzit.

Hieraus ergibt sich in Abstimmung mit dem Auftraggeber und dem wissenschaftlichen Betreuerkreis die (in Tabelle 4-1) aufgeführte Matrix der zu untersuchenden Fahrbahnoberflächen. Die Rezepturen und Zusammensetzungen entsprechen denen aus realen Fahrbahnbelägen von EUROVIA sowie der BASt (siehe Anhang A1).

Fahrbahnbelag	Gestein	Rohdichte Gestein in Mg/m ³	Maximum stone size in mm	S > 4 mm in %
Asphaltbeton	Granodiorit	2.796	8	32.63
	Moräne	2.698	8	32.08
	Rhyolith	2.656	11	43.97
	Kuselit/Andesit	2.654	5	13.69
	Basalt	2.993	8	35.36
	Diabas	2.855	8	39.9
	Kalkstein	2.737	11	37.48
	Grauwacke	2.733	8	29.37
	Quarzit	2.656	11	43.91
Offenporiger Asphalt (OPA)	Granodiorit	2.796	8	69.62
	Moräne	2.698	11	69.84
	Basalt	2.993	5	36.48
	Grauwacke	2.733	8	92.24
Gussasphalt	Diabas	2.855	8	29.84
DSH	Diabas	2.855	5	20.53
DSH = Dünne Asphaltdeckschicht in Heißbauweise				

Tab. 4-1: Betrachtete Fahrbahnbeläge inkl. der relevanten Kenngrößen

Fahrbahnbelag	Gestein	Rohdichte Gestein in Mg/m ³	Maximum stone size in mm	S > 4 mm in %
Waschbeton	Rhyolith	2.5 bis 2.9	8	52.6
	Kuselit/Andesit	2.69	8	46.2
	Basalt	2.9 bis 3.1	8	49.3
	Diabas	2.81	8	49.0
Splittmastix-Asphalt (SMA)	Granodiorit	2.796	8	63.47
	Moräne	2.698	11	64.61
	Rhyolith	2.656	11	63.35
	Kuselit/Andesit	2.654	8	60.52
	Basalt	2.993	11	63.57
	Diabas	2.855	8	56.18
	Grauwacke	2.733	8	63.35
	Quarzit	2.656	8	60.93

Tab. 4-1: Fortsetzung

4.2 Abriebemissionen entsprechend Ansatz aus NORTRIP

4.2.1 Notwendige Kenngrößen

Ein aus derzeitiger Sicht erfolgversprechender Ansatz ist, das erwähnte Abriebemissionsmodell aus NORTRIP als Grundlage für die später angestrebte Emissionsberechnung anzusehen. Die zu bestimmenden relevanten Kenngrößen sind deshalb:

1. MS: Maximum stone size in mm,
2. S > 4 mm: Anteil von Korngrößen > 4 mm in %,
3. Nordic Ball Mill (NBM).

4.2.2 Maximum stone size und Anteil von Korngrößen > 4 mm

Diese Kenngrößen wurden von EUROVIA für die untersuchten Beläge bestimmt und sind in Tabelle 4-1 mit aufgeführt.

4.2.3 Nordic Ball Mill (NBM)

Das Nordic Ball Mill (NBM) wird auf Basis des Prüfverfahrens (DIN EN 1097-9, 2014) für mechanische und physikalische Eigenschaften von Gesteinskörnungen – Teil 9: Bestimmung des Widerstandes gegen Verschleiß durch Spikereifen – Nordische Prüfung bestimmt. Dabei befinden sich das zu untersuchende Gestein in der Korngröße 11/16 sowie

Stahlkugeln (7 kg) und 2 l Wasser in einer Trommel (siehe Bild 4-1). Die Trommel rotiert 90-mal pro Minute ca. 1 h lang. Durch trockenes Auswiegen der Proben vor der Prozedur sowie dem trockenen Gewicht der Proben mit Korngrößen größer 2 mm nach der Prozedur wird die NBM-Kennzahl ermittelt.

Die Bestimmung des NBM ist in Deutschland derzeit nicht in der praktischen Anwendung. Deswegen wurde dies in einem externen Labor in Norwegen, bei der Fa. PEAB, durchgeführt. Die Messergebnisse für die untersuchten Gesteinsarten sind in Tabelle 4-2 aufgeführt. Die Messprotokolle befinden sich im Anhang 2 des vorliegenden Berichtes. Hinweis: Quarzit lag bei EUROVIA nicht in der für die Versuche benötigten Korngröße (11/16) vor, sodass an diesem Gestein NBM nicht bestimmt werden konnte. Hier wurde der Messwert von GUSTAFSSON et al. (2011) aus der Literatur übernommen.

Die Tabelle 4-3 vergleicht diese gemessenen NBM-Werte mit Angaben aus der Literatur sowie auch im Vergleich zu NBM-Werten anderer Gesteine, die ebenfalls der ausgewerteten Literatur entnommen wurden. Tendenziell scheinen die in der Bundesrepublik eingesetzten Gesteine höhere NBM-Werte aufzuweisen als die in den skandinavischen Ländern verwendeten und untersuchten Gesteine.

Es sei auch darauf hingewiesen, dass die NBM-Werte einer Gesteinsart aus verschiedenen Untersuchungen keinen einheitlichen (festen) Wert haben sondern z. T. erheblich zwischen verschiedenen

Herkünften (Steinbrüchen) sowie auch bei Mehrfachbeprobung aus einem Steinbruch variieren können. So werden für Granit NBM-Werte zwischen 6.5 bis 20.7 angegeben. Das ist ein Faktor 3.2. Bei Porphyrliegen die Werte zwischen 3.4 und 5.7, unterscheiden sich also bis zu 68 % voneinander. Der im Rahmen des vorliegenden Projektes untersuchte Rhyolith weist mit 5.7 einen 16 % höheren Wert auf als in GUSTAFSSON et al. (2011) angegebenen Wert von 4.9. Auch der untersuchte NBM-Wert für Diabas liegt hier höher als der für den in RÄISÄNEN et al. (2003) betrachteten Diabas (+ 68 %). Somit ist die Angabe eines festen NBM-Wertes für die jeweilige Gesteinsart nicht möglich.

Gestein	Nordic Ball Mill (NBM)
Granodiorit	9.7
Moräne	10.3
Rhyolith	5.7
Kuselit/Andesit	13.2
Basalt	8.7
Diabas	19.5
Kalkstein	21.2
Grauwacke	22.5
Quarzit	6*

*Aus Literatur (GUSTAFSSON et al., 2011) übernommen.

Tab. 4-2: NBM-Werte für die untersuchten Gesteine

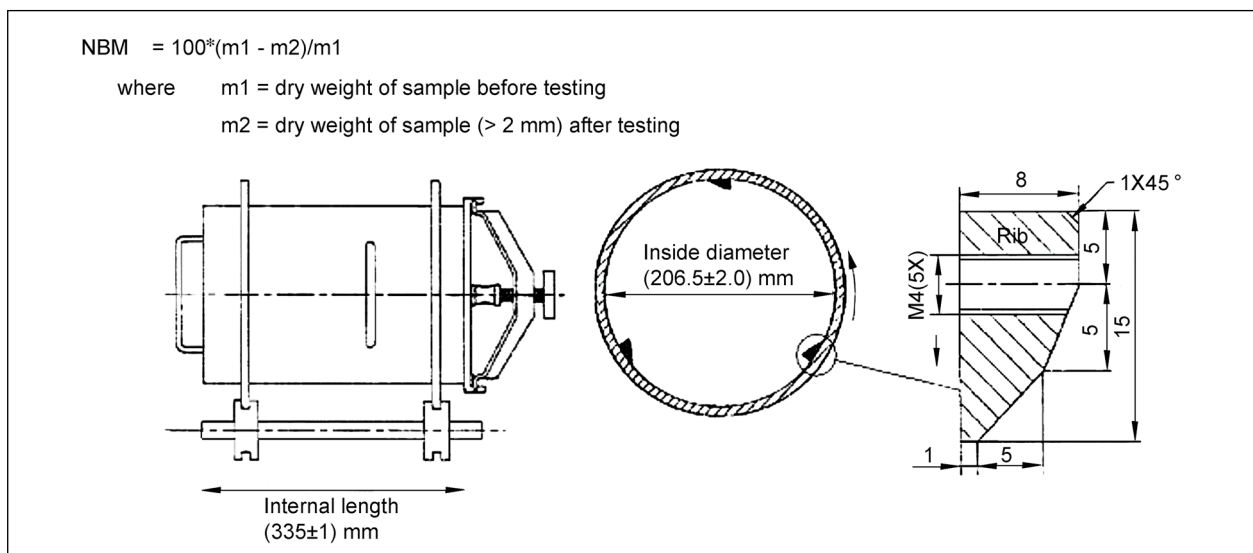


Bild 4-1: Prinzipskizze der NBM-Messtrommel (Quelle: DIN EN 1097-9 (1998))

	dieses Projekt	RÄISÄNEN et al. (2003)	JACOBSON (1997)	IVAR HORVLI, EINAR VÆRNES (2006)	GUSTAFSSON et al (2011)
Gestein	NBM	NBM	NBM	NBM	NBM
	-	-	-	-	-
Granodiorit	9.7				
Moräne	10.3				
Rhyolith (Quarzporphyr)	5.7				4.9
Porphyr			5	5.1/3.5/3.4/ 3.6/4.5	5.7/5
Kuselit/Andesit	13.2				
Basalt	8.7				
Diabas	19.5	11.6			
Kalkstein	21.2				
Grauwacke	22.5				
Quarzit			5	5.3	5.7 bis 6.1

Tab. 4-3: NBM-Werte aus den Untersuchungen zu diesem Projekt im Vergleich zu Angaben aus der Literatur

	dieses Projekt	RÄISÄNEN et al. (2003)	JACOBSON (1997)	IVAR HORVLI, EINAR VÆRNES (2006)	GUSTAFSSON et al (2011)
Gestein	NBM	NBM	NBM	NBM	NBM
	-	-	-	-	-
Fine grained Granite			6.5		
Mittel grained Granite			9.5		
Granit		20.7	6.5 bis 9.5		7.1
Blast furnace slag (Hochofenschlacke)		26.3			
mafic volcanic rock (mafisches Vulkangestein)		6.2			
Gneiss			13		
Mylonit				5.5/6.8	6.1
Gabbro				10.9/9.6/9.6/12.6	
Jaspis				3	
Sandstein (1)				7.1/6.1	8.7
Hornfels				9.5/6.5	
Larvikitt				17.1/15.5	
Sandstein (2)				20.4	

Tab. 4-3: Fortsetzung

4.2.4 Abriebparameter h_{pave} entsprechend NORTRIP

Entsprechend Kapitel 4.2.1 werden für die untersuchten deutschen Beläge folgende Abriebparameter h_{pave} gemäß der in Kapitel 2.2.9.4 berechnet (Tabelle 4-4).

Die berechneten Werte variieren demnach zwischen 1.5 (SMA 11 mit Rhyolith) und 4.7 (Asphaltbeton 8 mit Grauwacke) und unterscheiden sich damit maximal um einen Faktor 3. Geringe Abriebwerte haben mit 1.8 auch der SMA 8 mit Quarzit und der Asphaltbeton 8 mit Quarzit bzw. Rhyolith. Abriebwerte über 4 haben auch die anderen Beläge mit Diabas, Kalkstein und Grauwacke. Die Waschbetonfahrbahnen haben h_{pave} -Werte zwischen 1.9 (Rhyolith) und 3.9 (Diabas).

Hinweis: Diese h_{pave} -Werte ergeben sich für die hier untersuchten Fahrbahnen mit den verwendeten Gesteinen. Bei Verwendung gleicher Gesteine aber anderer Herkunft würden sich, wie oben erläutert, ggf. andere Abriebwerte ergeben.

Das NORTRIP-Modell (V3.2) gibt für die der Validierung zugrunde gelegten Datensätze h_{pave} -Werte an. Diese variieren zwischen 0,95 und 2, außer dem Belag des HC-Andersen-Boulevard (HCAB) vor 2008. Dort war $h_{pave} = 4$ (siehe Tabelle 2-1). Als Standard-Belag wird für Schweden häufig ein h_{pave} -Wert von 0.8 und für Norwegen von 1.3 ange-

geben. Auch diese liegen tendenziell niedriger als die für die deutschen Beläge abgeleiteten Werte.

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes untersuchten deutschen Beläge haben somit tendenziell höhere h_{pave} -Werte als die aus den nordischen Ländern.

4.3 Andere Verfahren

Da die Messung von NBM in Deutschland nicht in der praktischen Anwendung ist, ist es angeraten, die Fähigkeit anderer, auch in Deutschland regelmäßig angewandter Prüfverfahren dahingehend zu überprüfen, ob mit ihnen gleichartige Aussagen zu erzielen sind.

Dazu wurden Vergleichsuntersuchungen zwischen dem o. g. Referenzverfahren nach EN 1097-9 und folgenden, regelmäßig in der werkseigenen Produktionskontrolle von Gesteinskörnungen für Asphalt nach DIN EN 13043 und Beton nach DIN EN 12620 verwendeten Verfahren angestellt:

- Los-Angeles-Prüfverfahren (LA) nach DIN EN 1097-2 (2020),
- Bestimmung des Polierwertes (PSV) nach DIN EN 1097-8 (2020).

Ziel ist es, mögliche Korrelationen zwischen PSV, LA und NBM zu ermitteln.

Fahrbahnbelag	Gestein	Maximum stone size in mm	S > 4 mm in %	Nordic Ball Mill -	h_{pave} -
Asphaltbeton	Granodiorit	8	32.63	9.7	2.8
	Moräne	8	32.08	10.3	2.9
	Rhyolith	11	43.97	5.7	1.8
	Kuselit/Andesit	5	13.69	13.2	3.8
	Basalt	8	35.36	8.7	2.6
	Diabas	8	39.9	19.5	4.1
	Kalkstein	11	37.48	21.2	4.1
	Grauwacke	8	29.37	22.5	4.7
	Quarzit	11	43.91	6	1.8
Offenporiger Asphalt (OPA)	Granodiorit	8	69.62	9.7	2.2
	Moräne	11	69.84	10.3	2.0
	Basalt	5	36.48	8.7	2.8
	Grauwacke	8	92.24	22.5	3.6
Gussasphalt	Diabas	8	29.84	19.5	4.2
DSH	Diabas	5	20.53	19.5	4.6
Waschbeton	Rhyolith	8	52.6	5.7	1.9
	Kuselit/Andesit	8	46.2	13.2	3.1
	Basalt	8	49.3	8.7	2.4
	Diabas	8	49.0	19.5	3.9
Splittmastix-Asphalt (SMA)	Granodiorit	8	63.47	9.7	2.3
	Moräne	11	64.61	10.3	2.1
	Rhyolith	11	63.35	5.7	1.5
	Kuselit/Andesit	8	60.52	13.2	2.8
	Basalt	11	63.57	8.7	1.9
	Diabas	8	56.18	19.5	3.8
	Grauwacke	8	63.35	22.5	4.1
	Quarzit	8	60.93	6	1.8

DSH = Dünne Asphaltdeckschicht in Heißbauweise

Tab. 4-4: Abriebparameter h_{pave} nach NORTRIP-Modell für die untersuchten Beläge

Name	h_{pave}
Hornsgatan	0.95
Mannerheimintie	1
Essingeleden	0.98
RV4	1.6
NB_sletta	1
HCAB_before_2008	4
Runeberg	1
HCAB_after_2008	2
Stavanger	1

Tab. 4-5: h_{pave} -Werte aus NORTRIP-Dokumentation

4.3.1 Los-Angeles-Prüfverfahren (LA)

Der Los-Angeles-Versuch ist ein Prüfverfahren nach DIN EN 1097-2 (2020) (Prüfverfahren für mechanische und physikalische Eigenschaften von Gesteinskörnungen – Teil 2: Verfahren zur Bestimmung des Widerstandes gegen Zertrümmerung) und dient zur Feststellung der Widerstandsfestigkeit der Gesteinskörnung einer Fahrbahnoberfläche gegen Zertrümmerung (sogenannte schlagende Beanspruchung). Mithilfe dieses Prüfverfahrens wird der Los-Angeles-Koeffizient bestimmt.

Zu Beginn des Versuchs wird eine 5 kg (± 5 g) Gesteinsprobe mit der Korngröße 10 mm bis 14 mm zusammen mit elf Stahlkugeln (4775 ± 85 g) in eine Stahltrommel gegeben (siehe auch Bild 4-2). Der Durchmesser der Stahltrommel ist genormt und sollte 710 ± 3 mm betragen. Durch die anschließende Rotation (32 ± 1 min⁻¹) der Trommel wird die Gesteinsprobe zerkleinert bzw. abgerieben. Nach 500 Umdrehungen wird die Gesteinsprobe aus der Trommel über einem 1,6 mm Sieb abgetrennt und der Rückstand ermittelt.

Der Los-Angeles-Koeffizient LA ist aus der folgenden Gleichung zu berechnen:

$$LA = \frac{5\,000 - m}{50}$$

Dabei ist m der Siebrückstand auf dem 1.6-mm-Analysesieb in Gramm. Das Ergebnis ist auf die nächste ganze Zahl gerundet anzugeben.

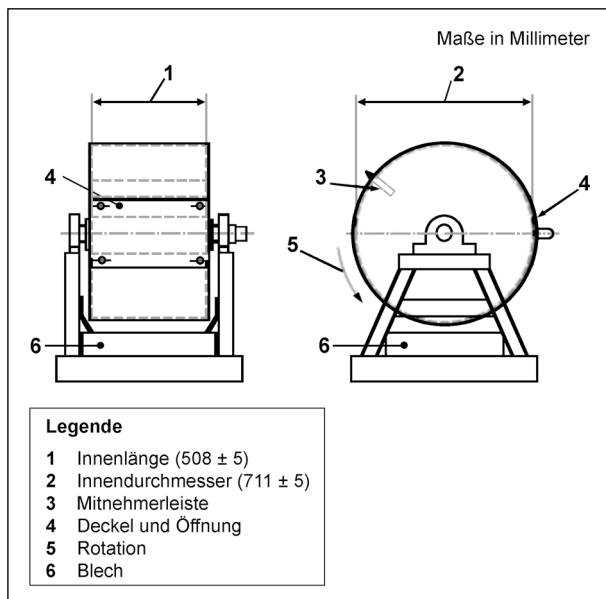


Bild 4-2: Prinzipskizze des LA-Prüfverfahrens (Quelle: DIN EN 1097-2 (2020))

Durch EUROVIA wurden die LA-Versuche durchgeführt. Die Messergebnisse für die untersuchten Gesteinsarten sind in aufgeführt. Die Messprotokolle befinden sich im Anhang 3 des vorliegenden Berichtes.

Hinweis: Quarzit liegt nicht in der für die Versuche benötigten Korngröße (11/16) vor, sodass an diesem Gestein LA nicht bestimmt werden konnte. Hier wurde der Messwert von GUSTAFSSON et al. (2011) aus der Literatur übernommen.

Den höchsten LA-Wert zeigt hier mit 25 der Kalkstein. Der niedrigste Wert wurde mit 9 bei Diabas gemessen.

4.3.2 Polierwert (PSV)

Der PSV (polished stone value) ist ein Maß für die Beständigkeit von groben Gesteinskörnungen gegen die Polierwirkung von Fahrzeugreifen unter Bedingungen, die denen auf einer Straßenoberfläche ähnlich sind. Die Prüfnorm ist die DIN EN 1097-8 (2020). Die Prüfung wird an Gesteinskörnungen durchgeführt, die durch ein 10-mm-Sieb hindurchgehen und auf einem 7.2-mm-Schlitzsieb zurückbleiben, und besteht aus zwei Teilen:

- a. Einzelmessproben werden in einer Schnellpoliermaschine einer Polierwirkung ausgesetzt;
- b. der erreichte Polierzustand jeder Einzelmessprobe wird mithilfe einer Griffigkeitsmessung ermittelt. Der PSV wird dann aus den Griffigkeitsbestimmungen berechnet.

Gestein	LA
	-
Granodiorit	16
Moräne	15
Rhyolith	14
Kuselit/Andesit	11
Basalt	10
Diabas	9
Kalkstein	25
Grauwacke	12
Quarzit	18*

*Aus Literatur (GUSTAFSSON et al., 2011) übernommen.

Tab. 4-6: LA-Werte für die untersuchten Gesteine

Die Schnellpoliermaschine (siehe Bild 4-3) ist auf vier einstellbaren Justierfüßen zu befestigen, die sich an den Ecken befinden. Sie ist auf einer dauerhaften, waagrecht ausgerichteten Stein- oder Betongrundplatte zu sichern. Sie muss Folgendes enthalten:

- Ein Rad, als „Straßenrad“ bezeichnet, mit ebener Umfangsfläche und Spannvorrichtungen zur Halterung der Probekörper.
- Eine Vorrichtung, um das Straßenrad unter Prüfbedingungen mit einer Drehzahl von $(320 \pm 5) \text{ min}^{-1}$ um die eigene Achse zu drehen.
- Zwei vollgummibereifte Räder mit einem Durchmesser von $(200 \pm 3) \text{ mm}$ und einer Breite von $(38 \pm 2) \text{ mm}$. Diese Räder müssen sich farblich unterscheiden. Für das grobe Schleifmittel ist ein dunkles Rad (grob) und für das Schleifpulver ein Rad mit heller Farbe (fein) zu verwenden. Die vollgummibereiften Räder müssen im Ausgangszustand eine Härte von $(69 \pm 3) \text{ IRHD}$ nach ISO 7619 aufweisen.

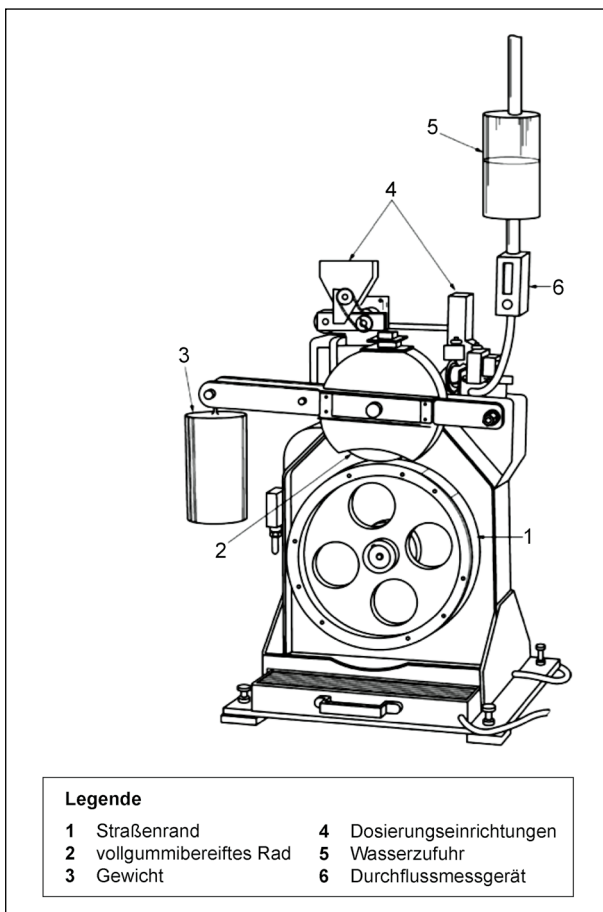


Bild 4-3: Schematische Darstellung der Schnellpoliermaschine
(Quelle: DIN EN 1097-8)

- Ein Hebelarm und Gewichtstück, um die Oberfläche des jeweiligen vollgummibereiften Rades mit einer freien Gesamtkraft von $(725 \pm 10) \text{ N}$ auf dem Straßenrad zu halten. Das vollgummibereifte Rad muss um seine Achse, die parallel zur Achse des Straßenrades verlaufen muss, frei drehbar sein, und die Rotationsebene des Reifens muss mit der des Straßenrades übereinstimmen. Die Maschine ist genau auszurichten, sodass das Straßenrad und das jeweilige vollgummibereifte Rad in den Lagern ohne Spiel frei drehbar sind:
 - a) die Rotationsebenen der beiden verwendeten Räder dürfen nicht mehr als in einem Winkel von 0.33° von der Parallelen abweichen (1 mm auf 200 mm);
 - b) die Rotationsebenen durch die Mittelpunkte der beiden verwendeten Räder dürfen nicht mehr als 0.8 mm voneinander entfernt sein.
- Dosiereinrichtung, gekennzeichnet für die Anwendung mit dem dunkelfarbigen (groben) gummbereiften Rad, für die Zufuhr von grobem Naturkorund und Wasser mit den festgelegten Zufuhrraten. Schleifmittel und Wasser müssen in der Nähe des Berührungspunktes mit dem gummbereiften Rad direkt auf das Straßenrad zugeführt werden.
- Dosiereinrichtung, gekennzeichnet für die Anwendung zusammen mit dem hellfarbigen (fein) gummbereiften Rad für die kontinuierliche Zufuhr von feinem Naturkorund und Wasser mit den vorgeschriebenen Zufuhrraten.
- Eine Vorrichtung zur Sicherstellung, dass das gummbereifte Rad bei Stillstand nicht belastet wird, um eine Verformung des Reifens zu verhindern.

Die Griffigkeitsprüfung (CEN/TS 15676) wird mit einem Pendelmessgerät durchgeführt.

Das Pendelgerät muss folgende Merkmale aufweisen:

- Einen federgespannten Gummi. Er ist so am Ende eines Pendelarmes zu befestigen, dass die Gleitkante etwa 510 mm von der Aufhängungsachse entfernt ist.
- Vorrichtungen zum senkrechten Ausrichten der Säule des Geräts.
- Vorrichtungen, um einen der gekrümmten Probekörper der Schnellpoliermaschine mit seiner

- längeren Abmessung in der Pendelspur und bezüglich des Gummigleitkörpers und der Aufhängungsachse des Pendels mittig zu halten.
- Vorrichtungen zum Heben und Senken der Aufhängungsachse des Pendelarms, sodass der Gleitkörper:
 - a) frei schwingen kann, ohne die Oberfläche des Probekörpers zu berühren und
 - b) so eingestellt werden kann, dass er den gekrümmten Probekörper über eine Länge von (76 ± 1) mm überstreicht.
 - Vorrichtung zum Halten und Freigeben des Pendelarms, sodass er frei aus der Waagerechten fällt.
 - Zeiger, der um seine Aufhängungsachse ausbalanciert ist und die Stellung des Pendelarms beim Vorwärtsschwingen angibt und sich dabei über die kreisförmige Skale bewegt. Die Masse des Zeigers darf nicht mehr als 85 g betragen. Die Reibung im Zeigermechanismus muss so einstellbar sein, dass die Spitze eines Zeigers mit einer Nennlänge von 300 mm beim freien Schwingen des Pendelarms aus der Waagerechten beim Vorwärtsschwingen bis an einen Punkt von 10 mm unter der Waagerechten zum Stillstand kommt.
 - Eine kreisförmige Messskale (F-Skale) für gekrümmte Probekörper mit einer Gleitlänge von 76 mm, die von 0 bis 100 und in Abständen von zwei Einheiten unterteilt ist.
 - Die Masse des Pendelarms einschließlich des Gummigleitkörpers muss (1.50 ± 0.03) kg betragen. Der Schwerpunkt muss sich in einer Entfernung von (410 ± 5) mm von der Aufhängungsachse auf der Achse des Armes befinden.
 - Der Gleitkörper muss aus einem Gummiblock mit (31.75 ± 0.50) mm Breite, (25.4 ± 1.0) mm Länge (in Schwingrichtung) und (6.35 ± 0.50) mm Dicke bestehen. Dieser muss auf einer starren Unterlage, die um eine Achse drehbar ist, befestigt sein, Gleitkörper und Unterlage müssen zusammen eine Masse von (20 ± 5) g aufweisen. Gleitkörper und Unterlage sind am Ende des Pendelarms so anzubringen, dass die Unterfläche des Gleitkörpers in einem Winkel von $(26 \pm 3)^\circ$ gegen die Waagerechte geneigt ist, wenn sich der Pendelarm am tiefsten Punkt der Schwingung befindet und die tiefere Kante des Gleitkörpers den Probekörper berührt.
 - Der Gleitkörper muss mit einer Feder gegen die Prüffläche des Probekörpers gedrückt werden. Die bei der Kalibrierung nach Anhang D eingestellte Federkraft auf den Gleitkörper muss in der Mitte des Gleitweges einen Nennwert von (22.2 ± 0.5) N haben. Die Veränderung der auf den Gleitkörper wirkenden Federkraft darf 0.2 N/mm Ausbiegung des Gleitkörpers nicht überschreiten.
 - Die Anfangswerte von Rückprallelastizität und Härte des Gleitkörpers müssen Tabelle 3 entsprechen. Die Auftreffkanten des Gleitkörpers müssen rechtwinklig und sauber ausgeführt sein, der Gummi muss frei von Verunreinigungen, z. B. Schleifmittel oder Öl, sein.
- Für die Durchführung des Versuches müssen vier Probekörper von jeder der zu untersuchenden Gesteinskörnungen und vier Probekörper aus Kontrollgestein hergestellt werden. Jeder Probekörper muss aus etwa 36 bis 46 Gesteinskörnern bestehen. Sie sind so dicht wie möglich anzuordnen und müssen den Boden so vollständig wie möglich bedecken. Die Zwischenräume zwischen den Körnern werden zu etwa drei Viertel ihrer Höhe mit feiner Gesteinskörnung (Sand) gefüllt. Diese wird mit einem feinhaarigen Pinsel oder durch behutsames Blasen eingeebnet. Dabei muss darauf geachtet werden, dass die Gesteinskörner nicht verschoben werden.
- Der Härter wird im Behälter nach den Anweisungen des Herstellers mit dem Harz gemischt. Die Form wird bis zum Überlaufen mit dem Harzgemisch gefüllt und der Überschuss mit dem Spachtel weggestrichen, ohne den Harzgrundkörper zu stören. Der Mittelwert der aufgezeichneten Werte der beiden PSV-Kontrollgesteinsprobekörper aus jedem Prüfdurchgang ist auf 0.1 Einheiten zu errechnen, was zwei Ergebnisse liefert. Der festgelegte Bereich für das TRL-PSV-Kontrollgestein ist 49.5 bis 55.5.
- Der Mittelwert S der aufgezeichneten Werte für die vier Probekörper jeder Gesteinskörnung (zwei aus jedem Prüfdurchgang) ist durch Addieren der Mittelwerte jedes Durchgangs und Division durch zwei zu berechnen. Das Ergebnis ist auf 0.1 Einheiten aufzuzeichnen.
- Der Mittelwert C der aufgezeichneten Werte der vier PSV-Kontrollgesteinsprobekörper (zwei aus jedem Prüfdurchgang) ist durch Addieren der Mittelwerte jedes Durchgangs und Division durch zwei zu berechnen. Das Ergebnis ist auf 0.1 Einheiten aufzu-

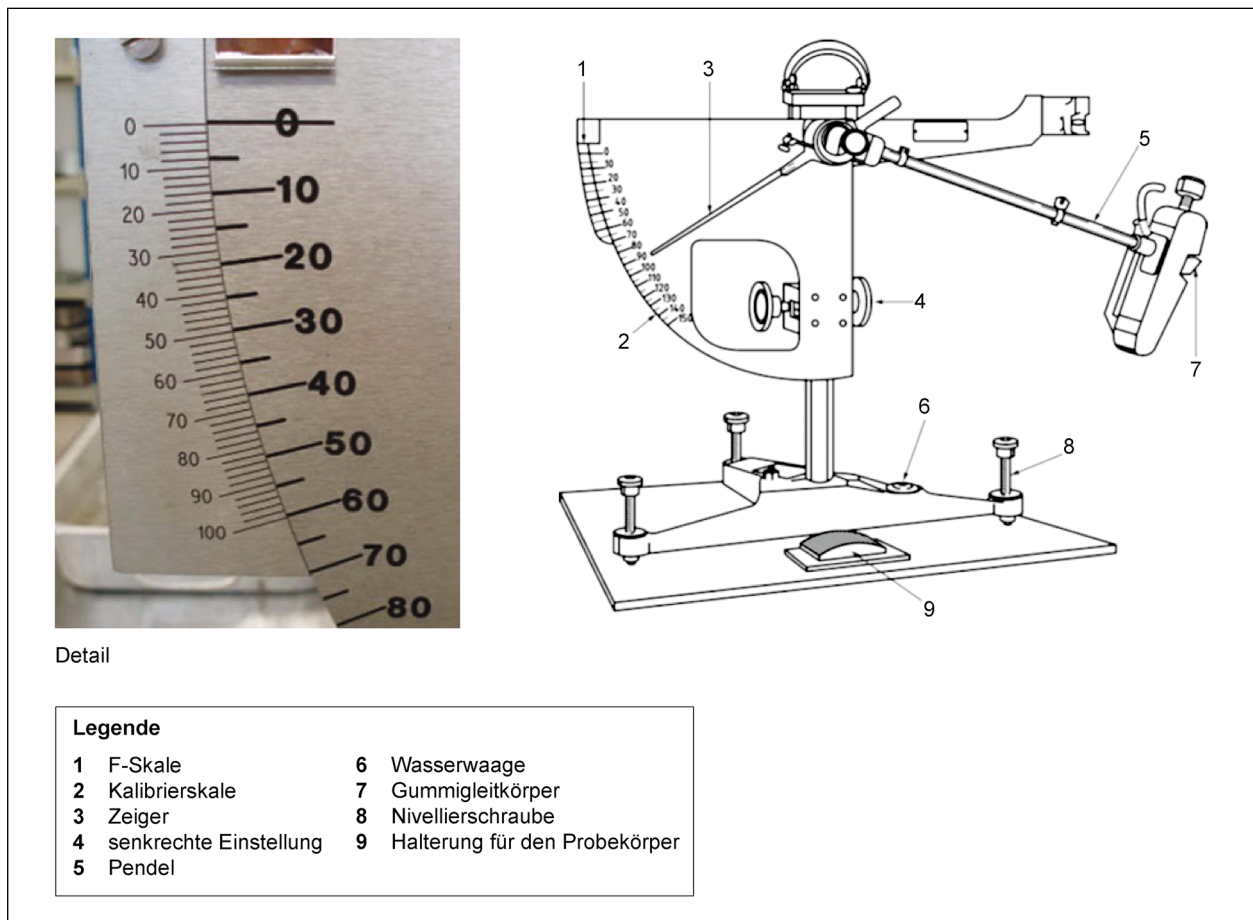


Bild 4-4: Schematische Darstellung des Pendelmessgerätes (Quelle: DIN EN 1097-8 (2020))

zeichnen. Der PSV ist ganzzahlig gerundet nach der folgenden Gleichung zu errechnen:

$$\text{PSV} = S + (52.5) - C$$

Die PSV-Messungen wurden von der RWTH Aachen, Lehrstuhl und Institut für Straßenwesen, gemäß DIN EN 1097-8 (2020) für die zu untersuchenden Beläge bestimmt. Die Messergebnisse sind in Tabelle 4-7 aufgeführt. Die Messprotokolle befinden sich ebenfalls in den Anhängen des vorliegenden Berichtes.

Die höchsten PSV-Werte weisen demnach Grauwacke, Quarzit und Diabas auf. Geringe PSV-Werte zeigten Kalkstein und Rhyolith.

Gestein	PSV
	-
Granodiorit	53
Moräne	51
Rhyolith	47
Kuselit/Andesit	53
Basalt	50
Diabas	57
Kalkstein	38
Grauwacke	65
Quarzit	60

Tab. 4-7: PSV-Werte für die untersuchten Gesteine

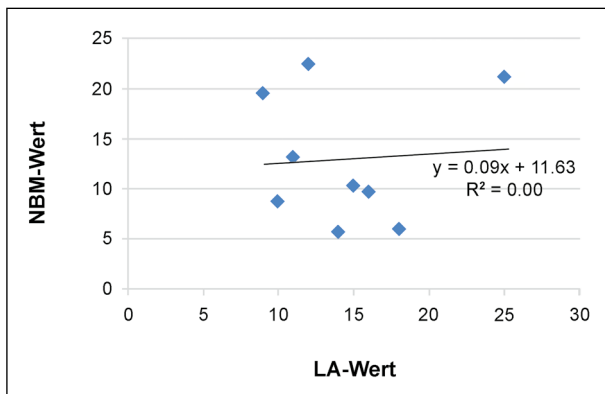


Bild 4-5: Korrelation zwischen NBM und LA-Werten für alle untersuchten Gesteine

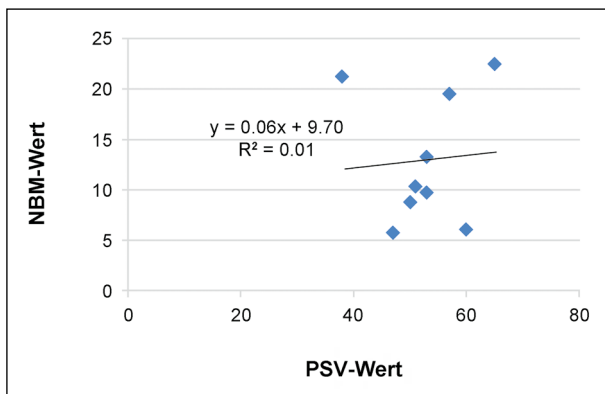


Bild 4-6: Korrelation zwischen NBM und PSV-Werten für alle untersuchten Gesteine

4.3.3 Korrelation NBM zu LA und PSV

Zunächst wurde die Korrelation zwischen NBM und LA für alle untersuchten Gesteine bestimmt. Diese ist in Bild 4-5 dargestellt. Es zeigt sich, dass es dafür keine statistische Korrelation gibt.

Das Gleiche gilt auch für die Korrelation zwischen NBM und PSV. Dies ist in Bild 4-6 dargestellt.

Damit ist eine einfache Umrechnung der in Deutschland angewendeten Prüfverfahren zum NBM nicht möglich.

Eine mögliche Alternative in Bezug auf Struktureigenschaften von Fahrbahnoberflächen wird im Kapitel 4.4.5 diskutiert.

4.4 Quantifizierung des Abriebverhalten im Labor

Um das Abriebverhalten der Fahrbahnoberflächen simulieren zu können, wurden Prüfungen im Labor durchgeführt. Hierzu wurden von im Labor herge-



Bild 4-7: Probeplatte nach Versuchsende

stellten Fahrbahnprobeplatten Abrieb der Oberflächen erzeugt.

Dabei sollte der zu untersuchende Abrieb deutlich vom Kornverlust abgegrenzt werden, der für die Feinstaubuntersuchungen irrelevant ist. Da Feinstaub als massearm anzusehen ist, ist eine Bestimmung des Abriebs durch Rückwiegung von beanspruchten Proben nicht durchführbar.

Deswegen erfolgten Messungen der in die Umgebungsluft abgegebenen Partikel in einem geschlossenen Prüfraum. Verwendet wurde eine angepasste Versuchsanordnung in Anlehnung an DIN EN 12697-22 (Spurbildungsversuch). Dabei musste eine plastische Verformung oder ggf. eine Kornzertrümmerung ausgeschlossen werden. Erreicht wurde dieses durch eine Absenkung der Prüftemperatur. Hierzu wurden Vorversuche durchgeführt, um eine optimale Versuchsanordnung zu gewährleisten (vgl. Bild 4-7).

4.4.1 Versuchsaufbau

Ziel der Entwicklung des Versuchsaufbaus war es, im Labor hergestellte Proben aus beliebigen Baustoffgemischen unter wiederholbare Bedingungen auf ihr Abriebverhalten zu prüfen. Um die sehr kleinen anfallenden Mengen an Abrieb problemorientiert messen zu können, mussten dazu zunächst stationäre Verhältnisse in Bezug auf die Umluftbedingungen in der Prüfkammer erzeugt werden. Die Beanspruchung der Proben musste also innerhalb des abgedichteten Messraumes erfolgen.

Als Beanspruchungsgerät wurde das Spurbildungsgerät nach TP Asphalt-StB, Teil 22 verwendet (FGSV, 2013). Das Verfahren wird üblicherweise

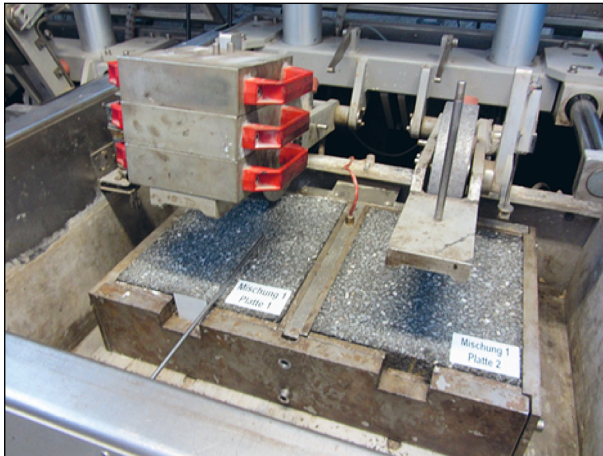


Bild 4-8: Anordnung der Prüfräder mit der Beanspruchung auf der linken Seite

zur Bestimmung der Spurrinnentiefe an im Labor hergestellten Probeplatten verwendet. Die 340 x 280 mm großen Probeplatten wurden dabei fortwährend durch Prüfräder mit einem Außendurchmesser von 203 mm und einer Breite von 50 mm überrollt, wobei diese eine Radlast von 700 N ausüben.

Beim Standard-Spurbildungsversuch werden überwiegend plastische Verformungen erzeugt. Um hier stattdessen einen Abrieb zu erzeugen, wurden die Prüfbedingungen wie folgt angepasst:

- Das europäisch genormte Gummirad wird durch ein profilloses Stahlrad mit gleichen Abmessungen in Anlehnung an die mittlerweile zurückgezogenen „Technischen Prüfvorschriften für Asphalt im Straßenbau (TP A-StB) Teil: Spurbildungsversuch – Bestimmung der Spurrinnentiefe im Wasserbad, Ausgabe 1997“ ersetzt.
- Die Prüftemperatur wird von 60 °C auf 30 °C reduziert.
- Eines der beiden Prüfräder wird mit der vollen Radlast (700 N) eingesetzt (Beanspruchungsseite). Das zweite Rad wird ohne zusätzliche Gewichte eingesetzt und läuft lediglich aus geräte-technischen Gründen mit (vgl. Bild 4-8).
- Der in der Prüfkammer befindliche Ventilator, der der besseren Temperaturverteilung dient, wird abgeschaltet.

Um die Probenahme in direkter Beanspruchungsnähe zu ermöglichen, wurden zwei Löcher in die Gerätewand des Spurbildungsgerätes gebohrt und je eine Aluminiumröhre bis zur Mitte der Rollstrecke des Prüfrades auf der Beanspruchungsseite ver-

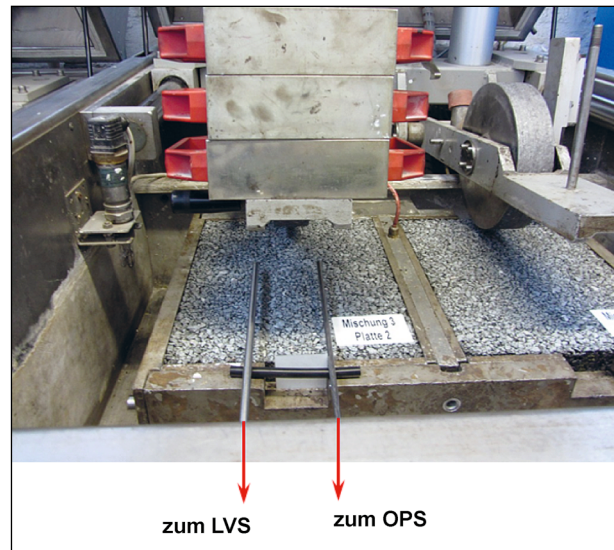


Bild 4-9: Versuchsaufbau mit Probenahmeröhren zur Filterbelegung (links) und zur Partikelmessung (rechts)

legt. Die Rohre haben einen lichten Abstand von 10 mm zur Probenoberfläche und ebenfalls 10 mm seitlich zum Prüfrad (vgl. Bild 4-9).

Die Partikelmessungen wurden vom Institut für Energie- und Umwelttechnik e. V. (IUTA), Duisburg in den Räumlichkeiten der MPV Messen Prüfen Validieren GmbH, Bottrop durchgeführt. Die Messtechnik wurde durch IUTA gestellt. Als Messtechnik kam ein Optischer Partikelzähler OPS 3330 der TSI GmbH zum Einsatz. Dieser weist einen Messbereich von 0.3 bis 10 µm auf.

Zusätzlich erfolgen Probenahme auf einen Partikelfilter mittels eines Low Volume Sampler (LVS).

4.4.2 Versuchsdurchführung

Um vor Beginn der Versuchsdurchführung zunächst vergleichbare stationäre Verhältnisse in Bezug auf die Konzentration an Partikeln in der Messkammer des Spurbildungsgerätes zu erzeugen, wird zunächst nach Einbau der Proben und Schließen der Kammer eine Reinigungsphase vorgesehen. Während dieser finden keine Überrollungen statt. In dieser Phase wird Umgebungsluft aus der Umgebung durch eine Pumpe über mehrere HEPA-Filter gezogen, wobei die wesentlichen Partikel in den Filtern zurückgehalten werden (vgl. Bild 4-10).

Die anschließend quasi partikelfreie Luft wird danach unter Überdruck in die Prüfkammer geleitet, wodurch die partikelbehaftete Luft der Kammer aus dem Gerät gedrückt wird. Auf diese Weise nimmt

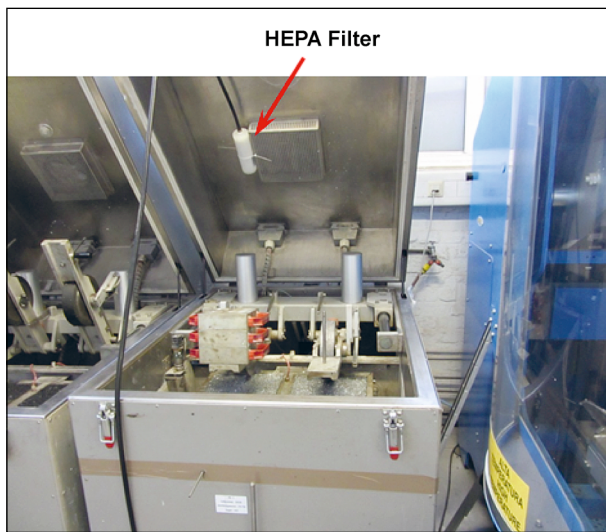


Bild 4-10: Anordnung zur Absenkung der Hintergrundbelastung der Prüfkammer (hier geöffnet)

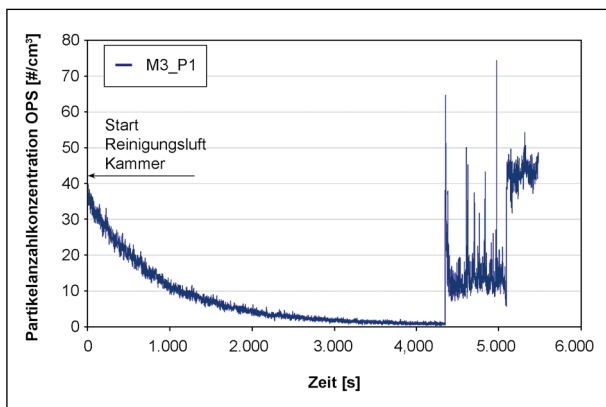


Bild 4-11: Typische Messwertaufnahme mit Reinigungsphase, Messung und Hintergrundbelastung

die Feinstaubbelastung der Prüfkammer sukzessive ab, was kontinuierlich durch die Messung mit einem OPC verifiziert wird. Inwieweit sich dabei auch Feinstaub auf den Geräte- und Probeoberflächen absetzt, konnte im Rahmen der Versuche nicht überprüft werden; es wird aber aufgrund des stetig vorhandenen Überdrucks und des sich dadurch einstellenden ständigen Luftaustausches nicht davon ausgegangen, dass sich damit wesentliche Feinstaubanteile auf der Probe abgesetzt haben. In Vorversuchen ist ermittelt worden, dass die Staubbelastung in der Prüfkammer auf diese Weise tatsächlich asymptotisch gegen Null geht.

Als Zielgröße wurde das subjektive Erreichen eines stationären Zustandes nahe Null definiert. Dieser liegt deutlich unterhalb des späteren Messniveaus (vgl. Bild 4-11).



Bild 4-12: Versuchsaufbau während der Messung (nur OPS)

Um einen Ausgangspunkt für die späteren Messergebnisse zu erhalten, wird anschließend eine 300 s lange Messung der Hintergrundbelastung in der Kammer vorgenommen, um zu verifizieren, dass die Absenkung der Hintergrundbelastung erfolgreich ist.

Nach Erreichen dieses Startzustandes wird die Beanspruchung der Proben durch das Überrollen mit den Stahlrädern initiiert. Die eigentliche Messphase beginnt erst nach dem Start der Überrollungen, was ca. 45 Sekunden in Anspruch nimmt. Die eigentliche Messphase wurde mit 600 Überrollungen festgelegt, was einer Messdauer von ca. 675 Sekunden entspricht. Während dieser werden die Messwerte mit einer Frequenz von 1 Hz kontinuierlich aufgezeichnet und in einer Messdatei festgehalten (vgl. Bild 4-12).

Nach Beendigung der Messphase wird die Probenahme dahingehend umgestellt, dass für mindestens 120 Sekunden die Umgebungsluft des Labors aufgenommen wird. Dieses dient der ergänzenden Einschätzung der Prüfbedingungen für den Fall, dass unplausible Ergebnisse erhalten werden.

Das Bild 4-13 zeigt ein typisches Messergebnis für eine Probe. Nach dem subjektiv beobachteten Abklingen der Hintergrundbelastung in der Prüfkammer wurde bei einer kumulierten Messzeit von 4.000 s die Messung der Hintergrundbelastung in der Prüfkammer initiiert. Sie ergab im angegebenen Beispiel eine Partikelkonzentration von im Mittel 0,96 Partikeln pro cm^3 . Anschließend erfolgte der Start des Spurbildungsgerätes, was ca. 45 Sekunden in Anspruch nimmt.

Typisch für den Start sind Anfahrereffekte durch Staufwirbelungen in der Prüfkammer, die zu einem kurzzeitigen Anstieg der Partikelkonzentration in der Kammer führten. Diese klingen aber schnell wieder ab und werden nicht der Messphase zugeordnet. Anschließend erfolgt die Messung für einen Zeitraum von 675 Sekunden, was 600 Überrollungen des Messrades entsprach. Die Messung erfolgte kontinuierlich und die Aufzeichnung hat eine Sample-Rate von 1 Hz. Somit fallen die Passage des Prüfrades an der Probenahmeöffnung und die Generierung eines Messwertes zeitlich nicht bei jeder Überrollung zusammen. Es hat sich jedoch gezeigt, dass dieses keinen nachweisbaren Effekt auf die Messergebnis-Schwankungen z. B. in Form von regelmäßigen Schwingungen hat. Im vorliegenden Beispiel betrug die Partikelkonzentration nach Abklingen der Anfahrereffekte im Mittel 13,83 Partikeln pro cm^3 und lag somit signifikant höher als die Hintergrundbelastung in der Prüfkammer vor Messbeginn.

Die nach Beendigung der eigentlichen Messphase außerhalb der Prüfkammer gemessene Hintergrundbelastung des Labors lag im vorliegenden Beispiel mit im Mittel 42,13 Partikeln pro cm^3 deutlich über den Werten der Messphase. Es kann somit von einer effektiven Abschottung des Messraumes gegenüber äußeren Einflüssen und stationären Bedingungen in Bezug auf die Partikelkonzentration ausgegangen werden.

Zusätzlich wurden an vier ausgewählten Proben Langzeitmessungen von ca. 15 Stunden Dauer vorgenommen, bei denen zusätzlich eine Probenahme zur Beladung eines Partikelfilters erfolgte (vgl. Bild 4-14 und Bild 4-15).

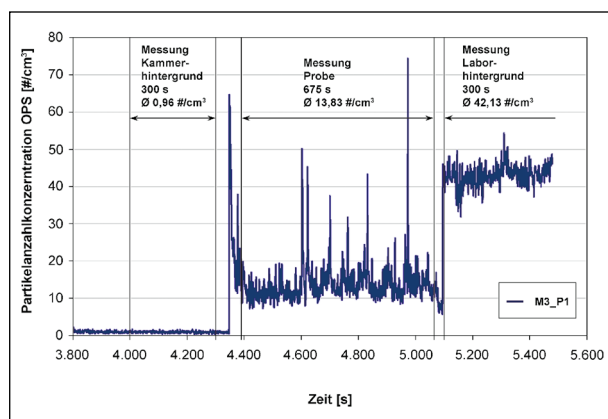


Bild 4-13: Typischer Verlauf der Partikelkonzentration während einer Messung

An zwei Proben wurde die Messung jeweils wiederholt, um eine Aussage über die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse zu erhalten.

Im Rahmen der Untersuchung wurden die in Tabelle 4-8 aufgelisteten Proben untersucht. Dabei handelte es sich um folgende Mischgutsorten, die hier jeweils als Deckschicht (D) verwendet wurden:

- Asphaltbeton (AC): Bei dieser Mischgutart wird die Korngrößenverteilung der Gesteinskörnungen hohlraumarm zusammengesetzt. Die Sieblinie orientiert sich an der Fuller-Parabel (stetige Sieblinie). Asphaltbeton wird überwiegend für leichte (L) bis mittlere (N) Belastungen verwendet.
- Splittmastixasphalt (SMA): Diese Mischgutart zeichnet sich dadurch aus, dass eine Fraktion

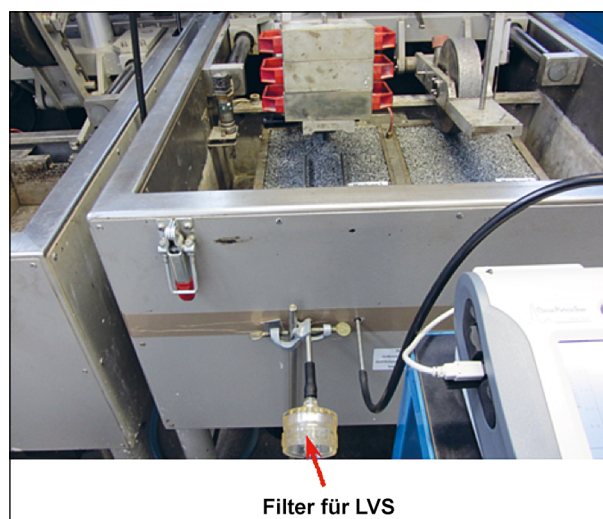


Bild 4-14: Versuchsaufbau mit Filterbelegung

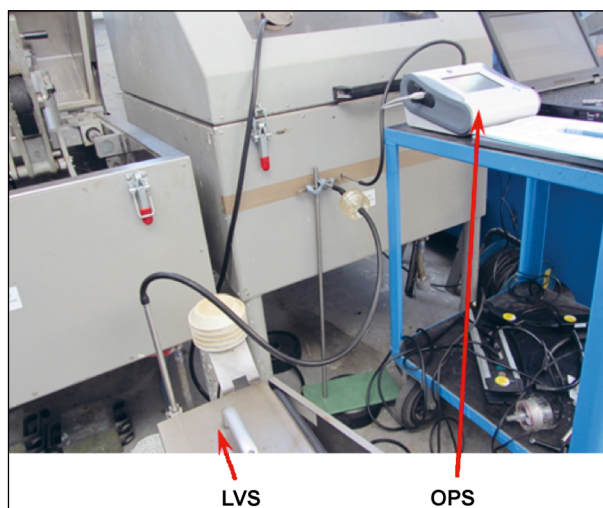


Bild 4-15: Versuchsaufbau mit LVS und OPS

der Gesteinskörnung fast gar nicht vorhanden ist (Ausfallkörnung) und ein hoher Anteil an grober Gesteinskörnung vorhanden ist. Dadurch erfolgt ein sog. Korn-zu-Korn-Kontakt, der grundsätzlich eine hohe Verformungsbeständigkeit aufweist. Der Mastixanteil ist hoch, um die Körner ausreichend verkleben zu können. Üblicherweise wird Splittmastixasphalt für mittlere (N) bis hohe Verkehrsbelastungen (S) eingesetzt.

- Offenporiger Asphalt (PA): Dieser Asphalt besteht fast ausschließlich aus der größten Gesteinsfraktion, Füller und Bindemittel (Einkorn-

Gemisch) und weist einen sehr hohen Hohlraumgehalt auf. Anwendungen sind vor allem die Lärmreduzierung und die Ableitung von Wasser (WDA).

Alle hier verwendeten Proben stammen aus real verwendeten und bereits im großindustriellen Einsatz erprobten und eingesetzten Asphaltrezepturen. Sie sind somit als praxisrelevant zu bezeichnen. Die endgültige Auswahl erfolgte im Wesentlichen danach, dass eine möglichst breite Abdeckung von Einsatzgebieten erfolgte.

Nr.	Mischgutart und -sorte	Zugabebindemittel		Art der Gesteinskörnung		
	Art und Sorte	Art	Sorte	Füller	Feine Gesteinskörnung	Grobe Gesteinskörnung
1	AC 8 D N	Straßenbaubitumen	50/70	Kalkstein	Granodiorit, Natursand	Granodiorit
2	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	25/55-55 A	Kalkstein	Granodiorit	Granodiorit
3	PA 8 D WDA	Straßenbaubitumen	70/100	Kalkstein	Granodiorit	Granodiorit
5	AC 8 D S	Polymermodifiziertes Bitumen für Recycling	25/55-55 A RC	Kalkstein	Moräne	Moräne
6	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	50/70	Kalkstein	Moräne	Moräne
7	PA 8 D WDA	Polymermodifiziertes Bitumen	25/55-55 A	Kalkstein	Moräne	Moräne
8	AC 11 D S	Polymermodifiziertes Bitumen	25/55-55 A	Kalkstein	Rhyolith, Natursand	Rhyolith
9	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	50/70	Kalkstein	Rhyolith	Rhyolith
10	AC 5 D L	Straßenbaubitumen	70/100	Kalkstein	Moräne, Natursand	Kuselit/Andesit
11	SMA 8 S	Straßenbaubitumen	50/70	Kalkstein	Moräne	Kuselit/Andesit
12	AC 8 D S	Polymermodifiziertes Bitumen	25/55-55 A	Basalt	Basalt, Natursand	Basalt
13	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	50/70	Kalkstein	Basalt	Basalt
14	PA 5 D WDA	Straßenbaubitumen	50/70	Kalkstein	-	Basalt
15	AC 8 D S	Straßenbaubitumen	50/70	Kalkstein	Moräne, Natursand	Diabas
16	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	25/55-55 A	Kalkstein	Moräne	Diabas
18	DSH-V 5	Polymermodifiziertes Bitumen	25/55-55 A	Kalkstein	Diabas, Natursand	Diabas,
19	AC 11 D N	Straßenbaubitumen	70/100	Diabas	Diabas, Natursand	Kalkstein
20	AC 8 D N	Straßenbaubitumen	70/100	Kalkstein	Kalkstein, Natursand	Grauwacke
21	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	25/55-55 A	Kalkstein	Moräne	Grauwacke
22	PA 8	Hochpolymermodifiziertes Bitumen	SFB 5-50 (PA-HV)	Kalkstein	-	Grauwacke
24	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	25/55-55 A	Kalkstein	Moräne	Mischung von Quarzit, Kuselit/Andesit
25	AC 11 D S	Straßenbaubitumen	50/70	Diabas	Moräne	Quarzit

Tab. 4-8: Auflistung der verwendeten Proben

Probe	Mittlere Partikelanzahlkonzentration OPS [# / cm ³]	Mittlere Massenkonzentration, berechnet [µg / m ³]	Filterbelegung [µg / m ³]
3	20.12	23.11	23.92
14	11.79	19.71	17.50
22	18.93	9.63	10.43

Tab. 4-9: Vergleich der Ergebnisse der Filterbelegungen (LVS) mit denen aus dem OPS

4.4.3 Ergebnisse

4.4.3.1 Umrechnung der Anzahlkonzentration in Massekonzentration

Zur Umrechnung der mittels OPS gemessenen Anzahlkonzentrationen in Massekonzentrationen muss eine Partikeldichte vorgegeben werden.

Für die Proben 3, 14 und 22 wurden deshalb parallel zu den in Kapitel 0 beschriebenen Langzeitmessungen je eine Belegung eines Partikelfilters mit dem LVS vorgenommen. Diese wurden jeweils gravimetrisch ausgewertet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4-9 im Vergleich zu den Ergebnissen der Langzeitmessung wiedergegeben.

Der Vergleich der OPS-Messungen mit den Ergebnissen aus der Gravimetrie (Referenzmessverfahren) erlaubt es, hier einen direkten Abgleich durchzuführen. Dazu wurde iterativ der Dichteparameter so lange verändert, bis sich die Trendlinie zwischen den aus den OPS-Messungen berechneten Massenkonzentrationen und den gravimetrisch aus der Filterbelegung ermittelten mit einer Steigung von 1 ergibt. Für die hier ausgewerteten Versuche ergibt sich dieses für eine (Partikel-)Dichte von 1.37 g/cm³ (vgl. Bild 4-16).

Dieser (niedrige) Wert überrascht, da die abriebrelevanten Stoffe in den betrachteten Oberflächen von Gesteinen und Füllmaterialien mit Dichten > 2 g/cm³ dominiert werden. Ggf. gibt es nennenswerte Abriebanteile der Bindemittel und/oder bei den Langzeitmessungen mit in die Prüfkammer eingesogener Partikel der Hintergrundluft aus der Halle.

In der folgenden Auswertung werden deshalb die Partikelanzahlkonzentrationen aus den Abriebmessungen mit einer Dichte von 2.2 g/cm³ auf Massekonzentrationen umgerechnet. Für die Bewertung der relativen Unterschiede im Abriebverhalten der Proben untereinander ist die konkrete Dichteangabe nicht relevant.

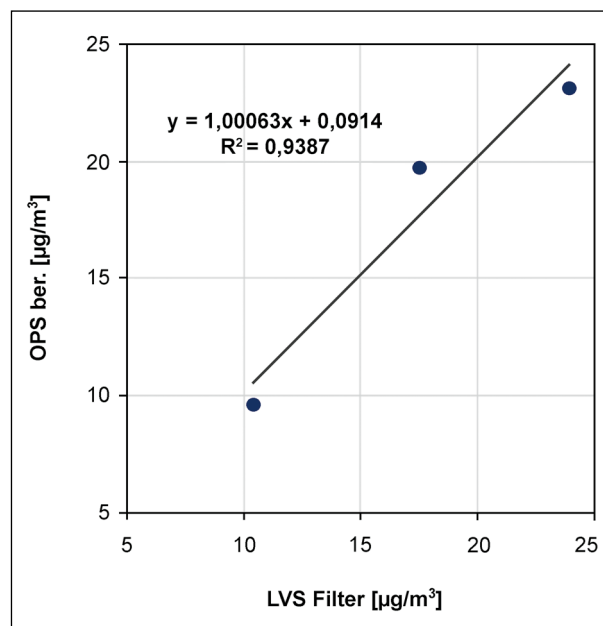


Bild 4-16: Partikelmassekonzentration aus dem OPS für eine vorgegebene Dichte von 1.37 g/cm³ im Vergleich mit den LVS-Ergebnissen (Gravimetrie)

4.4.3.2 Versuche zur Reproduzierbarkeit der Ergebnisse

An den Proben 12 (AC 8 D S mit 25/55-55 A) und 25 (AC 11 D S mit 50/70) wurde die Messung jeweils nach der eigentlichen Messung wiederholt, um eine Aussage über die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse zu erhalten.

Die Bilder 4-17 und 4-18 zeigen jeweils den Verlauf der Massenkonzentrationen, die bei den eigentlichen und den Wiederholungsmessungen aufgetreten sind. Die Ergebnisse für die Fraktionen < 2.5 µm und < 10 µm sind in Tabelle 4-10 aufgeführt. Die Ergebnisse schwanken für Probe 12 um 20 % (< 2.5 µm) bzw. 31 % (< 10 µm) um den Mittelwert und für Probe 25 zwischen 7 % (< 10 µm) und 13 % (< 2.5 µm). Für Probe 12 sind in der ersten Messung zu Beginn auch im Kurvenverlauf Niveauunterschiede sichtbar, die offenbar zu der größeren Schwankungsbreite geführt haben. Insgesamt werden die

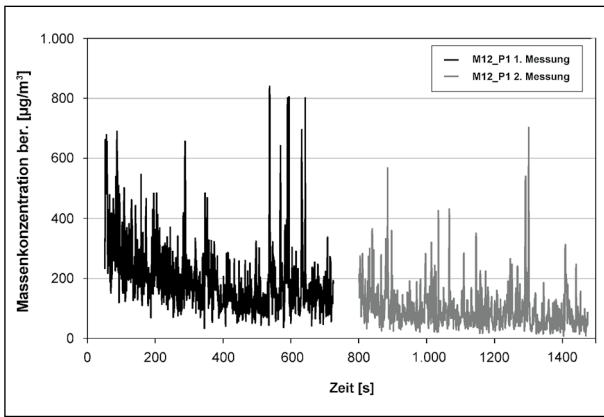


Bild 4-17: PM10-Massenkonzentrationen bei Wiederholungsmessung an Probe 12

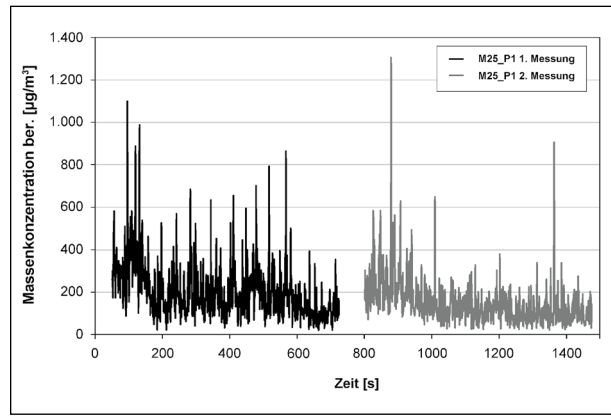


Bild 4-18: PM10-Massenkonzentrationen bei Wiederholungsmessung an Probe 25

Probe und Messung	PM2.5 [µg/m³]	Mittlere PM2.5-Konzentration beider Messungen [µg/m³]	PM10 [µg/m³]	Mittlere PM10-Konzentration beider Messungen [µg/m³]
Probe 12, Messung 1	14.4 (+ 20 %)	12.0	133.8 (+ 31 %)	101.8
Probe 12, Messung 2	9.6 (- 20 %)		69.8 (- 31 %)	
Probe 25, Messung 1	10.4 (- 13 %)	12.0	121.0 (+ 7 %)	113.2
Probe 25, Messung 2	13.6 (+ 13 %)		105.4 (- 7 %)	

Tab. 4-10: Mittelwerte der PM10- und PM2.5-Massekonzentrationen inkl. Abweichung vom Mittelwert bei den Wiederholungsmessungen

Ergebnisse als ausreichend reproduzierbar angesehen, da die Niveauunterschiede zwischen den Probekörpern zum Teil deutlich darüber liegen.

4.4.3.3 Langzeitmessungen

Für die Proben 3 (PA 8 D WDA mit 70/100), 7 (PA 8 D WDA mit 25/55-55 A), 14 (PA 5 WDA mit 50/70) und 22 (PA 8 mit SFB 5-50) wurde die Probenahme auf ca. 15 Stunden ausgeweitet. Die Auswahl der Proben erfolgte dabei ausschließlich nach dem praktikablen Prüfablauf im Labor insoweit, als die jeweils zeitlich passende Probe über Nacht weiter gemessen wurde. Die Auswahl ist also als zufällig zu bezeichnen. Die Ergebnisse sind in Bild 4-19 (Probe 3), Bild 4-20 (Probe 7), Bild 4-21 (Probe 14) und Bild 4-22 (Probe 22) jeweils als Partikelanzahlkonzentration und Massenkonzentration (Gesamtstaub) dargestellt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4-11 zusammengefasst. In allen Proben zeigen sich im Kurvenverlauf deutliche, langwellige Schwankungen in der Partikelanzahlkonzentration. Vor allem bei den Proben 7 und 14 zeigen sich dabei auf- und abschwellige Verläufe. Sehr wahrscheinlich

ist dieses auf die während der Probenbeanspruchung auftretenden makroskopischen Veränderungen der Probe zurückzuführen. Trotz der weitestgehenden Verhinderung von Veränderungen der Probenstruktur treten geringfügige strukturelle Schäden in Form von plastischen Verformungen auf. Dieses führt mutmaßlich dazu, dass im Versuchsablauf die Gesteinsoberflächen unterschiedlich beansprucht werden, was wiederum einen Einfluss auf die Abriebentstehung vermuten lässt.

Vergleicht man die Partikelanzahlverteilungen und die Massenverteilungen jeweils der Langzeitmessung und der Einzelversuche nach Kapitel 4.4.3.4, so zeigt sich das in Bild 4-23 wiedergegebene Bild. Es ist deutlich sichtbar, dass sich das Messergebnis bei den Langzeitmessungen dahingehend verändert, dass der Anteil an größeren Partikeln mit Durchmessern größer ca. 2 µm über die Messzeit hinweg abnimmt. Hierfür gibt es zwei mögliche Erklärungen:

- Es ist möglich, dass während der langen Versuchsdauer sukzessive Außenluft aus dem Laborraum in die Prüfkammer gelangt ist.

Probe	Mittlere Partikelanzahlkonzentration [# /cm ³]	Mittlere Massenkonzentration [µg/m ³]	Mittlere PM2.5-Konz. [µg/m ³]	Mittlere PM10-Konz. [µg/m ³]
3	20.12	36.8	5.3	27.4
7	20.06	20.0	3.5	14.3
14	11.79	31.6	4.5	23.7
22	18.93	15.4	3.3	12.0

Tab. 4-11: Ergebnisse der Langzeitmessungen (Hinweis: Die Konzentrationen am Anfang und Ende der Messreihe wurden vor der Mittelwertbildung rausgefiltert)

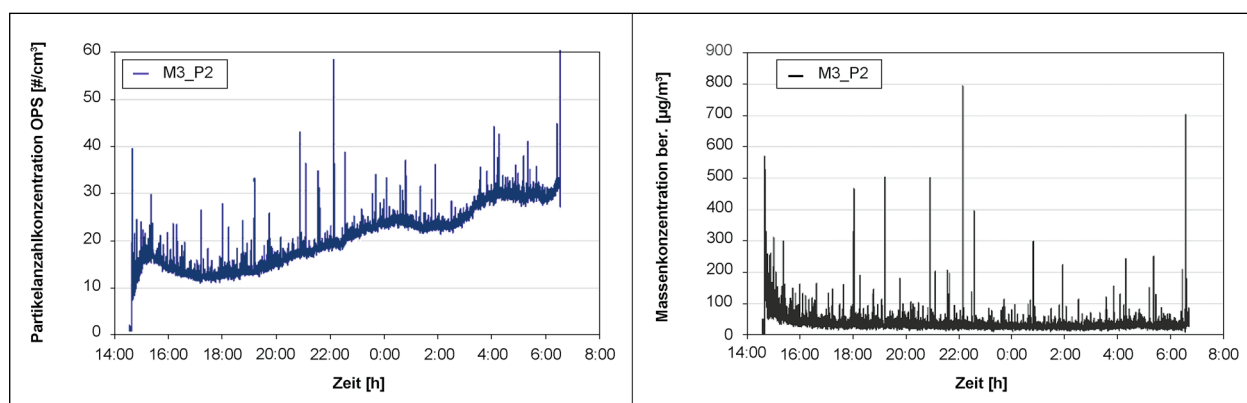


Bild 4-19: Langzeitmessung für Probe 3 als Partikelanzahlkonzentration (links) und Massenkonzentration (rechts)

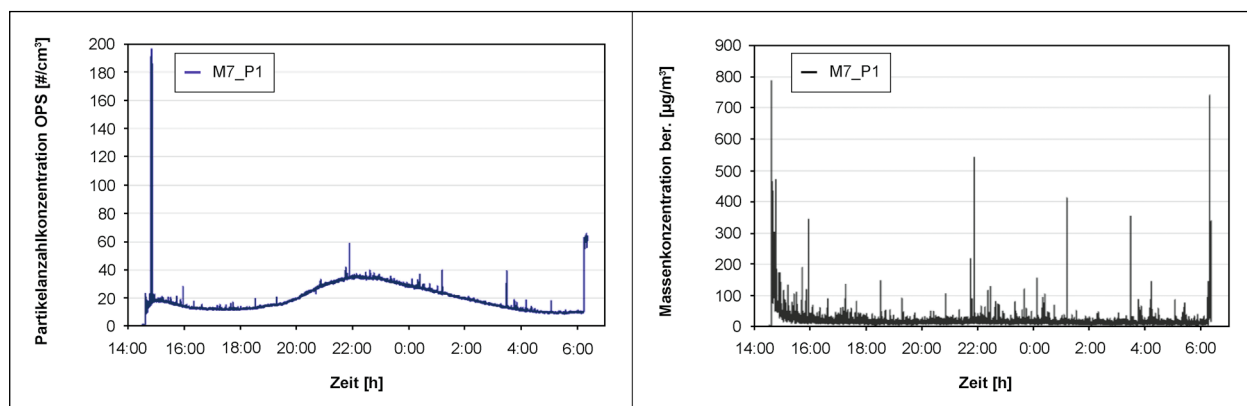


Bild 4-20: Langzeitmessung für Probe 7 als Partikelanzahlkonzentration (links) und Massenkonzentration (rechts)

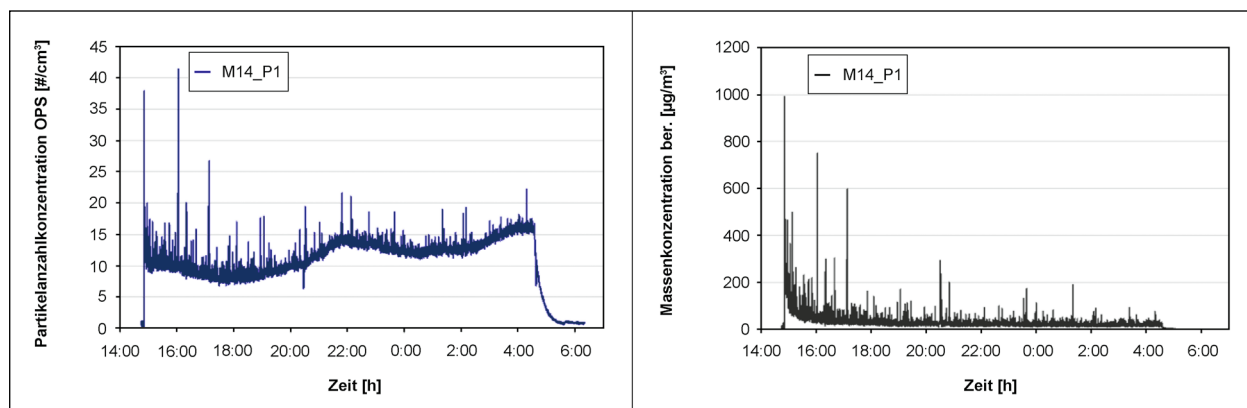


Bild 4-21: Langzeitmessung für Probe 14 als Partikelanzahlkonzentration (links) und Massenkonzentration (rechts)

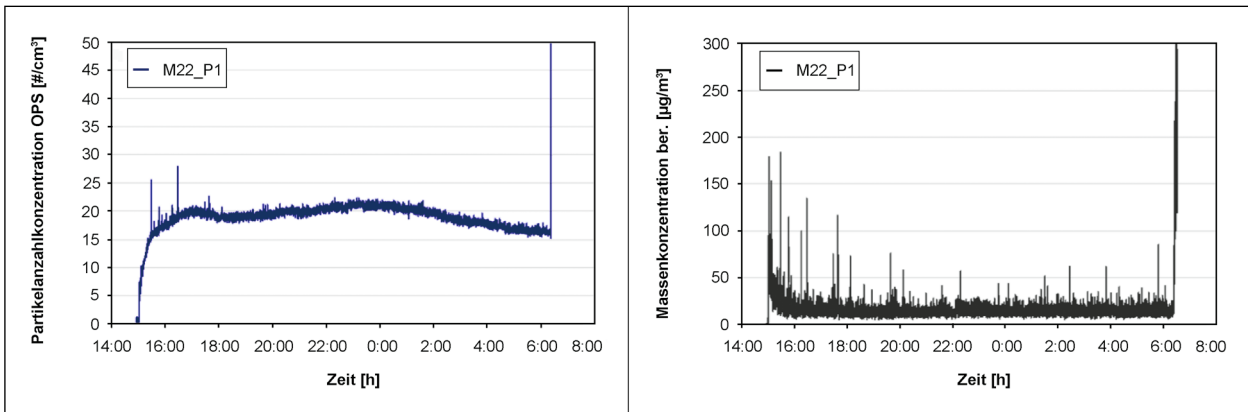


Bild 4-22: Langzeitmessung für Probe 22 als Partikelanzahlkonzentration (links) und Massenkonzentration (rechts)

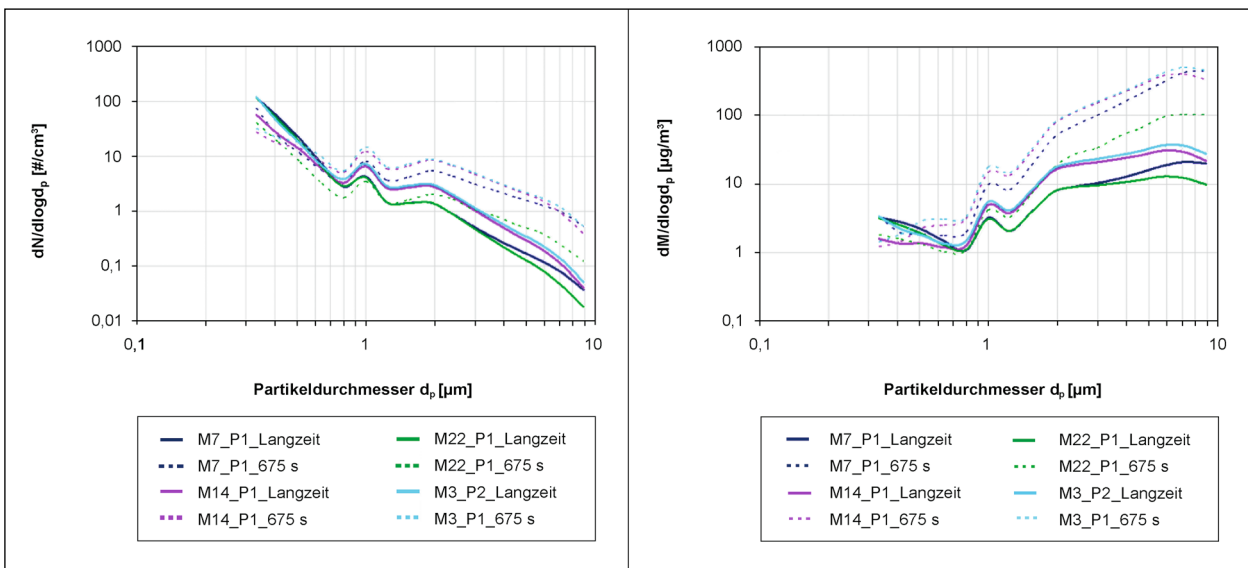


Bild 4-23: Partikelanzahlkonzentrationen (links) und Partikelmassenkonzentrationen (rechts) im Vergleich zwischen Langzeitmessung und Einzelversuch

- Es ist möglich, dass sich vor allem größere Partikel im Laufe des Versuchs auf der Probe abgesetzt haben.

Mit den vorliegenden Ergebnissen kann dieses Phänomen nicht abschließend geklärt werden. Zur weiteren Absicherung des Verfahrens wären dazu weitere umfassendere Messreihen sinnvoll.

4.4.3.4 Einzelversuche

Das Bild 4-24 zeigt das Ergebnis der Einzelversuche als Partikelgrößenverteilung für die Proben der Mischgutart Splittmastixasphalt. Alle Proben zeigen grundsätzlich ähnliche Verläufe. Lediglich die Proben 2 (SMA 8 S mit 25/55-55 A) und 9 (SMA 11 S mit 50/70) zeigen im Bereich von Partikeldurchmessern kleiner 0,5 µm eine relative Abweichung auf. Die Partikelkonzentrationen zeigen hier einen flacheren Verlauf als bei den anderen Proben.

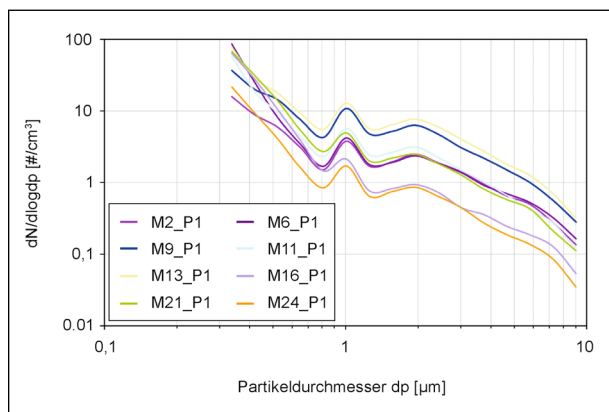


Bild 4-24: Partikelgrößenverteilung für die Mischgutart Splittmastixasphalt

Für die Proben der Mischgutart Asphaltbeton sind die Ergebnisse für die Partikelgrößenverteilung in Bild 4-25 wiedergegeben. Auch hier sind an einzelnen Proben (1, 8, 10) die gleichen Abweichungen

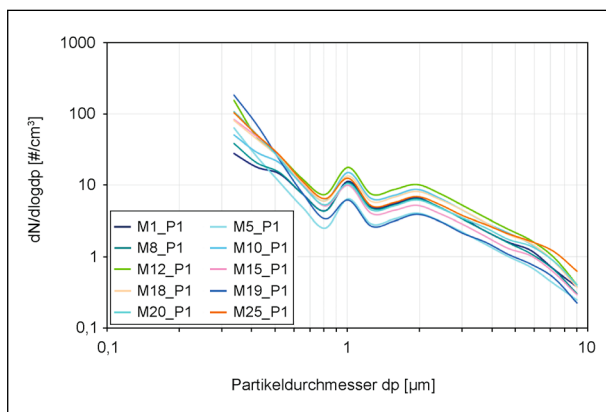


Bild 4-25: Partikelgrößenverteilung für die Mischgutart Asphaltbeton (sowie DSH-V)

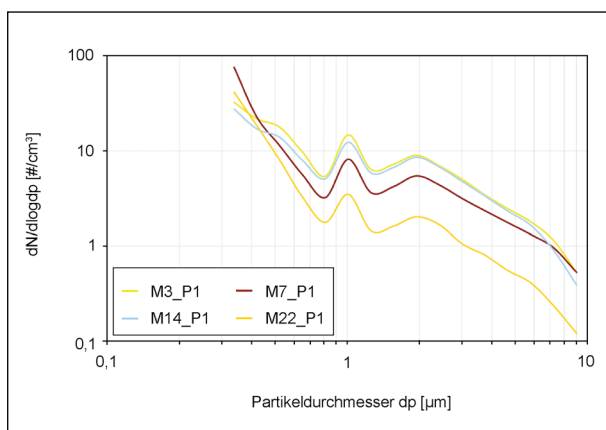


Bild 4-26: Partikelgrößenverteilung für die Mischgutart Offenporiger Asphalt

im Bereich von Partikelgrößen kleiner 5 μm zu beobachten. Gleiches gilt für die an den Offenporigen Asphalt ermittelten Partikelgrößenverteilungen (vgl. Bild 4-26). Eine messtechnische Ursache hierfür wird nicht angenommen; ggf. handelt es sich um Verunreinigungen der Probenoberflächen.

Hinweis: Das OPS misst zunächst Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit vom mittleren Partikeldurchmesser. Bei der Auswertung von mit optischen Messgeräten gewonnenen Partikelgrößenverteilungen werden dabei üblicherweise Konzentrationspeaks bei ca. 1 μm Partikeldurchmesser beobachtet. Diese entstehen künstlich durch Oszillationen bei der Lichtstreuung in diesem Durchmesserbereich (GEBHARDT, 1993). Bild 4-27 zeigt solche typischen Oszillationen. Diese Oszillationen zeigen sich auch in den zuvor diskutierten Verläufen.

Bei der Auswertung der Messergebnisse der untersuchten Asphaltproben wurden neben dem Gesamtabrieb auch die Abriebanteile an Feinstaub

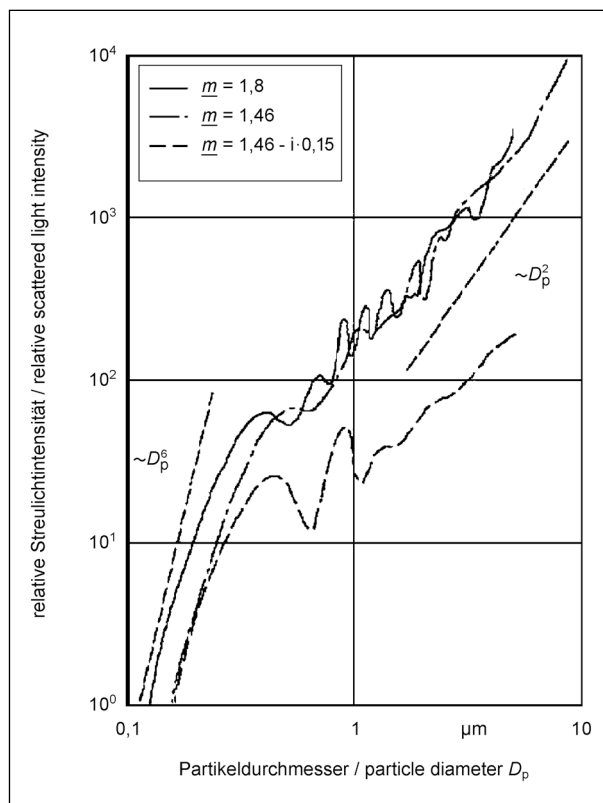


Bild 4-27: Darstellung der partikelgrößenabhängigen Lichtstreuung (Quelle: GEBHARD (1993))

< 2,5 μm (PM_{2.5}), 2,5 μm bis 10 μm (PM_{2.5} bis 10) und > 10 μm unterschieden. Dies wird nachfolgend erläutert.

Fraktion < 2,5 μm

Tabelle 4-12 zeigt eine Übersicht über die Ergebnisse für die Fraktion PM_{2.5}, wobei die Reihenfolge aufsteigend nach der Massenkonzentration dargestellt ist. Während die Probe mit dem geringsten Abrieb eine PM_{2.5}-Massenkonzentration von 1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aufweist, zeigt die Probe mit dem höchsten Abrieb einen Wert von 14,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Die Spannweite zwischen den Ergebnissen liegt damit bei einem Faktor 10 bzw. bezogen auf den Mittelwert aller Asphaltproben (7,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) zwischen 18 % und 189 %. Dies lässt darauf schließen, dass die Abriebeeigenschaften der untersuchten Probenplatten eine für die eingesetzte Messtechnik geeignete Spreizung im PM_{2.5}-Bereich aufzeigen.

Fasst man die Ergebnisse nach kompositionellen Merkmalen zusammen, so ergibt sich das Bild nach Tabelle 4-13. Von den sieben niedrigsten Abriebkonzentrationen sind sechs an Splittmastixasphalt ermittelt worden (Proben 24, 16, 2, 6, 21, 11), wobei

Proben-Nr.	Mischgut	Art des Zugabebindemittels	Art der groben Gesteinskörnung	Massenkonzentration < 2.5 µm in [µg/m³]
24	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	Mischung aus: Quarzit, Kuselit/Andesit	1.4
16	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	Diabas	2.0
22	PA 8	Hochpolymermodifiziertes Bitumen	Grauwacke	3.1
2	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	Granodiorit	3.3
6	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	Moräne	3.8
21	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	Grauwacke	4.1
11	SMA 8 S	Straßenbaubitumen	Kuselit/Andesit	4.5
5	AC 8 D S	Polymermodifiziertes Bitumen	Moräne	5.8
19	AC 11 D N	Straßenbaubitumen	Kalkstein	6.8
7	PA 8 D WDA	Polymermodifiziertes Bitumen	Moräne	7.5
15	AC 8 D S	Straßenbaubitumen	Diabas	8.2
9	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	Rhyolith	8.4
8	AC 11 D S	Polymermodifiziertes Bitumen	Rhyolith	8.7
1	AC 8 D N	Straßenbaubitumen	Granodiorit	8.8
20	AC 8 D N	Straßenbaubitumen	Grauwacke	9.3
25	AC 11 D S	Straßenbaubitumen	Quarzit	10.4
13	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	Basalt	10.7
14	PA 5 D WDA	Straßenbaubitumen	Basalt	11.0
18	DSH-V 5	Polymermodifiziertes Bitumen	Diabas,	11.5
10	AC 5 D L	Straßenbaubitumen	Kuselit/Andesit	11.8
3	PA 8 D WDA	Straßenbaubitumen	Granodiorit	11.9
12	AC 8 D S	Polymermodifiziertes Bitumen	Basalt	14.4

Tab. 4-12: Ranking der Proben nach Abrieb-Massenkonzentration der Fraktion < 2.5 µm (aufsteigend)

Kompositionelles Merkmal	Bezeichnung	Mittelwert Abrieb-Massenkonzentration < 2.5 µm [µg/m³]	Standardabweichung [µg/m³]	Anzahl Proben [-]
Mischgutart ¹	Stetige Sieblinie (Asphaltbeton)	9.3	2.6	9
	Ausfallkörnung (Splittmastixasphalt)	4.8	3.2	8
	Einkorn-Gemisch (Offenporiger Asphalt)	8.7	4.9	3
Größtkorn	5 mm	11.5	0.4	3
	8 mm	6.5	3.9	13
	11 mm	8.1	2.5	6
Bindemittelart	Straßenbaubitumen	8.8	2.7	12
	Modifiziertes Bitumen ²	6.2	4.3	10
Mischgutart und Bindemittelart	Stetige Sieblinie und Straßenbaubitumen	9.2	1.7	6
	Stetige Sieblinie und modifiziertes Bitumen	10.1	6.1	2
	Ausfallkörnung und Straßenbaubitumen	7.6	3.5	3
	Ausfallkörnung und modifiziertes Bitumen	2.7	1.2	4

¹ Die Mischgutart „Dünne Schicht im Heißeinbau auf Versiegelung (DSH-V)“ wurde aufgrund ihrer besonderen Konzeption keiner der genannten Mischgutarten zugeordnet und darum in dieser Zusammenfassung nicht berücksichtigt.

² Hierzu zählen polymermodifizierte Bitumen, polymermodifizierte Bitumen für Recycling und hochpolymermodifizierte Bitumen.

Tab. 4-13: Zusammenfassung der Abrieb-Massenkonzentrationen < 2.5 µm nach kompositionellen Merkmalen

alle Massenkonzentrationen unterhalb von $5.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen. Zwei weitere Ergebnisse an Splittmastixasphalt (Proben 9, 13) liegen mit Werten von $8.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $10.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etwas höher. Der Mittelwert der Massenkonzentration für die 8 verwendeten Splittmastixasphalte liegt mit $4.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nur knapp halb so hoch wie bei den 9 Varianten mit Asphaltbeton (Mittelwert $9.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

In Bezug auf das verwendete Größtkorn liegen die Abriebkonzentrationen für die Korngröße 8 mm mit $6.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etwas niedriger als bei 11 mm mit $8.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die ebenfalls ausgewiesenen Standardabweichungen bei diesen Werten zeigen aber an, dass diesem Unterschied hier offenbar keine signifikanten Verhältnismäßigkeiten zugrunde liegen.

Ähnliche Unterschiede und Rückschlüsse lassen sich in Bezug auf die verwendete Bindemittelart erkennen. Der Unterschied ist klein und die Standardabweichung hoch.

Fasst man die Merkmalsgruppen „Mischgutart“ und „Bindemittelart“ zusammen, so lässt sich für die Kombination aus Splittmastixasphalt und modifiziertem Bindemittel mit einem Mittelwert von $2.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ die niedrigste Abriebkonzentration erzielen.

Fraktion < 10 μm

Das Bild 4-28 und Bild 4-29 zeigen die absoluten bzw. relativen Anteile der PM10-Fraktion an den Abriebkonzentrationen der untersuchten Proben auf. Der mittlere relative PM10-Anteil liegt bei ca. 65 %. Die Unterschiede zwischen den Proben sind dabei, ebenso wie beim PM2.5-Anteil, gering.

Die Tabelle 4-14 fasst die Messergebnisse für die PM10-Konzentrationen zusammen, wobei wiederum eine aufsteigende Reihung nach dem Betrag der PM10-Abriebkonzentration vorgenommen wurde. Aufgrund der in diesem Bereich deutlich höher anfallenden Abriebanteile, die auch den Anteil < 2.5 μm enthalten, sind die absoluten Werte deutlich höher als bei der kleineren Fraktion. Die Spannweite zwischen dem niedrigsten und dem höchsten Ergebnis liegt hier um den Faktor 12 höher. Im Vergleich zur Reihung der PM2.5-Fraktion haben sich vergleichsweise nur kleine Änderungen ergeben. Proben, die in der PM2.5-Fraktion geringe Abriebkonzentrationen haben, zeigen dieses Verhalten grundsätzlich auch in der PM10-Fraktion.

In Bezug auf den Zusammenhang zwischen den konzeptionellen Merkmalen der verschiedenen Pro-

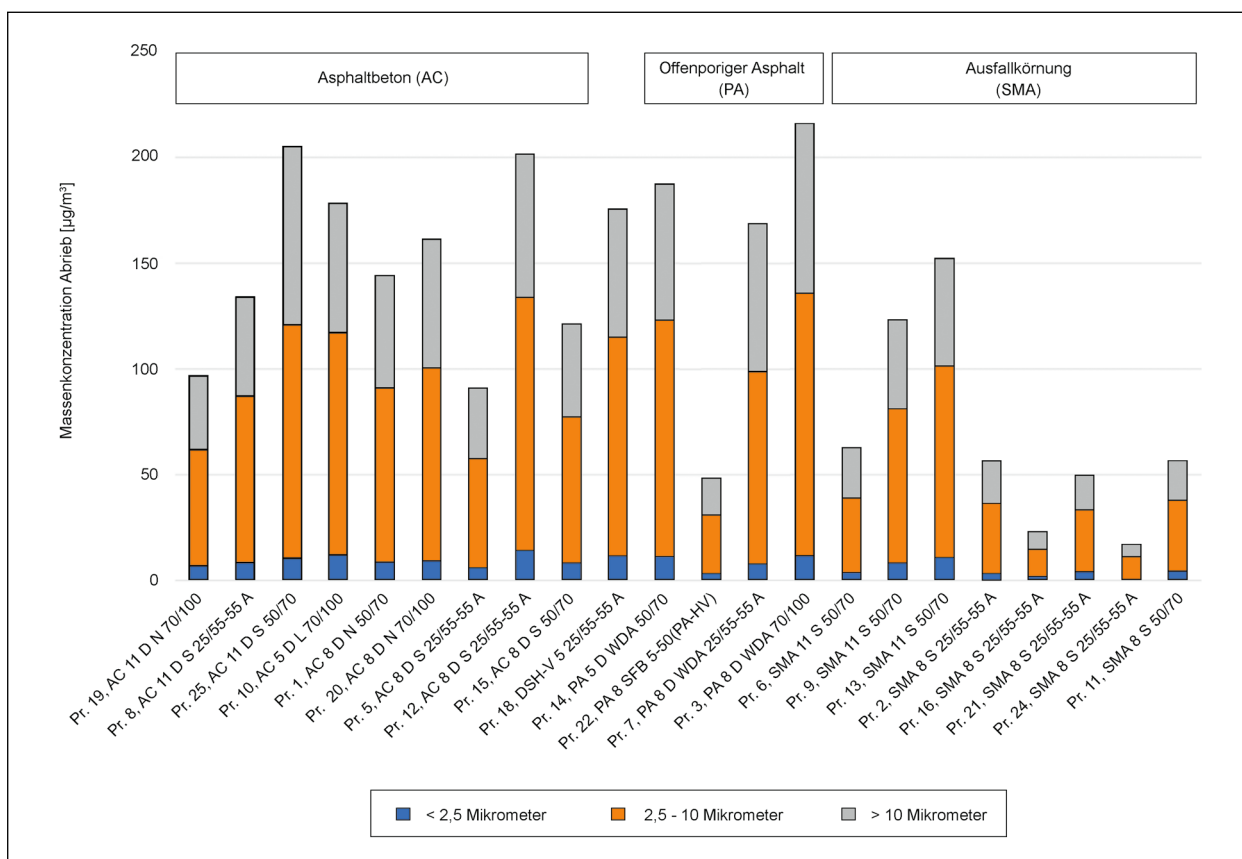


Bild 4-28: Darstellung der absoluten Abriebmassenkonzentrationen für die untersuchten Proben

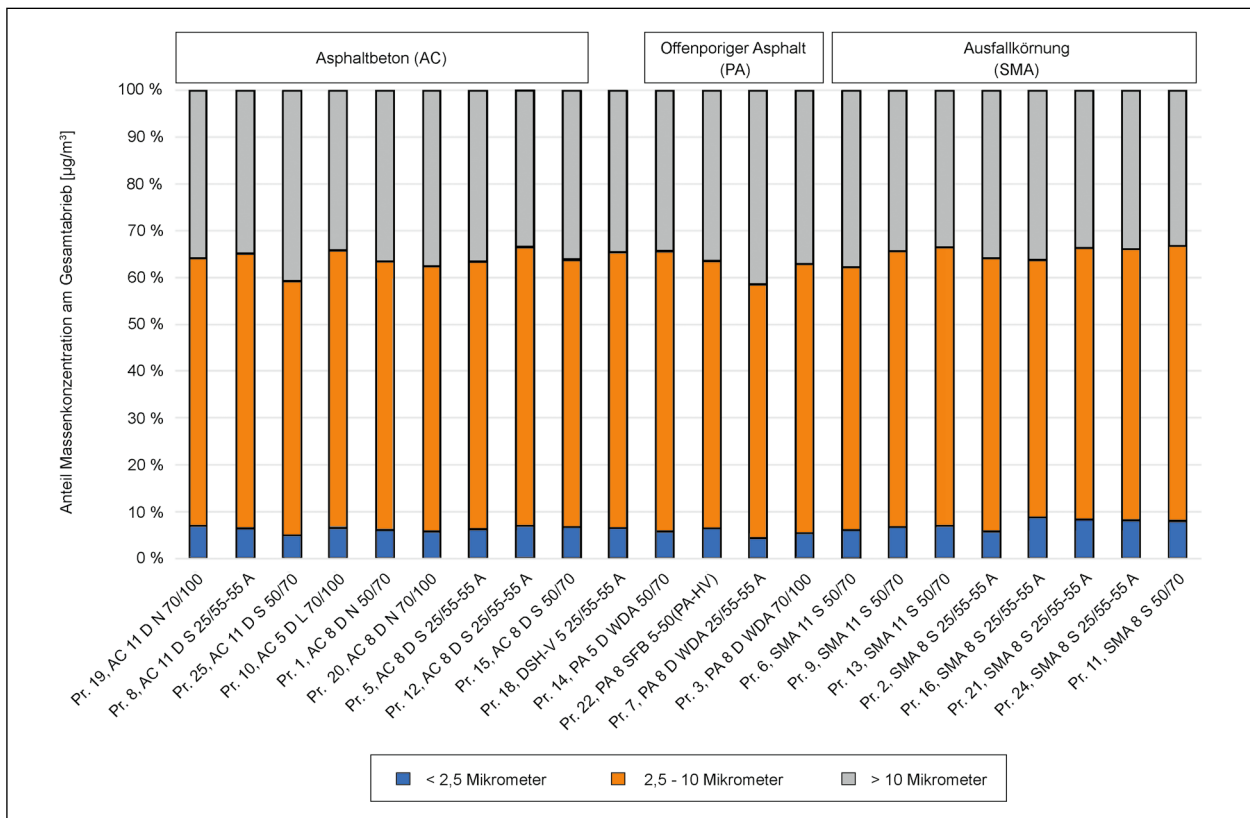


Bild 4-29: Darstellung der relativen Abriebmassenkonzentrationen am Gesamtabrieb für die untersuchten Proben

Proben-Nr.	Mischgut	Zugabebindemittel	Art der Gesteinskörnung	Massenkonzentration < 10 µm
		Art	Grobe Gesteinskörnung	[µg/m³]
24	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	Mischung aus: Quarzit, Kuselit/Andesit	11.2
16	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	Diabas	14.8
22	PA 8	Hochpolymermodifiziertes Bitumen	Grauwacke	30.8
21	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	Grauwacke	33.1
2	SMA 8 S	Polymermodifiziertes Bitumen	Granodiorit	36.2
11	SMA 8 S	Straßenbaubitumen	Kuselit/Andesit	37.9
6	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	Moräne	38.9
5	AC 8 D S	Polymermodifiziertes Bitumen	Moräne	57.4
19	AC 11 D N	Straßenbaubitumen	Kalkstein	61.7
15	AC 8 D S	Straßenbaubitumen	Diabas	77.2
9	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	Rhyolith	81.1
8	AC 11 D S	Polymermodifiziertes Bitumen	Rhyolith	87.0
1	AC 8 D N	Straßenbaubitumen	Granodiorit	91.2
7	PA 8 D WDA	Polymermodifiziertes Bitumen	Moräne	98.7
20	AC 8 D N	Straßenbaubitumen	Grauwacke	100.5
13	SMA 11 S	Straßenbaubitumen	Basalt	101.2
18	DSH-V 5	Polymermodifiziertes Bitumen	Diabas,	114.8
10	AC 5 D L	Straßenbaubitumen	Kuselit/Andesit	117.0

Tab. 4-14: Ranking der Proben nach Abrieb-Massenkonzentration der Fraktion < 10 µm (aufsteigend)

Proben-Nr.	Mischgut	Zugabebindemittel	Art der Gesteinskörnung	Massenkonzentration < 10 µm
		Art	Grobe Gesteinskörnung	[µg/m³]
25	AC 11 D S	Straßenbaubitumen	Quarzit	121.0
14	PA 5 D WDA	Straßenbaubitumen	Basalt	123.0
12	AC 8 D S	Polymermodifiziertes Bitumen	Basalt	133.8
3	PA 8 D WDA	Straßenbaubitumen	Granodiorit	135.7

Tab. 4-14: Fortsetzung

Kompositionelles Merkmal	Bezeichnung	Mittelwert Abrieb-Massenkonzentration < 10 µm [µg/m³]	Standardabweichung [µg/m³]	Anzahl Proben [-]
Mischgutart ¹	Stetige Sieblinie (Asphaltbeton)	94.1	26.5	9
	Ausfallkörnung (Splittmastixasphalt)	44.3	31.2	8
	Einzelkorn-Gemisch (Offenporiger Asphalt)	97.1	46.7	4
Größtkorn	5 mm	118.3	4.3	3
	8 mm	66.0	43.0	13
	11 mm	81.8	28.9	6
Bindemittelart	Straßenbaubitumen	90.5	32.3	12
	Modifiziertes Bitumen ²	61.8	43.7	10
Mischgutart und Bindemittelart	Stetige Sieblinie und Straßenbaubitumen	100.3	25.6	7
	Stetige Sieblinie und modifiziertes Bitumen	92.7	38.5	3
	Ausfallkörnung und Straßenbaubitumen	64.7	31.5	4
	Ausfallkörnung und modifiziertes Bitumen	23.8	12.7	4

¹ Die Mischgutart „Dünne Schicht im Heißeinbau auf Versiegelung (DSH-V)“ wurde aufgrund ihrer besonderen Konzeption keiner der genannten Mischgutarten zugeordnet und darum in dieser Zusammenfassung nicht berücksichtigt.

² Hierzu zählen polymermodifizierte Bitumen, polymermodifizierte Bitumen für Recycling und hochpolymermodifizierte Bitumen.

Tab. 4-15: Zusammenfassung der Abrieb-Massenkonzentrationen < 10 µm nach kompositionellen Merkmalen

ben und dem Abriebverhalten können grundsätzlich die gleichen Zusammenhänge festgestellt werden wie bei der PM2.5-Fraktion. Die Zusammenfassung ist in Tabelle 4-15 dargestellt.

Offenbar weisen die meisten Splittmastixasphalte ein günstiges Abriebverhalten auf oder können den entstehenden Abrieb aufgrund ihres Mastix-Anteiles effektiver zurückhalten. Der Mittelwert für die Massenkonzentration des Abriebes für diese Mischgutart beträgt nur knapp die Hälfte des Wertes für die beiden anderen Mischgutarten, was in Anbetracht des deutlichen höheren Messniveaus eine deutliche Signifikanz aufzeigt. Die generell weniger signifikanten Zusammenhänge zwischen dem emittierten Abrieb und den Merkmalsgrößen Größtkorn und Bindemittelart sind auch hier sichtbar. Aufgrund der größeren Spreizung sind auch diese mit geringerer Irrtumswahrscheinlichkeit als bei der PM2.5-Fraktion anzunehmen. Sollten die hier erhaltenen

Mittelwerte repräsentativ sein, so wären beim Einsatz von Splittmastixasphalten jeweils 20 % bis 30 % geringere Abriebkonzentrationen relativ zu den anderen Belägen möglich.

Der deutlichste Unterschied wird auch hier für das kombinierte Merkmal aus Mischgutart und Bindemittelart erhalten. Die Kombination aus Splittmastixasphalt mit modifiziertem Bindemittel zeigt mit einem Mittelwert von 23.8 µg/m³ vergleichsweise sehr niedrige Werte. Im Vergleich mit dem Maximalwert, der für den Asphaltbeton mit einem Straßenbaubitumen erhalten wird (Mittelwert 100.3 µg/m³), wurden 75 % geringere Abriebkonzentrationen beobachtet.

In Zusammenfassung der Ergebnisse zeigen die verwendeten Splittmastixasphalte unabhängig von der betrachteten Fraktion die niedrigsten Abriebwerte an. Die Mittelwerte dieser Varianten liegen

signifikant niedriger als bei den anderen Mischgutarten.

Splittmastixasphalte sind historisch entwickelt worden aus einem Mastix (Bindemittel, Füller, Sand < 2 mm), der zur Stabilisierung mit hohen Splittanteilen versehen wurde. Um ihn industriell herstellbar und mit Maschinen einbaubar zu machen, wurden zusätzlich sog. Bindemittelträger (Fasern o. Ä.) hinzugefügt. Diese grundlegende Konzeption wurde in den letzten Jahrzehnten zwar leicht angepasst, aber nicht wesentlich verändert. Splittmastixasphalte weisen somit als wesentliche Merkmale einen hohen Anteil an groben Gesteinskörnungen (Splittgehalt) sowie einen hohen Mastixanteil auf. Somit ist zu erwarten, dass der rollenden Beanspruchung vor allem die sog. Splittkörner unterworfen sind. Im Vergleich zu anderen Mischgutarten hat der Splittmastixasphalt aber üblicherweise einen dickeren Bindemittelfilm um die einzelnen Gesteinskörner. Dieses ist auf die Kombination aus einem meist modifizierten Bindemittel mit ergänzender Zugabe eines Bindemittelträgers zurückzuführen. Offenbar ist vor allem die Kombination aus Splittmastixasphalt mit ei-

nem modifizierten Bindemittel geeignet, die Entstehung von Abrieb und dessen Emission in die Umgebungsluft effektiv zu reduzieren.

4.4.4 Korrelation der Abriebkonzentrationen aus den Laborversuchen mit dem Abriebmodell von NORTRIP

Zunächst wurde geprüft, ob sich die in den Laborversuchen gefundenen relativen Abriebkonzentrationsunterschiede mit dem Abriebmodell nach NORTRIP beschreiben lassen. Hierzu wurden für die untersuchten Probeplatten die ermittelten PM10-Abriebkonzentrationen mit den h_{pave} -Werten korreliert, da h_{pave} linear die Abriebemissionen beeinflusst. Dies ist in Tabelle 4-16 aufsteigend nach den PM10-Konzentrationen aufgezeigt.

Es zeigt sich (siehe auch Bild 4-30), dass h_{pave} nach NORTRIP die im Laborversuch beobachtete Abhängigkeit der PM10-Abriebkonzentration (Abriebfestigkeit) nicht beschreibt. Entweder ist die Parametrisierung von h_{pave} nicht geeignet, nicht spikereifenbedingte Abriebemissionen (deutscher Fahrbah-

Nr.	Probenplatte	PM10-Konz. in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Fahrbahnbelag	Gestein	Maximum stone size in mm	h_{pave}
24	M24_P1	11.2	SMA	Quarzit	8	1.8
16	M16_P1	14.8	SMA	Diabas	8	3.8
22	M22_P1	30.8	OPA	Grauwacke	8	3.6
21	M21_P1	33.1	SMA	Grauwacke	8	4.1
2	M2_P1	36.2	SMA	Granodiorit	8	2.3
11	M11_P1	37.9	SMA	Kuselit/Andesit	8	2.8
6	M6_P1	38.9	SMA	Moräne	11	2.1
5	M5_P1	57.4	Asphaltbeton	Moräne	8	2.9
19	M19_P1	61.7	Asphaltbeton	Kalkstein	11	4.1
15	M15_P1	77.2	Asphaltbeton	Diabas	8	4.1
9	M9_P1	81.1	SMA	Rhyolith	11	1.5
8	M8_P1	87.0	Asphaltbeton	Rhyolith	11	1.8
1	M1_P1	91.2	Asphaltbeton	Granodiorit	8	2.8
7	M7_P1	98.7	OPA	Moräne	11	2.0
20	M20_P1	100.5	Asphaltbeton	Grauwacke	8	4.7
13	M13_P1	101.2	SMA	Basalt	11	1.9
18	M18_P1	114.8	DSH	Diabas	5	4.6
10	M10_P1	117.0	Asphaltbeton	Kuselit/Andesit	5	3.8
9	M25_P1	121.0	Asphaltbeton	Quarzit	11	1.8
14	M14_P1	123.0	OPA	Basalt	5	2.8
12	M12_P1	133.8	Asphaltbeton	Basalt	8	2.6
3	M3_P1	135.7	OPA	Granodiorit	8	2.2

Tab. 4-16: PM10-Abriebkonzentrationen (aufsteigend sortiert) aus den Laborversuchen und h_{pave} -Werte nach NORTRIP für die untersuchten Probeplatten

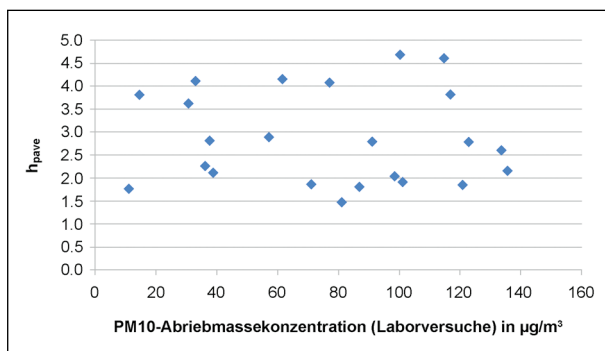


Bild 4-30: Scatterplot von h_{pave} und PM10-Abriebmassekonzentrationen aus den Laborversuchen

nen) ausreichend gut zu beschreiben oder die im Labor mittels Stahlrad produzierten Abriebemissionen sind (noch) auf andere Parameter bzw. Prozesse sensitiv.

Deswegen wird nachfolgend eine Parameteranalyse (Regressionsmodell) zu den Laborversuchen durchgeführt.

4.4.5 Korrelation der Abriebkonzentrationen mit anderen kompositionellen Merkmalen

Im NORTRIP-Modell wurde der Parameter h_{pave} eingeführt, um den Einfluss kompositioneller Merkmale auf den Abrieb quantifizieren zu können (siehe Kapitel 4.2). Zur Beschreibung der Asphaltzusammensetzung wurde dabei der Anteil an groben Gesteinskörnungen größer 4 mm Korndurchmesser gewählt. Der Parameter beschreibt aus straßenbautechnischer Sicht vor allem die Fähigkeit des Korngerüstes, – unabhängig von der eingesetzten Bindemittelart und -viskosität – Lasten durch Korn-zu-Korn-Kontakt abzutragen. Grundsätzlich gilt, dass mit höheren Anteilen an groben Gesteinskörnungen Lasten mit geringeren plastischen Verformungen abtragbar sind, auch wenn für eine quantifizierende Belastung weitere wichtige Parameter eingehen müssen. Des Weiteren wird im NORTRIP-Modell auf die Abriebfestigkeit der verwendeten Gesteinskörnung mithilfe des Nordic Ball Mill-Verfahrens eingegangen. Es sind somit sowohl Parameter für die Rohstoffe (Gesteinskörnung) als auch die Zusammensetzung (Asphaltmischgut) berücksichtigt.

Die in der vorliegenden Untersuchung berücksichtigten Asphaltmischgutvarianten wurden zunächst – ausgehend von den zugrunde liegenden Erstprüfungen – mit ihren wesentlichen kompositionellen Merkmalen zusammengefasst. Ziel der Untersu-

chung war es u. a., das in der deutschen Straßenbaupraxis nicht bekannte Verfahren „Nordic Ball Mill“ durch ein europäisch genormtes Verfahren mit deutlicher Praxisabdeckung zu ersetzen. Dazu wurden sowohl der LA-Wert als auch der PSV-Wert der in den Mischungen jeweils hauptsächlich verwendeten Gesteinskörnungen bestimmt (Kapitel 4.3). Um den Zusammenhang zu den Grundüberlegungen des NORTRIP-Modells herstellen zu können, sollte nach Möglichkeit mindestens einer der beiden Kennwerte in das mathematische Modell zur Beschreibung der Versuchsergebnisse einfließen.

Die Beschreibung der kompositionellen Zusammensetzung über den Anteil an Gesteinskörnungen größer 4 mm erschien in Bezug auf die Beschreibung der Kornzusammensetzung aus praktischer Sicht ebenfalls nicht praxisrelevant. Erfahrungsgemäß können Korngrößenverteilungen für Walzasphaltpalte in drei wesentliche Arten zusammengefasst werden, die bereits in Kapitel 4.4.3 beschrieben wurden.

Während die Varianten mit stetiger Sieblinie im Wesentlichen darauf beruhen, dass sie entsprechend des Prinzips von FULLER (1907) hohlraumarm zusammengesetzt sind und somit ein dichtes Korngerüst erzeugen, basiert das Prinzip des Splittmastixasphaltes auf dem Prinzip der Ausfallkörnung. Dabei ist üblicherweise eine grobe Kornfraktion in der Zusammensetzung deutlich unterproportional vorhanden, sodass hier eine Art Lücke in der Zusammensetzung entsteht. Durch das weitgehende Fehlen dieser mittleren Siebgröße entstehen vergleichsweise viele Korn-zu-Korn-Kontakte der größten Gesteinskörnungs-Fraktion. Dadurch kann ein vergleichsweise einfacher Lastabtrag innerhalb des Korngerüstes stattfinden, ohne dass es zu wesentlichen plastischen Verformungen kommt. Bei dieser Konzeption ist es dagegen sehr wichtig, einen ausreichend steifen Mastix vorzuhalten, um die Gesteinskörnungen in dieser Lage zu halten. Natürlich drückt sich dieses im Bereich des Anteils an grober Gesteinskörnung aus, die europäisch formal ab einem Korndurchmesser von 2 mm beginnt. Dieses Merkmal ist jedoch alleine für sich nicht kennzeichnend für einen Splittmastixasphalt.

Weitere essentielle Merkmale sind dabei die Ausfallkörnung, die sich mathematisch nur schwer beschreiben lässt, der hohe Mastixgehalt sowie die Verwendung von Bindemittelträgern (z. B. Fasern). In der Praxis hat sich darüber hinaus die empirische Erkenntnis durchgesetzt, dass bei dieser Asphalt-

mischgutart die Verwendung eines polymermodifizierten Bindemittels eine besondere Bedeutung aufweist. Des Weiteren wird in der Literatur beschrieben, dass evtl. erzeugter Abrieb zumindest zum Teil auch durch Adsorptionskräfte an der Oberfläche gebunden werden kann und somit nicht als Feinstaub anfällt. Es wird vermutet, dass dieses mit dem Mörtelanteil an der Oberfläche der Fahrbahn zusammenhängt. Hier spielt vermutlich die Art der Bindemittelmodifizierung eine Rolle, da ein typisches und wesentliches Merkmal von Polymermodifizierungen die erhöhte Viskosität des Bindemittels ist, was wiederum zu dickeren rechnerischen Bindemittelfilmen um die Gesteinskörnungen führt. Daraus ergibt sich mutmaßlich eine größere Klebefläche zur Anhaftung von Partikeln zur Verfügung steht.

Basierend auf diesen Überlegungen wurde zur Suche eines Regressionsmodells sowohl Parameter zur Beschreibung der Rohstoffe (Gesteinskörnung und Bitumen) als auch der Zusammensetzung (Asphaltmischgut) berücksichtigt. Gewählt wurden dazu:

- Gesteinskörnung: Zur Beschreibung der Gesteinskörnung wurde der Nordic Ball-Wert angesetzt. Weder mit dem PSV-Wert noch mit dem LA-Wert ließen sich so hohe Bestimmtheitsmaße ermitteln wie mit dem bereits im NORTRIP-Modell verwendeten Parameter.
- Bitumen: Die zahlenmäßige Beschreibung der Bindemittelart über einen einzelnen Kennwert ist nicht möglich. Stattdessen wurde ein beschreibender Kennwert gewählt².
- Asphaltmischgutart: Da ein direkter Zahlenwert zur Beschreibung der Asphaltmischgutart nicht zur Verfügung steht, wurden zur Ermittlung des mathematischen Zusammenhanges die Kennwerte Volumen des Anteils größer 2 mm, das Hohlraumvolumen und das Volumen des Mastix angesetzt³. Des Weiteren wurde die grundsätzli-

che Art der Zusammensetzung mithilfe eines beschreibenden Zahlenwertes berücksichtigt⁴.

Als Regressionsgleichung wurde ein einfacher additiver Zusammenhang entsprechend Gleichung 4.1 gewählt.

$$PM10_{\text{Prog}} = a_{PM10} \cdot h_i + b_{PM10} \quad (4.1)$$

mit

$$a_{PM10} = -1\,106.4$$

$$b_{PM10} = 1\,150.6$$

h_i Materialparameter zur Beschreibung des Abriebverhaltens für Rezeptur i , gemessen (m) oder prognostiziert (p) entsprechend folgender Gleichung 4.2:

$$h_{i,p} = a_1 \cdot V_{gGk} + a_2 \cdot V_H + a_3 \cdot V_{\text{Mörtel}} + a_4 \cdot P_{MGA} + a_5 \cdot P_{BMA} + a_6 \cdot NBM \quad (4.2)$$

mit

a_1, \dots, a_6 Regressionsparameter

V_{gGk} Volumen der groben Gesteinskörnung am Marshallkörper [Vol.-%]

V_H Hohlraumgehalt am Marshallkörper [Vol.-%]

$V_{\text{Mörtel}}$ Volumen des Asphaltmörtels am Marshallkörper⁵ [Vol.-%]

P_{MGA} Parameter zur Berücksichtigung der Mischgutart (empirisch) [-]

P_{BMA} Parameter zur Berücksichtigung der Bindemittelart (empirisch) [-]

NBM Ergebnis der Messung mit dem Nordic Ball-Verfahren

Die Regressionsparameter a_{PM10} und b_{PM10} ergeben sich aus Anwendung eines iterativen Verfahrens zur Optimierung des Bestimmtheitsmaßes zwischen gemessenem und berechnetem Wert für $PM10$. Der Parameter h_i ist ein materialspezifischer

² Straßenbaubitumen = 1, Polymermodifiziertes Bitumen = 2, Hochpolymermodifiziertes Bitumen = 3

³ Mastix setzt sich zusammen aus Bitumen, Füller und Sandkomponente.

⁴ Asphaltbeton = 1, Ausfallkörnung = 2, Einkorn-Gemisch = 3

⁵ Summe aus Bindemittelvolumen, Füllervolumen und Volumen der feinen Gesteinskörnung > 0.063 mm und < 2 mm (Sand).

Parameter, der für jede Asphaltmischgutrezeptur das individuelle Abriebverhalten beschreibt. Je höher der Parameter, desto günstiger ist das Abriebverhalten einzustufen.

Die beste in dieser Untersuchungsreihe untersuchte Asphaltmischgutprobe (Probe Nr. 24, SMA 8 S mit PmB und Quarzit) hat einen $h_{i,p}$ von 1.0, der im Weiteren vorerst als Referenzwert angesehen werden kann. Der Parameter kann aus den gemessenen Daten für jede Rezeptur i berechnet ($h_{i,m}$) oder aus dem allgemeinen mathematischen Zusammenhang gemäß Gleichung 4.2 prognostiziert werden. Zu beachten ist dabei, dass zur Beschreibung der Zusammensetzung des Asphaltmischgutes ausschließlich volumetrische Anteile und keine Masseanteile verwendet werden. Mit den Parametern

$$a_1 = 7.280 \cdot 10^{-1}$$

$$a_2 = 1.146 \cdot 10^{-0}$$

$$a_3 = 7.688 \cdot 10^{-1}$$

$$a_4 = 6.430 \cdot 10^{-2}$$

$$a_5 = 1.919 \cdot 10^{-2}$$

$$a_6 = 2.011 \cdot 10^{-3}$$

ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß zwischen $PM10_{Prog}$ und den gemessenen $PM10$ -Abriebkonzentrationen von 0.73.

Die sich für die einzelnen Proben ergebenden Parameter h_i und der jeweils prognostizierte $PM10$ -Wert sind in Tabelle 4-17 wiedergegeben. Trotz des insgesamt ausreichenden Bestimmtheitsmaßes zeigen sich für Einzelwerte zum Teil erhebliche Differenzen zwischen dem gemessenen und dem berechneten Wert, die bis zu knapp 70 % bezogen auf den Mittelwert aller Messungen betragen können. Die Rückwärts-Anwendung der Regressionsgleichung zur Laboroptimierung von Straßenbaustoffen im Hinblick auf das Abriebverhalten erscheint damit allerdings nur grob möglich. Im Zweifel muss das Abriebverhalten im Labor bestimmt werden.

Zum direkten Vergleich der mit diesem Ansatz prognostizierbaren quantitativen Abriebemissionsunterschiede mit h_{pave} wird $PM10_{Prog}$ aus Gleichung 4.1 noch auf die für Probe Nr. 24 (SMA 8 S mit PmB und Quarzit) berechnete $PM10$ -Abriebkonzentration normiert (im Folgenden normierter Abriebwert

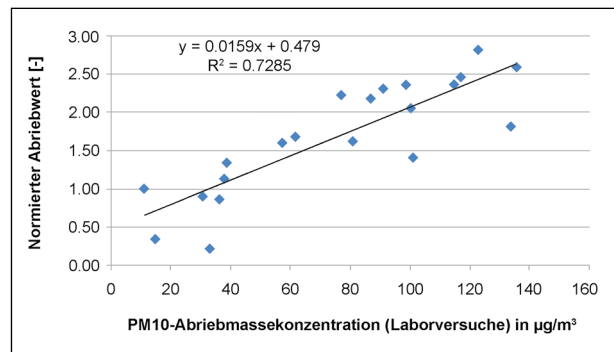


Bild 4-31: Scatterplot des berechneten normierten Abriebwertes und $PM10$ -Abriebmassekonzentrationen aus den Laborversuchen

genannt). Das Ergebnis ist in Bild 4-31 grafisch dargestellt.

Es zeigt sich, dass dieser Wert für die untersuchten Proben zwischen 0.22 (SMA 8 mit Moräne), über 1.6 (SMA 11 mit Rhyolith) und 2.8 (OPA 5 mit Basalt) liegt.

NORTRIP liefert beispielsweise für diese drei genannten Fahrbahnoberflächen h_{pave} -Werte von 4.1, 1.6 bzw. 2.8 (siehe Kapitel 4.2.4).

Probenplatten-Nr.	Asphaltmischgut	Spaltvolumen V_{Gk}	Hohlraumvolumen V_H	Mastixvolumen $V_{Mörtel}$	Mischgutart	Binde-mittelart	Nordic Ball Mill	h_{pave}	$h_{i,p}$	PM10 prognostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$h_{i,m}$	PM10 gemessen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
24	SMA 8, PmB	56.2 %	2.8 %	41.0 %	3	2	6.0	1.766	1.000	44.2	1.030	11.2
16	SMA 8, PmB	56.9 %	2.6 %	40.6 %	3	2	19.5	3.791	1.026	15.2	1.027	14.8
22	PA 8, PmB-H	60.4 %	24.9 %	14.5 %	1	3	22.5	3.610	1.004	39.6	1.012	30.8
21	SMA 8, PmB	59.2 %	2.8 %	38.0 %	3	2	22.5	4.101	1.032	8.7	1.010	33.1
2	SMA 8, PmB	59.8 %	2.7 %	37.5 %	3	2	9.7	2.256	1.006	38.0	1.007	36.2
11	SMA 8, SBB	56.2 %	2.8 %	40.9 %	3	1	13.2	2.810	0.995	50.0	1.006	37.9
6	SMA 11, SBB	62.1 %	2.5 %	35.4 %	3	1	10.3	2.116	0.985	60.6	1.005	38.9
5	AC 8, PmB	40.8 %	2.8 %	59.6 %	2	2	10.3	2.876	0.975	72.0	0.988	57.4
19	AC 11, SBB	39.6 %	2.7 %	60.1 %	2	1	21.2	4.147	0.972	75.6	0.984	61.7
15	AC 8, SBB	44.3 %	3.1 %	52.6 %	2	1	19.5	4.068	0.949	100.1	0.970	77.2
9	SMA 11, SBB	60.3 %	2.1 %	37.4 %	3	1	5.7	1.475	0.974	73.2	0.967	81.1
8	AC 11, PmB	47.0 %	2.9 %	51.7 %	2	2	5.7	1.804	0.951	98.0	0.961	87.0
1	AC 8, SBB	31.1 %	2.7 %	67.8 %	2	1	9.7	2.780	0.945	104.9	0.958	91.2
7	PA 8, PmB	63.0 %	20.5 %	16.5 %	1	2	10.3	2.027	0.944	106.0	0.951	98.7
20	AC 8, SBB	36.8 %	2.8 %	60.3 %	2	1	22.5	4.679	0.956	92.5	0.949	100.5
13	SMA 11, SBB	60.5 %	2.5 %	37.0 %	3	1	8.7	1.903	0.983	62.7	0.948	101.2
18	DSH 5, PmB	47.5 %	5.2 %	47.4 %	1.5	2	19.5	4.604	0.943	106.8	0.936	114.8
10	AC 5, SBB	27.7 %	2.2 %	70.1 %	2	1	13.2	3.813	0.940	110.7	0.934	117.0
14	PA 5, SBB	63.1 %	21.5 %	15.4 %	1	1	8.7	2.778	0.925	127.5	0.929	123.0
12	AC 8, PmB	40.2 %	3.3 %	58.7 %	2	2	8.7	2.590	0.966	81.3	0.919	133.8
3	PA 8, SBB	59.4 %	23.0 %	17.6 %	1	1	9.7	2.151	0.934	117.1	0.917	135.7

Tab. 4-17: Ergebnisse für den Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen

4.5 Verifizierung des Abriebverhaltens an realen Befestigungen

Ziel des Projektes ist es, einen möglichen Zusammenhang zwischen kompositionellen Merkmalen von Asphaltmischgut für Deckschichten und dem Abriebverhalten zu ermitteln. Dazu sollten zunächst die Unterschiede zwischen den vorher festgelegten Varianten möglichst präzise in einem zu entwickelnden Laborversuch bestimmt werden. Anschließend sollte eine Kalibrierung des im Labor gemessenen Expositionsniveaus bei Messungen an realen Straßenbefestigungen erfolgen.

Das im Rahmen des Projektes entwickelte Laborverfahren basiert auf der Herstellung quasistationärer Verhältnisse innerhalb eines Versuchsraumes, wofür im vorliegenden Fall das Spurbildungsgerät verwendet wurde. Zusätzlich wurde eine stark beanspruchende Belastung vorgesehen, um einen zeitraffenden Versuch realisieren zu können. Dieses wurde über die Verwendung eines Stahlrades und der Verwendung großer Andruckgewichte sichergestellt. Trotzdem zeigte es sich, dass sich das insgesamt erzeugte Niveau an Abrieb aus dem Material nicht signifikant vom – stark schwankenden – Umgebungsniveau unterschied. Deswegen war es notwendig, zusätzliche Vorkehrungen zu treffen, um den durch die Belastung erzeugten Abrieb sicher vom Umgebungsstaub abgrenzen zu können. Dieses wurde nach mehreren Versuchen darüber erreicht, dass die Prüfkammer mithilfe mehrerer Filter über einen längeren Zeitraum mit quasi partikelfreier Luft im Überdruck geleert wurde. Die Probenahme erfolgte dabei direkt an der Quelle der Emissionen in einem Abstand von wenigen Zentimetern vom Punkt der Überrollung (vgl. Kapitel 4.4.1).

Es war zunächst vorgesehen, zu den im Labor untersuchten Deckschichtvarianten reale Projekte zu detektieren, um die Messungen des Feinstaubniveaus an diesen unter realem Betrieb zu wiederholen. Dadurch sollte eine Kalibrierung des im Labor erhaltenen Messwertniveaus erreicht werden. Die im Rahmen der Vorversuche erhaltenen Zwischenergebnisse im Hinblick auf das Eintreten von messbaren Abriebmengen haben jedoch gezeigt, dass dieses Vorgehen praktisch undurchführbar ist. Folgende Ursachen sind dafür maßgebend:

- An realen Straßenbefestigungen sind keine ausreichend stationären Verhältnisse erzeugbar, um eine problemorientierte Messung durchführen zu können. Insbesondere die Einflüsse aus unbekannt anderen Quellen und den Witte-

rungsbedingungen wie z. B. des Windes lassen keine sinnvollen Messbedingungen zu.

- Das Niveau der Hintergrundbelastung liegt üblicherweise deutlich über dem zu messenden Niveau. An realen Straßenbefestigungen sind keinerlei Maßnahmen denkbar, die eine effektive Reduzierung des Hintergrundniveaus möglich erscheinen lassen.
- Die Art der realen Belastung ist deutlich weniger beanspruchend als die zeitraffende Simulation mithilfe des Spurbildungsgerätes. Die Frequenz des realen Verkehrs liegt üblicherweise deutlich unter der des Versuchs. Außerdem erzeugen Gummireifen deutlich niedrigere Abriebmengen als das Stahlrad im Versuch.
- Im Rahmen von Betrachtungen an realen Straßenbefestigungen sind keine Zuordnungen zwischen der Belastungsgröße und -anzahl zum zu messenden Wert möglich. Weder sind die Gewichte der Fahrzeuge bekannt, noch kann abgeschätzt werden, inwieweit auch weiter entfernte Überrollungsvorgänge Einfluss auf das Ergebnis haben.
- Die Entfernung zwischen der Entstehung des Abriebs an der Kontaktfläche zwischen Reifen und Fahrbahn und einer möglichen Probenahme ist bei Messungen an realen Straßenbefestigungen um mehrere Größenordnungen größer als im Labor. Während diese im Labor infolge der Bewegung des Rades zwischen ca. 1 und 10 cm schwankt, beträgt diese an realen Befestigungen zwischen 2 und 10 m (Faktor ~ 100).
- Nicht zuletzt lassen sich Fahrbahnzustände an realen Befestigungen nicht standardisieren. Mögliche Zurückhaltungen von Abriebmengen durch feuchte Fahrbahnoberflächen sind messtechnisch nicht erfassbar.

Mit diesen Randbedingungen ist eine Zuordnung von Immission zu Emission nicht möglich. Eine Kalibrierung an realen Straßenbefestigungen erscheint auf Basis der Ergebnisse der Laborversuche nicht möglich. Am Vergleichbarsten sind die hier durchgeführten Untersuchungen mit denen an road-simulatoren. Man könnte deshalb anhand systematischer Stahlrad- und road-simulator-Versuche mit gleichen Fahrbahnproben untersuchen, ob sich vergleichbare Abhängigkeiten des Abriebverhaltens einstellen. Allerdings ist bei den road-simulatoren immer auch Reifenabrieb dabei, der den direkten Vergleich verfälschen könnte.

4.6 Prognose der Veränderungen des Abriebverhaltens für reale Befestigungen

Reale Straßenbefestigungen erfahren im Laufe der Nutzungszeit Veränderungen der Material- und Schichteigenschaften. Ursache hierfür sind sowohl Beanspruchungen aus Verkehr als auch aus Witterung. Die Verkehrsbelastung kann in erster Linie Oberflächenveränderungen (z. B. Polieren der Gesteinskörnung oder Kornausbrüche) sowie Veränderungen der Schichteigenschaften nach sich ziehen (plastische Verformungen, Bindemittelanreicherungen). Je nachdem, wie gut die jeweils gewählte Asphalt- oder Betonmischgutsorte auf die tatsächlichen Verhältnisse angepasst wurde, treten diese Veränderungen entweder zeitnah oder bis zum Ende der Nutzungsdauer so gut wie gar nicht auf. Bei nicht problemorientiert gewählten Deckschichtvarianten können auch nach vergleichsweise kurzer Zeit so große Veränderungen in den Materialeigenschaften auftreten, dass sich konstruktive Mängel wie Rissbildungen oder Materialverluste (Schlaglöcher) zeigen. Für das Auftreten dieser Mängel sind vor allem auch Art und Zeitpunkt der baulichen Erhaltung maßgebend.

Der Einfluss der Witterung erstreckt sich bei Asphaltdeckschichten zunächst vor allem auf das Bindemittel Bitumen, das unter UV-, Wärme- und Sauerstoffeinfluss sowohl oxidativ als auch destillativ altern kann. Je nachdem, ob sich um ein Straßenbaubitumen oder ein polymermodifiziertes Bitumen handelt, führt das zu unterschiedlichen rheologischen Veränderungen. Meistens kann zunächst eine Abnahme des Relaxationsverhaltens beobachtet werden. Effektiv führt dieses in den meisten Versuchen zu einer Steifigkeitszunahme des Bitumens.

Die Effekte werden häufig unter dem Begriff Versprödung zusammengefasst. Häufiges Merkmal bei Versprödungen sind Rissbildungen. Diese wiederum können bei nicht anforderungsgerechter baulicher Erhaltung zum Eindringen von Feuchtigkeit in die Schicht und daraus folgenden Frostschäden führen.

Um Veränderungen im Abriebverhalten über die Nutzungszeit der jeweiligen Deckschicht prognostizieren zu können, werden im Weiteren typische Veränderungen angenommen und mithilfe des in Kapitel 4.4.5 dargestellten Modells rechnerisch ausgewertet. Dazu werden vier verschiedene Varianten definiert, die jeweils real auftreten. Dabei ist davon auszugehen, dass in den weit überwiegenden Fällen ein Verhalten entsprechend Variante 1 vorliegen wird. Die Varianten 2 bis 4 sind demgegenüber deutlich seltener vorzufinden. In Bezug auf für das Modell relevante Veränderungen sind die Annahmen in Tabelle 4-18 wiedergegeben. Dabei sind ausschließlich mögliche Veränderungen bei den drei volumetrischen Anteilen berücksichtigt. Die drei restlichen Anteile sind grundsätzlich über die Nutzungszeit unveränderlich.

- Variante 1
 - Anforderungsgerecht dimensionierter Oberbau, den Beanspruchungen entsprechende Auswahl von Asphaltart und -sorte, keine baulichen Mängel,
 - überwiegende Folgen der Beanspruchungen:
 - Leichte plastische Verformungen infolge Nachverdichtung.

Variante	Direkter Einfluss			Indirekter Einfluss
	Volumen der groben Gesteinskörnung	Hohlraumgehalt	Volumen Asphaltmörtel (an der Oberfläche)	
1	keine signifikante Veränderung	tendenziell abnehmend (bis - 0.5 Vol.-%)	keine signifikante Veränderung	Abnahme verteilt sich anteilig auf die beiden anderen Anteile
2	keine signifikante Veränderung	tendenziell abnehmend (bis - 1 Vol.-%)	tendenziell zunehmend (bis + 1 Vol.-%)	Zu- und Abnahme gleichen sich jeweils aus
3	tendenziell abnehmend	tendenziell zunehmend (bis + 1 Vol.-%)	tendenziell abnehmend	Zunahme verteilt sich anteilig auf die beiden anderen Anteile
4	tendenziell zunehmend (bis + 1 Vol.-%)	keine signifikante Veränderung	tendenziell abnehmend (bis - 1 Vol.-%)	Zu- und Abnahme gleichen sich jeweils aus

Tab. 4-18: Angenommene Veränderungen der volumetrischen Anteile über die Nutzungszeit für die ausgewählten Varianten

- Variante 2
 - Anforderungsgerecht dimensionierter Oberbau, Verwendung einer zu plastischen Verformungen neigenden Asphaltmischgutsorte, keine baulichen Mängel,
 - überwiegende Folgen der Beanspruchungen:
 - Deutliche plastische Verformungen,
 - Bindemittelanreicherungen an der Oberfläche.
- Variante 3
 - Unterdimensionierter Oberbau, harte Bindemittelsorte, leicht erhöhter Hohlraumgehalt,
 - überwiegende Folgen der Beanspruchungen:
 - Ausmagerungen an der Oberfläche,
 - Kornausbrüche,
 - (Mikro-)Rissbildung.
- Variante 4
 - Anforderungsgerecht dimensionierter Oberbau, geringe Verkehrsbelastung, nach langer Nutzungsdauer, Hohlraumgehalt der fertigen Schicht hoch,
 - überwiegende Folgen der Beanspruchung:
 - Netzrissbildung in der Deckschicht,
 - oberflächlicher Mastixverlust durch Bindemittelversprödungen,
 - keine Verdrückungen bzw. plastischen Verformungen (gleichbleibender Hohlraumgehalt).

Bei der Variation der Volumenanteile ist im Rahmen der Prognoserechnungen zu beachten, dass sich eine Erhöhung eines der Anteile immer durch eine Erniedrigung in den anderen Anteilen ausdrücken muss, sodass die Summe der Volumenanteile immer 100 % beträgt. Zum Ausgleich eines direkten Einflusses werden die restlichen Volumenanteile jeweils anteilig nach ihrem Volumengehalt angepasst.

Die Ergebnisse der Prognoserechnungen sind in Tabelle 4-19 bis Tabelle 4-22 enthalten. Sie beinhalten

den jeweils den neu berechneten Parameter $h_{i,p}$ sowie die sich daraus ergebende Prognose für die Fraktion PM10.

4.6.1 Variante 1

Diese Variante repräsentiert einen annähernd optimalen Verlauf der Nutzungseigenschaften mit nur geringen Veränderungen der volumetrischen Verhältnisse. Dieses spiegelt sich im Wesentlichen auch in den Veränderungen der PM10-Fraktion wider. Grundsätzlich steigt das zu erwartende Niveau bei allen Varianten an, wobei die meisten Erhöhungen im Bereich zwischen 2 % und 6 % liegen. Lediglich mit 14.6 % bei Probe 16 (SMA8_PmB_Diabas) und mit 25.6 % bei Probe 21 (SMA8_PmB_Grauwacke) sind deutlich höhere Steigungen zu beobachten. Dieses liegt im Wesentlichen daran, dass bei diesen Varianten die absolut niedrigsten Werte vorliegen, sodass sich schon eine geringe absolute Erhöhung in der Relation stark auswirkt.

4.6.2 Variante 2

Bei dieser Variante, die durch die Prognose einer Spurrinnenbildung gekennzeichnet ist, entstehen wiederum nur Erhöhungen. Sie fallen deutlich größer aus als bei Variante 1 und betragen bis zu 48 % (Probe 21; SMA8_PmB_Grauwacke).

4.6.3 Variante 3

Diese Variante simuliert einen eher ungünstigen Verlauf der substanziellen Merkmale. Dieses führt in der Prognose aber zu einem Absinken der erwarteten PM10-Abriebkonzentration. Das Ausmaß beträgt dabei bis zu 51.2 % (Probe 21; SMA8_PmB_Grauwacke).

4.6.4 Variante 4

Mit dieser Variante wird das häufige Auftreten des Endes der strukturellen Nutzungsdauer einer wenig belasteten Straßenbefestigung simuliert. Es zeigt sich, dass sich nach den Ergebnissen des Modells gegen Ende der Nutzungsdauer die PM10-Abriebkonzentration mutmaßlich erhöhen wird, wobei der Absolutwert mit max. 5.2 % (Probe 21; SMA8_PmB_Grauwacke) aber gegenüber Variante 2 deutlich niedriger ausfällt.

Proben- platten- Nr.	Asphalt- mischgut	Referenz					Variante 1					Differenz
		Spplitt- volumen V_{GK}	Hohlraum- volumen V_H	Mastix- volumen $V_{Mörtel}$	hi,p	PM10 pro- gnostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spplitt- volumen V_{GK}	Hohlraum- volumen V_H	Mastix- volumen $V_{Mörtel}$	hi,p	PM10 pro- gnostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
24	SMA 8, PmB	56.2 %	2.8 %	41.0 %	1.000	44.2	56.5 %	2.3 %	41.2 %	0.998	46.4	5.0 %
16	SMA 8, PmB	56.9 %	2.6 %	40.6 %	1.026	15.2	57.2 %	2.1 %	40.8 %	1.024	17.4	14.6 %
22	PA 8, PmB-H	60.4 %	24.9 %	14.5 %	1.004	39.6	60.8 %	24.4 %	14.6 %	1.002	41.8	5.7 %
21	SMA 8, PmB	59.2 %	2.8 %	38.0 %	1.032	8.7	59.6 %	2.3 %	38.2 %	1.030	10.9	25.6 %
2	SMA 8, PmB	59.8 %	2.7 %	37.5 %	1.006	38.0	60.2 %	2.2 %	37.7 %	1.004	40.3	5.8 %
11	SMA 8, SBB	56.2 %	2.8 %	40.9 %	0.995	50.0	56.5 %	2.3 %	41.2 %	0.993	52.2	4.4 %
6	SMA 11, SBB	62.1 %	2.5 %	35.4 %	0.985	60.6	62.4 %	2.0 %	35.6 %	0.983	62.8	3.7 %
5	AC 8, PmB	40.8 %	2.8 %	59.6 %	0.975	72.0	41.0 %	2.3 %	59.9 %	0.973	74.2	3.0 %
19	AC 11, SBB	39.6 %	2.7 %	60.1 %	0.972	75.6	39.8 %	2.2 %	60.4 %	0.970	77.8	2.9 %
15	AC 8, SBB	44.3 %	3.1 %	52.6 %	0.949	100.1	44.5 %	2.6 %	52.9 %	0.948	102.3	2.2 %
9	SMA 11, SBB	60.3 %	2.1 %	37.4 %	0.974	73.2	60.6 %	1.6 %	37.6 %	0.972	75.4	3.0 %
8	AC 11, PmB	47.0 %	2.9 %	51.7 %	0.951	98.0	47.2 %	2.4 %	52.0 %	0.949	100.2	2.2 %
1	AC 8, SBB	31.1 %	2.7 %	67.8 %	0.945	104.9	31.2 %	2.2 %	68.1 %	0.943	107.0	2.1 %
7	PA 8, PmB	63.0 %	20.5 %	16.5 %	0.944	106.0	63.4 %	20.0 %	16.6 %	0.942	108.3	2.1 %
20	AC 8, SBB	36.8 %	2.8 %	60.3 %	0.956	92.5	36.9 %	2.3 %	60.6 %	0.954	94.6	2.3 %
13	SMA 11, SBB	60.5 %	2.5 %	37.0 %	0.983	62.7	60.9 %	2.0 %	37.2 %	0.981	65.0	3.5 %
18	DSH 5, PmB	47.5 %	5.2 %	47.4 %	0.943	106.8	47.7 %	4.7 %	47.6 %	0.941	109.0	2.1 %
10	AC 5, SBB	27.7 %	2.2 %	70.1 %	0.940	110.7	27.9 %	1.7 %	70.5 %	0.938	112.8	1.9 %
14	PA 5, SBB	63.1 %	21.5 %	15.4 %	0.925	127.5	63.5 %	21.0 %	15.5 %	0.923	129.8	1.8 %
12	AC 8, PmB	40.2 %	3.3 %	58.7 %	0.966	81.3	40.4 %	2.8 %	59.0 %	0.965	83.5	2.7 %
3	PA 8, SBB	59.4 %	23.0 %	17.6 %	0.934	117.1	59.7 %	22.5 %	17.7 %	0.932	119.4	1.9 %

Tab. 4-19: Ergebnisse für den prognostizierten Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen für Variante 1

Probenplatten-Nr.	Asphaltmischgut	Referenz				Variante 2						Differenz PM10 Var 2/ PM10 Ref
		Spplittvolumen V_{gsk}	Hohraumvolumen V_H	Mastixvolumen $V_{Mörtel}$	hi,p	PM10 prognostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spplittvolumen V_{gsk}	Hohraumvolumen V_H	Mastixvolumen $V_{Mörtel}$	hi,p	PM10 prognostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
24	SMA 8, PmB	56.2 %	2.8 %	41.0 %	1.000	44.2	56.2 %	1.8 %	42.0 %	0.996	48.4	9.4 %
16	SMA 8, PmB	56.9 %	2.6 %	40.6 %	1.026	15.2	56.9 %	1.6 %	41.6 %	1.022	19.4	27.4 %
22	PA 8, PmB-H	60.4 %	24.9 %	14.5 %	1.004	39.6	60.4 %	23.9 %	15.5 %	1.000	43.7	10.5 %
21	SMA 8, PmB	59.2 %	2.8 %	38.0 %	1.032	8.7	59.2 %	1.8 %	39.0 %	1.028	12.9	48.0 %
2	SMA 8, PmB	59.8 %	2.7 %	37.5 %	1.006	38.0	59.8 %	1.7 %	38.5 %	1.002	42.2	11.0 %
11	SMA 8, SBB	56.2 %	2.8 %	40.9 %	0.995	50.0	56.2 %	1.8 %	41.9 %	0.991	54.2	8.3 %
6	SMA 11, SBB	62.1 %	2.5 %	35.4 %	0.985	60.6	62.1 %	1.5 %	36.4 %	0.981	64.8	6.9 %
5	AC 8, PmB	40.8 %	2.8 %	59.6 %	0.975	72.0	40.8 %	1.8 %	60.6 %	0.971	76.2	5.8 %
19	AC 11, SBB	39.6 %	2.7 %	60.1 %	0.972	75.6	39.6 %	1.7 %	61.1 %	0.968	79.8	5.5 %
15	AC 8, SBB	44.3 %	3.1 %	52.6 %	0.949	100.1	44.3 %	2.1 %	53.6 %	0.946	104.3	4.2 %
9	SMA 11, SBB	60.3 %	2.1 %	37.4 %	0.974	73.2	60.3 %	1.1 %	38.4 %	0.970	77.4	5.7 %
8	AC 11, PmB	47.0 %	2.9 %	51.7 %	0.951	98.0	47.0 %	1.9 %	52.7 %	0.948	102.2	4.3 %
1	AC 8, SBB	31.1 %	2.7 %	67.8 %	0.945	104.9	31.1 %	1.7 %	68.8 %	0.941	109.0	4.0 %
7	PA 8, PmB	63.0 %	20.5 %	16.5 %	0.944	106.0	63.0 %	19.5 %	17.5 %	0.940	110.2	3.9 %
20	AC 8, SBB	36.8 %	2.8 %	60.3 %	0.956	92.5	36.8 %	1.8 %	61.3 %	0.953	96.6	4.5 %
13	SMA 11, SBB	60.5 %	2.5 %	37.0 %	0.983	62.7	60.5 %	1.5 %	38.0 %	0.979	66.9	6.6 %
18	DSH 5, PmB	47.5 %	5.2 %	47.4 %	0.943	106.8	47.5 %	4.2 %	48.4 %	0.940	110.9	3.9 %
10	AC 5, SBB	27.7 %	2.2 %	70.1 %	0.940	110.7	27.7 %	1.2 %	71.1 %	0.936	114.8	3.8 %
14	PA 5, SBB	63.1 %	21.5 %	15.4 %	0.925	127.5	63.1 %	20.5 %	16.4 %	0.921	131.7	3.3 %
12	AC 8, PmB	40.2 %	3.3 %	58.7 %	0.966	81.3	40.2 %	2.3 %	59.7 %	0.963	85.5	5.1 %
3	PA 8, SBB	59.4 %	23.0 %	17.6 %	0.934	117.1	59.4 %	22.0 %	18.6 %	0.930	121.3	3.6 %

Tab. 4-20: Ergebnisse für den prognostizierten Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen für Variante 2

Probenplatten-Nr.	Asphaltmischgut	Referenz					Variante 3					Differenz PM10 Var 3/ PM10 Ref
		Spplittvolumen V_{gk}	Hohlraumvolumen V_H	Mastixvolumen $V_{Mörtel}$	$h_{i,p}$	PM10 prognostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spplittvolumen V_{gk}	Hohlraumvolumen V_H	Mastixvolumen $V_{Mörtel}$	$h_{i,p}$	PM10 prognostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
24	SMA 8, PmB	56.2 %	2.8 %	41.0 %	1.000	44.2	55.7 %	3.8 %	40.6 %	1.004	39.8	-10.0 %
16	SMA 8, PmB	56.9 %	2.6 %	40.6 %	1.026	15.2	56.3 %	3.6 %	40.2 %	1.030	10.8	-29.1 %
22	PA 8, PmB-H	60.4 %	24.9 %	14.5 %	1.004	39.6	59.6 %	25.9 %	14.3 %	1.008	35.0	-11.5 %
21	SMA 8, PmB	59.2 %	2.8 %	38.0 %	1.032	8.7	58.6 %	3.8 %	37.6 %	1.036	4.2	-51.2 %
2	SMA 8, PmB	59.8 %	2.7 %	37.5 %	1.006	38.0	59.2 %	3.7 %	37.1 %	1.010	33.6	-11.7 %
11	SMA 8, SBB	56.2 %	2.8 %	40.9 %	0.995	50.0	55.6 %	3.8 %	40.5 %	0.999	45.6	-8.9 %
6	SMA 11, SBB	62.1 %	2.5 %	35.4 %	0.985	60.6	61.4 %	3.5 %	35.1 %	0.989	56.1	-7.4 %
5	AC 8, PmB	40.8 %	2.8 %	59.6 %	0.975	72.0	40.4 %	3.8 %	59.0 %	0.979	67.6	-6.0 %
19	AC 11, SBB	39.6 %	2.7 %	60.1 %	0.972	75.6	39.2 %	3.7 %	59.5 %	0.976	71.3	-5.8 %
15	AC 8, SBB	44.3 %	3.1 %	52.6 %	0.949	100.1	43.8 %	4.1 %	52.1 %	0.953	95.7	-4.4 %
9	SMA 11, SBB	60.3 %	2.1 %	37.4 %	0.974	73.2	59.7 %	3.1 %	37.0 %	0.978	68.7	-6.1 %
8	AC 11, PmB	47.0 %	2.9 %	51.7 %	0.951	98.0	46.5 %	3.9 %	51.2 %	0.955	93.6	-4.5 %
1	AC 8, SBB	31.1 %	2.7 %	67.8 %	0.945	104.9	30.7 %	3.7 %	67.1 %	0.949	100.6	-4.1 %
7	PA 8, PmB	63.0 %	20.5 %	16.5 %	0.944	106.0	62.2 %	21.5 %	16.3 %	0.948	101.5	-4.3 %
20	AC 8, SBB	36.8 %	2.8 %	60.3 %	0.956	92.5	36.4 %	3.8 %	59.7 %	0.960	88.1	-4.7 %
13	SMA 11, SBB	60.5 %	2.5 %	37.0 %	0.983	62.7	59.9 %	3.5 %	36.6 %	0.987	58.3	-7.1 %
18	DSH 5, PmB	47.5 %	5.2 %	47.4 %	0.943	106.8	47.0 %	6.2 %	46.9 %	0.947	102.4	-4.1 %
10	AC 5, SBB	27.7 %	2.2 %	70.1 %	0.940	110.7	27.4 %	3.2 %	69.4 %	0.944	106.4	-3.9 %
14	PA 5, SBB	63.1 %	21.5 %	15.4 %	0.925	127.5	62.3 %	22.5 %	15.2 %	0.929	123.0	-3.6 %
12	AC 8, PmB	40.2 %	3.3 %	58.7 %	0.966	81.3	39.8 %	4.3 %	58.1 %	0.970	76.9	-5.4 %
3	PA 8, SBB	59.4 %	23.0 %	17.6 %	0.934	117.1	58.6 %	24.0 %	17.4 %	0.938	112.6	-3.9 %

Tab. 4-21: Ergebnisse für den prognostizierten Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen für Variante 3

Probenplatten-Nr.	Asphaltmischgut	Referenz					Variante 4					Differenz PM10 Var 4/ PM10 Ref
		Spplittvolumen V_{gsk}	Hohraumvolumen V_H	Mastixvolumen $V_{Mörtel}$	hi,p	PM10 prognostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Spplittvolumen V_{gsk}	Hohraumvolumen V_H	Mastixvolumen $V_{Mörtel}$	hi,p	PM10 prognostiziert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
24	SMA 8, PmB	56.2 %	2.8 %	41.0 %	1.000	44.2	57.2 %	2.8 %	40.0 %	1.000	44.7	1.0 %
16	SMA 8, PmB	56.9 %	2.6 %	40.6 %	1.026	15.2	57.9 %	2.6 %	39.6 %	1.026	15.7	3.0 %
22	PA 8, PmB-H	60.4 %	24.9 %	14.5 %	1.004	39.6	61.4 %	24.9 %	13.5 %	1.004	40.0	1.1 %
21	SMA 8, PmB	59.2 %	2.8 %	38.0 %	1.032	8.7	60.2 %	2.8 %	37.0 %	1.032	9.1	5.2 %
2	SMA 8, PmB	59.8 %	2.7 %	37.5 %	1.006	38.0	60.8 %	2.7 %	36.5 %	1.005	38.5	1.2 %
11	SMA 8, SBB	56.2 %	2.8 %	40.9 %	0.995	50.0	57.2 %	2.8 %	39.9 %	0.994	50.4	0.9 %
6	SMA 11, SBB	62.1 %	2.5 %	35.4 %	0.985	60.6	63.1 %	2.5 %	34.4 %	0.985	61.0	0.7 %
5	AC 8, PmB	40.8 %	2.8 %	59.6 %	0.975	72.0	41.8 %	2.8 %	58.6 %	0.974	72.5	0.6 %
19	AC 11, SBB	39.6 %	2.7 %	60.1 %	0.972	75.6	40.6 %	2.7 %	59.1 %	0.971	76.1	0.6 %
15	AC 8, SBB	44.3 %	3.1 %	52.6 %	0.949	100.1	45.3 %	3.1 %	51.6 %	0.949	100.5	0.5 %
9	SMA 11, SBB	60.3 %	2.1 %	37.4 %	0.974	73.2	61.3 %	2.1 %	36.4 %	0.973	73.6	0.6 %
8	AC 11, PmB	47.0 %	2.9 %	51.7 %	0.951	98.0	48.0 %	2.9 %	50.7 %	0.951	98.4	0.5 %
1	AC 8, SBB	31.1 %	2.7 %	67.8 %	0.945	104.9	32.1 %	2.7 %	66.8 %	0.945	105.3	0.4 %
7	PA 8, PmB	63.0 %	20.5 %	16.5 %	0.944	106.0	64.0 %	20.5 %	15.5 %	0.944	106.5	0.4 %
20	AC 8, SBB	36.8 %	2.8 %	60.3 %	0.956	92.5	37.8 %	2.8 %	59.3 %	0.956	92.9	0.5 %
13	SMA 11, SBB	60.5 %	2.5 %	37.0 %	0.983	62.7	61.5 %	2.5 %	36.0 %	0.983	63.2	0.7 %
18	DSH 5, PmB	47.5 %	5.2 %	47.4 %	0.943	106.8	48.5 %	5.2 %	46.4 %	0.943	107.2	0.4 %
10	AC 5, SBB	27.7 %	2.2 %	70.1 %	0.940	110.7	28.7 %	2.2 %	69.1 %	0.940	111.1	0.4 %
14	PA 5, SBB	63.1 %	21.5 %	15.4 %	0.925	127.5	64.1 %	21.5 %	14.4 %	0.924	128.0	0.4 %
12	AC 8, PmB	40.2 %	3.3 %	58.7 %	0.966	81.3	41.2 %	3.3 %	57.7 %	0.966	81.7	0.6 %
3	PA 8, SBB	59.4 %	23.0 %	17.6 %	0.934	117.1	60.4 %	23.0 %	16.6 %	0.934	117.6	0.4 %

Tab. 4-22: Ergebnisse für den prognostizierten Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen für Variante 4

4.7 Schlussfolgerungen für die Quantifizierung der Abriebmaße

Aus den Ergebnissen der Kapitel 2 bis 4.4 können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Abgesehen von der Art des Reifens (insbesondere der Einsatz von Spikereifen), dem Fahrverhalten (Beschleunigungsanteile) und der Fahrgeschwindigkeit (höhere Geschwindigkeiten führen zu höheren Abriebraten) sind weitere wesentliche Faktoren, die sich auf die Partikel-erzeugung aus dem Abrieb der Fahrbahn auswirken,
 - die Art/Festigkeit und die Korngröße des in der Fahrbahn verwendeten Gesteinmaterials,
 - eventuell auch die Art des Bindemittels (polymer modifiziertes Bindemittel scheinen positiv zu wirken),
 - eventuell bewirkt eine starke Modifizierung des Bindemittels (z. B. Gummimodifizierung) und die dadurch sich einstellenden dickeren Bindemittelfilme eine Verminderung der PM10-Fahrbahnabriebemissionen. Die Höhe der Reduktion hängt hier wahrscheinlich von der Ausbildung der Oberfläche ab.
- Das in der Fahrbahn verwendete Gesteinsmaterial wirkt sich auf die erzeugte Partikelmenge, die Zusammensetzung, die Partikelgrößenverteilung, die Form und die spezifische Oberfläche aus.
- Für die Ultrafeinen Partikel gibt es in der Literatur widersprüchliche Ergebnisse.
- Die wenigen untersuchten Betonfahrbahnen lieferten auch bei Einsatz von Winterreifen (ohne Spikes) tendenziell geringere PM10-Abriebkonzentrationen als die Asphaltfahrbahnen. Allerdings ist diese Aussage aus messtechnischen Gründen unsicher.
- Zur Quantifizierung der Fahrbahnabriebemissionen verwenden die nordischen Länder die Parametrisierung über NBM, MS und $S > 4$ mm. Diese Parametrisierung ist primär auf den Einsatz von Spikereifen ausgelegt, wird dort aber auch bei Einsatz von Reifen ohne Spikes angewendet.
- Freilanduntersuchungen zeigen deutliche Anzeichen einer Verringerung von MS mit fortlaufender Benutzung. Es kann daraus geschlossen werden, dass die Mörtelphase für den Fahrbahnabrieb an Bedeutung gewinnt. Eventuell sind deshalb die Qualitätsanforderungen bzgl. Abrieb an die Gesteinskörnungen kleiner 4 mm ebenfalls wichtig. Untersuchungen dazu liegen aber nicht vor.
- Die Prall- sowie die Träger-Methode scheinen am Besten geeignet, um Feinstaub zu erzeugen, welches den vom VTI road simulator erzeugten Partikeln entspricht (60 km/h, SMA 11). Dies wird damit begründet, dass die Partikel mit diesen Methoden aus Asphaltmischungen erzeugt werden, während die Partikel aus LA-, NBM- und micro-Deval-Test nur aus den Gesteinen produziert werden.
- Unter den Gestein-Testverfahren gibt die LA-Methode die beste Korrelation mit Partikelspektren des VTI road simulators.
- Es gibt aus der Literatur und aus den Laborversuchen heraus starke Indikatoren, dass OPA-Beläge positive Effekte auf die PM10-Konzentrationen haben, allerdings wohl eher durch die Speichermöglichkeit von Staub in den Poren als durch deren Abriebeigenschaften.
- Einige Mineralsorten gelten als schädlich für Gesundheit, zum Beispiel Quarz bzw. Asbestfaser ähnliche Partikel, die als krebserzeugend eingestuft sind.
- Die im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführten Abriebversuche im Labor zeigten, dass die verwendeten Splittmastixasphalte unabhängig von der betrachteten Fraktion die niedrigsten Abriebwerte lieferten. Die Mittelwerte dieser Varianten liegen signifikant niedriger als bei den anderen Mischgutarten. Offenbar ist vor allem die Kombination aus Splittmastixasphalt mit einem modifizierten Bindemittel geeignet, die Entstehung von Abrieb und dessen Emission in die Umgebungsluft effektiv zu reduzieren. Der OPA-Belag mit modifizierten Binder lieferte ähnliche Abriebwerte.
- Die Ergebnisse der hier durchgeführten Abriebversuche zeigen keine statistisch signifikante Korrelation zu den h_{pave} -Werten aus NORTRIP. Neben dem NBM-Wert scheinen beim Einsatz von Reifen ohne Spikes weitere Parameter eine wichtige Rolle zu spielen, wie das Volumen der groben Gesteinskörnung am Marshallkör-

per, der Hohlraumgehalt am Marshallkörper, das Volumen des Asphaltmörtels am Marshallkörper, die Mischgutart sowie die Bindemittelart.

- Deshalb wurde anhand einer Regressionsanalyse ein alternativer (erweiterter) Ansatz zur Beschreibung der Abriebfestigkeit der untersuchten Fahrbahnoberflächen abgeleitet, der diese Kenngrößen berücksichtigt. Für die untersuchten Fahrbahnoberflächen variieren die mittleren PM10-Abriebemissionsraten bis zu einem Faktor von ca. 4.
- Unabhängig davon ist das NORTRIP-Modell derzeit das einzige Modell, welches die Fahrbahneigenschaften sowie die Fahreigenschaften und die Flottenzusammensetzung in Hinblick auf die Fahrbahnabriebe berücksichtigen kann. Deswegen werden nachfolgend die Ergebnisse systematischer Berechnungen mit NORTRIP aufgezeigt.

5 Berechnung von Emissionsfaktoren für Straßenabrieb

5.1 Vorgehensweise

Die Berechnungen wurden mit dem Programm NORTRIP (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) mit der aktuellen Version 3.2 durchgeführt. Die physikalischen Grundlagen wurden im Kapitel 2.2.9.4 und im Kapitel 4.2 erläutert.

Die Emissionsberechnungen wurden auf Basis von Zeitreihen (1h-Werte) von Verkehrsmengen (DTV, SV-Anteil), Fahrzeuggeschwindigkeiten, Verkehrssituation sowie meteorologischen Parametern (Wind, Niederschlag, Feuchte, Temperatur, Strahlung) durchgeführt.

Um einerseits relevante Einflüsse verschiedener Einflussgrößen auf die Abriebemissionen darzustellen und andererseits auch deren Relevanz einer immissionsseitigen Bewertung unterziehen zu können, wurden die Berechnungen ausgehend von Datensätzen vorgenommen, die Korrelationen zwischen realen Verkehrs- und Meteorologiedaten auf der einen Seite und entsprechenden Immissionsdaten an einer Messstelle auf der anderen Seite aufweisen.

Deshalb wurden hier in Abstimmung mit dem Auftraggeber und dem Betreuerkreis als Ausgangsdaten Datensätze

- für die Frankfurter Allee in Berlin (Jahr 2012) und für
- Stuttgart Am Neckartor (Zeitraum 15.11.2006 bis 15.03.2007, die sogenannte Schlossparkepisode)

verwendet. Die Daten für Berlin lagen aus der Untersuchung LOHMEYER (2016) und die für Stuttgart aus der Untersuchung LOHMEYER (2010) vor.

In NORTRIP ist auch ein sogenanntes NO_x-Tracermodell implementiert. Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass die Emissionsfaktoren der Tracer-substanz bekannt sind. Im Allgemeinen werden hierbei die Stickoxide (NO_x) verwendet, da diese als die am besten untersuchten verkehrsbezogenen Emissionsfaktoren angesehen wurden⁶ und das Verhältnis zwischen verkehrsbedingter Zusatzbelastung zu Vorbelastung im Nahbereich von Straßen ausreichend groß ist. Das Verhältnis zwischen NO_x-Emissionsdichte und NO_x-Zusatzbelastung stellt das sogenannte Verdünnungsverhältnis dar. Weiterhin wird begründet angenommen, dass sich PM10 aufgrund seiner kleinen Partikelgrößen quasi wie ein Gas ausbreitet, und dass deshalb das für NO_x abgeleitete Verdünnungsverhältnis auch für PM_x gilt. Wird dann die mit NORTRIP berechnete PM_x-Emission mit dem Verdünnungsfaktor multipliziert, erhält man die PM_x-Zusatzbelastung:

$$\text{NO}_x\text{-ZB/E}(\text{NO}_x) = \text{PM10-ZB/E}(\text{PM10}) = \text{Verdünnungsfaktor} = \text{konst. bzw.}$$

$$\text{PM10-ZB} = \text{NO}_x\text{-ZB/E}(\text{NO}_x) * \text{E}(\text{PM10})$$

wobei ZB die Differenz zwischen Gesamtbelastung und Vorbelastung kennzeichnet und E die jeweilige Emissionsdichte.

Der Vorteil dieser Methode liegt in der Unabhängigkeit von einem Ausbreitungsmodell und dessen Fehlern bzw. Unsicherheiten in der Modellierung.

⁶ Hinweis: Aus den Diskussionen zum Einfluss von temperaturbedingten Abschalten der Abgasreinigung ist bekannt, dass auch die NO_x-Emissionsfaktoren für reale Verhältnisse mit größeren Unsicherheiten behaftet waren.

Bei dieser Methode wurde/wird allerdings davon ausgegangen, dass die jeweils verwendeten NO_x -Emissionsfaktoren die Realität richtig widerspiegeln.

D. h. beim Vorliegen von NO_x -Immissionsmessdaten an der Straße und im Hintergrund sowie NO_x -Emissionsdaten für die betrachtete Straße können mit NORTRIP PM10-Konzentrationen berechnet werden. Damit ist auch

- eine Plausibilisierung der Berechnungsergebnisse anhand der gemessenen PM10-Immissionswerte sowie
- eine immissionsseitige Bewertung der Parameteränderungen möglich.

5.2 Szenarien

Betrachtet wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber und den Betreuerkreis folgende Szenarien:

1. Innerortsstraße mit Tempolimit 50 km/h mit dichter Randbebauung,
2. Innerortsstraße mit Tempolimit 30 km/h mit dichter Randbebauung,
3. Innerortsstraße mit Tempolimit 50 km/h ohne dichte Randbebauung,
4. Außerortsstraße mit Tempolimit 100 km/h,
5. Autobahn mit Tempolimit 130 km/h.

Für diese Szenarien wurden folgende Einflussgrößen⁷ variiert:

- a. Straßen- und Gebäudegeometrie wie
 - I. Frankfurter Allee in Berlin
 - II. Stuttgart Am Neckartor

III. Wie Frankfurter Allee in Berlin ohne Bebauung

IV. Wie Stuttgart Am Neckartor ohne Bebauung

b. Abriebparameter⁸ h_{pave} entsprechend Kapitel 4.2.4 für folgende Fahrbeläge:

I. SMA 11 mit Rhyolit ($h_{\text{pave}} = 1.5$)

II. Waschbeton 8 mit Rhyolit ($h_{\text{pave}} = 1.9$)

III. OPA 5 mit Basalt ($h_{\text{pave}} = 2.8$)

IV. Waschbeton 8 mit Diabas ($h_{\text{pave}} = 3.9$)

V. Asphaltbeton 8 mit Grauwacke ($h_{\text{pave}} = 4.7$)

und zusätzlich

VI. Standardbelag aus NORTRIP mit $h_{\text{pave}} = 0.95$

c. Verkehrsdaten (Kfz, Lkw) wie

I. Frankfurter Allee in Berlin für 01.01. bis 31.12.2012

II. Stuttgart Am Neckartor für 15.11.2006 bis 15.03.2007

III. Nur Lkw-Verkehr wie in der Frankfurter Allee in Berlin zwischen 01.01. und 31.12.2010⁹

IV. Nur Lkw-Verkehr wie Am Neckartor für 15.11.2006 bis 15.03.2007

d. Meteorologie

I. Berlin für 01.01. bis 31.12.2012

II. Hamburg für 01.01. bis 31.12. 2012

III. Stuttgart für 15.11.2006 bis 15.03.2007

⁷ Zu den Details siehe die nachfolgenden Kapitel.

⁸ Es werden hier die h_{pave} -Werte entsprechend des Abriebmodells von NORTRIP verwendet. Es sei darauf hingewiesen, dass keine Korrelation zwischen den Abriebergebnissen der Laborversuche (Kapitel 4.4 bis Kapitel 4.7) und h_{pave} gefunden wurden. Dies wird bei der Interpretation der Berechnungsergebnisse und den Empfehlungen berücksichtigt.

⁹ Aus rechentechnischen Gründen muss in NORTRIP auch immer mindestens ein Pkw pro Stunde „fahren“. Deshalb ist für diese Berechnungen der Lkw-Anteil etwas kleiner als 100 %.

5.3 Eingangsdaten für die Frankfurter Allee

Die Frankfurter Allee ist eine sechsstreifige Hauptverkehrsstraße mit beidseitig dichter Randbebauung. Bild 5-1 zeigt ein Foto im Bereich der Immissionsmessstelle.

Auf der Straße galt 2012 ein Tempolimit von 50 km/h. Es fuhren 2012 täglich ca. 40.000 Kfz bei einem Schwerverkehrsanteil (SV) von 2.9 %.

Es lagen von der damaligen Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Referat Immissionsschutz für das Bezugsjahr 2012 folgende Daten als 1h-Werte aus dem Projekt LOHMEYER (2016) vor:

- Verkehrsmenge,
- Anzahl Schwerverkehr,
- mittlere Fzg-Geschwindigkeit,
- Konzentrationsdaten (PM₁₀, NO_x) an der Messstation Frankfurter Allee und an der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße.

Weiterhin lagen vor:

- PM₁₀-und NO_x-Emissionen (nur motorbedingt) aus LOHMEYER (2016).

Es wurden in NORTRIP folgende Metadaten zur Beschreibung des Straßenabschnittes angesetzt:

- Anzahl von Fahrstreifen: 6,
- Fahrstreifenbreite: 3 m,
- Straßenbreite ohne Mittelstreifen: 18 m,
- Straßenschluchtbreite: 42 m,



Bild 5-1: Blick in die Frankfurter Allee in Richtung West in Berlin. Etwa in Bildmitte ist die BLUME-Messstation zu erkennen. (Quelle: Lohmeyer GmbH)

- Straßenschluchthöhe: 22 m,
- Straßenorientierung gg Nord: 100°,
- Geografische Lage: 52.3° N/13.28° O,
- Windkorrekturfaktor: 0.5.

5.4 Eingangsdaten für Stuttgart Am Neckartor

Die Messstation Am Neckartor liegt an der östlichen Seite der Ausfallstraße Am Neckartor südlich der Kreuzung mit der Cannstatter Straße und Heilmannstraße direkt an einem lang gestreckten, hohen Gebäude. Bild 5-2 zeigt ein Foto. Auf der Straße galt im Zeitraum der Schlossparkepisode ein Tempolimit von 50 km/h. Es fuhren täglich ca. 86.000 Kfz bei einem Schwerverkehrsanteil (SV) von 3.5 %.

Es lagen für den Zeitraum der Schlossparkepisode folgende Daten als 1h-Werte aus dem Projekt LOHMEYER (2010) vor:

- Verkehrsmenge,
- Anzahl Schwerverkehr,
- mittlere Fzg-Geschwindigkeit,
- Konzentrationsdaten (PM₁₀, NO_x) an der Messstation Am Neckartor und an der Hintergrundstation Schlosspark.

Weiterhin lagen vor:

- PM₁₀-und NO_x-Emissionen (nur motorbedingt) aus LOHMEYER (2010).



Bild 5-2: Blick in die Straße Am Neckartor. Die Messstelle befindet sich rechts vor der Fußgängerbrücke. (Quelle: Lohmeyer GmbH)

Es wurden in NORTRIP folgende Metadaten zur Beschreibung des Straßenabschnittes angesetzt:

- Anzahl von Fahrstreifen: 6,
- Fahrstreifenbreite: 3 m,
- Straßenbreite: 18 m,
- Straßenschluchtbreite: 28 m (einseitig),
- Straßenschluchthöhe: 21 m,
- Straßenorientierung gg Nord: 41°,
- Geografische Lage: 48.4° N/9.1° O,
- Windkorrekturfaktor: 0.5.

5.5 Meteorologische Daten

Es wurden folgende Daten als 1h-Werte verwendet:

a. Meteorologie Berlin (2012)

- Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe (DWD Station Tegel),
- relative Feuchte in 2 m Höhe (DWD Station Tegel),
- Temperatur in 2 m Höhe (DWD Station Tegel),
- Niederschlagsmenge (DWD Station Tegel),
- Globalstrahlung (DWD Station Potsdam).

b. Meteorologie Hamburg (2012)

- Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe (DWD Station HH-Fuhlsbüttel),
- relative Feuchte in 2 m Höhe (DWD Station HH-Fuhlsbüttel),
- Temperatur in 2 m Höhe (DWD Station HH-Fuhlsbüttel),
- Niederschlagsmenge (DWD Station HH-Fuhlsbüttel),

- Globalstrahlung (DWD Station HH-Fuhlsbüttel).

c. Meteorologie Stuttgart

(15.11.2006 bis 14.03.2007)

- Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe über Gebäude (Station Stuttgart Schwabenzentrum),
- relative Feuchte in 2 m Höhe (DWD Station Stuttgart-Echterdingen),
- Temperatur in 2 m Höhe (DWD Station Stuttgart-Echterdingen),
- Niederschlagsmenge (DWD Station Stuttgart-Echterdingen),
- Globalstrahlung (DWD Station Stuttgart-Schnarrenberg).

Hinweis: Direkte Messungen der meteorologischen Daten an den Straßen selbst lagen nicht vor. Bis 2011 existierte in Berlin am Alexanderplatz eine meteorologische Messstelle (Luftfeuchte, Temperatur, Niederschlag) des DWD, welche näher als die Station Tegel an der Frankfurter Allee gelegen hat. Vergleichsrechnungen für die Frankfurter Allee im Bezugsjahr 2010 zeigen, dass der Einfluss der Messdaten Alexanderplatz zu Tegel für die abriebbedingten Emissionsfaktoren bei ca. 1.5 % liegt. Dies ist ein sehr geringer Unterschied. Ähnliche Unterschiede würden wir auch für die Situationen in Hamburg und Stuttgart erwarten. Deshalb wurde analog zu LOHMEYER (2016) und LOHMEYER (2010) mit den Daten der oben aufgeführten Stationen gerechnet.

Die Auswertung der meteorologischen Parameter ergibt die in Tabelle 5-1 aufgeführten Werte.

Die höchste mittlere Temperatur lag in Berlin vor. Die geringste in Stuttgart, da hier nur der Winterzeitraum betrachtet wurde. In Hamburg gab es die höchste Niederschlagssumme. In Hamburg war es auch feuchter und (sonnen-)strahlungsärmer als in Berlin. In Stuttgart war es wegen der Eingrenzung

	Mittlere Temperatur in °C	Mittlere Feuchte in %	Mittlere Globalstrahlung in W/m ²	Niederschlagssumme in mm	Anteil Stunden mit Niederschlag in %
Berlin- Tegel 01 bis 12/2012	10.1	74.1	122.6	522	8.8
Hamburg-Fuhlsbüttel 01 bis 12/2012	9.4	80.6	108.5	731	11.7
Stuttgart 11/2006 bis 03/2007	7.2	71.5	55.8	170	11.2

Tab. 5-1: Auswahl meteorologische Kenngrößen für die drei Messstandorte in den Bezugszeiträumen

auf den Winterzeitraum am strahlungsärmsten. Der Anteil Stunden mit Niederschlag war in Hamburg und Stuttgart größer als in Berlin.

5.6 Parametrisierungen des Straßenstaubmodells in NORTRIP

Die Berechnungen wurden zunächst mit den Standardeinstellungen von NORTRIP Version 3.2 durchgeführt. Insbesondere wird hier keine Unterscheidung der Basisabriebemissionsfaktoren zwischen Sommer- und Winterreifen (ohne Spikes) angesetzt. Die Berechnungen und Datenausgaben erfolgten im Modus „Stundenweise“. Die Parameterdatei für das Straßenstaubmodell ist im Anhang A5 gezeigt. Folgende spezifische Festlegungen wurden getroffen:

- Für die Berechnungen in der Frankfurter Allee und Am Neckartor wurde für die Berechnung der Bremsabriebemissionen der Driving cycle index

(d) auf 2 (urban) gesetzt. Hier wird für die Bremsabriebe ein erhöhter Basisabrieb gegenüber den Index für highways angesetzt.

- Für die Berechnungen der Außerortsstraße und Autobahn wurde für die Berechnung der Bremsabriebemissionen der Driving cycle index (d) auf 3 (highway) gesetzt.

5.7 Ergebnisse der Emissionsberechnungen mit Standardeinstellung

5.7.1 Innerortsstraße in Berlin mit beidseitiger Bebauung und Tempolimit 50 km/h

Den Berechnungen lag die Situation an der Frankfurter Allee 2012 zugrunde. Die Ergebnisse für die PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren und für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) sind für die betrachteten Straßenbeläge in der Tabelle 5-2 zusammengestellt.

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10-Straßenabrieb	PM10-Straßenabrieb (LV)	PM10-Straßenabrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_50	Standard_NORTRIP	2.9 %	0.95	46			27		
FFA_50	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	61			42		
FFA_50	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	71			51		
FFA_50	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	96			77		
FFA_50	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	125			105		
FFA_50	Asphaltbeton_8_Grauwacke	2.9 %	4.7	147			128		
FFA_50_Lkw	Standard_NORTRIP	98.0 %	0.95	236			148		
FFA_50_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	296			207		
FFA_50_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	341			258		
FFA_50_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	440			351		
FFA_50_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	561			479		
FFA_50_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwacke	98.0 %	4.7	650			567		
FFA_50	Standard_NORTRIP		0.95		40	240		23	150
FFA_50	SMA_11_Rhyolit		1.5		54	301		37	211
FFA_50	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		63	347		45	262
FFA_50	OPA_5_Basalt		2.8		86	447		68	356
FFA_50	Waschbeton_8_Diabas		3.9		112	570		94	487
FFA_50	Asphaltbeton_8_Grauwacke		4.7		132	661		114	576

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-2: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin bei Tempo 50

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %) zwischen 61 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 147 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 2.4. Der Standardbelag aus NORTRIP liefert mit 46 mg/km ca. 25 % geringere AWAR-Emissionen als der SMA_11_Rhyolit.

Betrachtet man nur die PM10-Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %), so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 69 % (SMA_11_Rhyolit) auf 87 % (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 98 %), dann variieren die AWAR-Emissionsfaktoren für die betrachteten deutschen Beläge zwischen 296 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 650 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 2.2. Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei Lkw-Anteil 98 %, so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 70 % (SMA_11_Rhyolit) auf 87 % (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann ergeben sich die Tabelle 5-2 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 37 mg/km und 114 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 211 mg/km und 576 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 54 mg/km und 132 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 301 mg/km und 661 mg/km.

5.7.2 Innerortsstraße in Berlin mit beidseitiger Bebauung und Tempolimit 30 km/h

Den Berechnungen lag die Situation an der Frankfurter Allee 2012 zugrunde. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten wurden aus LOHMEYER (2016) aus Messungen für die Schildhornstraße in Berlin 2012 (dort

überwachtes Tempolimit von 30 km/h) übernommen.

Die Ergebnisse für die PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren und für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) sind für die betrachteten Straßenbeläge in Tabelle 5-3 zusammengestellt.

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %) zwischen 39 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 83 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 2.1. Der Standardbelag aus NORTRIP liefert mit 31 mg/km ca. 20 % geringere AWAR-Emissionen als der SMA_11_Rhyolit.

Betrachtet man nur die PM10-Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %), so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 56 % (SMA_11_Rhyolit) auf 80 % (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 98 %), dann variieren die AWAR-Emissionsfaktoren für die betrachteten deutschen Beläge zwischen 193 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 373 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 1.9. Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei Lkw-Anteil 98 %, so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 62 % (SMA_11_Rhyolit) auf 82 % (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann ergeben sich die in Tabelle 5-3 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 19 mg/km und 59 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 121 mg/km und 310 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 34 mg/km und 74 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 196 mg/km und 379 mg/km.

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10- Straßen- abrieb	PM10- Straßen- abrieb (LV)	PM10- Straßen- abrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_30	Standard_NORTRIP	2.9 %	0.95	31			15		
FFA_30	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	39			22		
FFA_30	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	45			28		
FFA_30	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	57			40		
FFA_30	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	72			55		
FFA_30	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	2.9 %	4.7	83			66		
FFA_30_Lkw	Standard_NORTRIP	98.0 %	0.95	162			88		
FFA_30_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	193			119		
FFA_30_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	216			142		
FFA_30_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	267			198		
FFA_30_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	328			254		
FFA_30_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	98.0 %	4.7	373			304		
FFA_30	Standard_NORTRIP		0.95		27	165		12	90
FFA_30	SMA_11_Rhyolit		1.5		34	196		19	121
FFA_30	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		40	220		25	144
FFA_30	OPA_5_Basalt		2.8		51	271		35	202
FFA_30	Waschbeton_8_Diabas		3.9		64	333		49	258
FFA_30	Asphaltbeton_8_Grauwaacke		4.7		74	379		59	310

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-3: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin bei Tempo 30

5.7.3 Innerortsstraße in Berlin ohne Randbebauung und Tempolimit 50 km/h

Die Berechnungen ohne Bebauungsberücksichtigung entsprachen denen aus Kapitel 5.7.1 mit Berücksichtigung einer beidseitigen Bebauung.

Durch die sehr große Straßenbreite (von Fassade zu Fassade) sind die Emissionsbilanzen auf den Fahrbahnen, die zu anderen Feuchtesituationen des abgelagerten Straßenstaubes und damit zu anderen Wiederaufwirbelungen führen könnte, in beiden Fällen gleich. Die Berechnungsergebnisse unterscheiden sich deshalb nicht signifikant von denen aus Kapitel 5.7.1 und werden deshalb nicht separat dargestellt.

5.7.4 Außerortsstraße in Berlin ohne Randbebauung und Tempolimit 100 km/h

Den Berechnungen lag die Situation an der Frankfurter Allee 2012 zugrunde. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten wurden entsprechend HBEFA4.1 beim Leichtverkehr auf 102 km/h und beim Schwerverkehr auf 86 km/h gesetzt. Es wurde dabei von flüchtigem Verkehr ausgegangen.

Die Ergebnisse für die PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren und für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) sind für die betrachteten Straßenbeläge in der Tabelle 5-4 zusammengestellt.

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %) zwischen 98 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 271 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwaacke), d. h. um den Faktor 2.8. Der

Standardbelag aus NORTRIP liefert mit 68 mg/km ca. 31 % geringere AWAR-Emissionen als der SMA_11_Rhyolit.

Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %), so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 83 % (SMA_11_Rhyolit) auf 94 % (Asphaltbeton_8_Grauwaacke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 98 %), dann variieren die AWAR-Emissionsfaktoren für die betrachteten deutschen Beläge zwischen 424 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 1.051 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwaacke), d. h. um den Faktor 2.5. Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei Lkw-Anteil 98 %, so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 87 % (SMA_11_Rhyolit) auf 95 % (Asphaltbeton_8_Grauwaacke).

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann

ergeben sich die in Tabelle 5-4 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 72 mg/km und 231 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 374 mg/km und 1.011 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 88 mg/km und 247 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 431 mg/km und 1.068 mg/km.

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h_{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10-Straßenabrieb	PM10-Straßenabrieb (LV)	PM10-Straßenabrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_100_oB	Standard_NORTRIP	2.9 %	0.95	63			52		
FFA_100_oB	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	98			81		
FFA_100_oB	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	120			111		
FFA_100_oB	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	168			151		
FFA_100_oB	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	228			211		
FFA_100_oB	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	2.9 %	4.7	271			254		
FFA_100_oB_Lkw	Standard_NORTRIP	98.0 %	0.95	317			259		
FFA_100_oB_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	424			368		
FFA_100_oB_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	503			447		
FFA_100_oB_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	679			598		
FFA_100_oB_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	894			823		
FFA_100_oB_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	98.0 %	4.7	1.051			996		
FFA_100_oB	Standard_NORTRIP		0.95		60	322		45	264
FFA_100_oB	SMA_11_Rhyolit		1.5		88	431		72	374
FFA_100_oB	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		108	511		101	454
FFA_100_oB	OPA_5_Basalt		2.8		152	690		137	607
FFA_100_oB	Waschbeton_8_Diabas		3.9		208	908		192	836
FFA_100_oB	Asphaltbeton_8_Grauwaacke		4.7		247	1.068		231	1.011

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-4: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Berlin bei Tempo 100

5.7.5 Autobahn in Berlin ohne Randbebauung und Tempolimit 130 km/h

Den Berechnungen lag die Situation an der Frankfurter Allee 2012 zugrunde. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten wurden entsprechend HBEFA4.1 beim Leichtverkehr auf 133 km/h und beim Schwerverkehr auf 86 km/h gesetzt. Es wurde dabei von flüssigem Verkehr ausgegangen.

Die Ergebnisse für die PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren und für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) sind für die betrachteten Straßenbeläge in Tabelle 5-5 zusammengestellt.

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %) zwischen 126 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 350 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauacke), d. h. um den Faktor 2.8. Der Standardbelag aus NORTRIP liefert mit 87 mg/km ca. 31 % geringere AWAR-Emissionen als der SMA_11_Rhyolit.

Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %), so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 83 % (SMA_11_Rhyolit) auf 94 % (Asphaltbeton_8_Grauacke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 98 %), dann variieren die AWAR-Emissionsfaktoren für die betrachteten deutschen Beläge zwischen 424 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 1.051 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauacke), d. h. um den Faktor 2.5. Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei Lkw-Anteil 98 %, so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 87 % (SMA_11_Rhyolit) auf 95 % (Asphaltbeton_8_Grauacke).

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann ergeben sich die in Tabelle 5-5 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 97 mg/km und

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h_{pave}	PM10_AWAR mg/(km Fzg)	PM10_AWAR (LV) mg/(km Fzg)	PM10_AWAR (SV) mg/(km Fzg)	PM10- Straßen- abrieb mg/(km Fzg)	PM10- Straßen- abrieb (LV) mg/(km Fzg)	PM10- Straßen- abrieb (SV) mg/(km Fzg)
FFA_130_oB	Standard_NORTRIP	2.9 %	0.95	87			66		
FFA_130_oB	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	126			105		
FFA_130_oB	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	154			133		
FFA_130_oB	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	217			196		
FFA_130_oB	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	294			273		
FFA_130_oB	Asphaltbeton_8_Grauacke	2.9 %	4.7	350			330		
FFA_130_oB_Lkw	Standard_NORTRIP	98.0 %	0.95	317			259		
FFA_130_oB_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	424			368		
FFA_130_oB_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	503			447		
FFA_130_oB_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	679			598		
FFA_130_oB_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	894			823		
FFA_130_oB_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauacke	98.0 %	4.7	1.051			996		
FFA_130_oB	Standard_NORTRIP		0.95		80	322		60	264
FFA_130_oB	SMA_11_Rhyolit		1.5		117	430		97	373
FFA_130_oB	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		143	510		123	454
FFA_130_oB	OPA_5_Basalt		2.8		203	689		184	606
FFA_130_oB	Waschbeton_8_Diabas		3.9		276	907		256	835
FFA_130_oB	Asphaltbeton_8_Grauacke		4.7		329	1.066		310	1.010

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-5: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Berlin bei Tempo 130

310 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 373 mg/km und 1.010 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 117 mg/km und 329 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 430 mg/km und 1.066 mg/km.

5.7.6 Berechnungen mit Meteorologie Hamburg

Um den Einfluss der meteorologischen Einflüsse auf die PM10-Emissionen abzuschätzen, wurden zunächst die in den Kapitel 5.7.1 bis 5.7.5 erläuterten Berechnungen mit der Meteorologie von Hamburg-Fuhlsbüttel des Jahres 2012 wiederholt. Die Ergebnisse sind (Tabelle 5-6 bis Tabelle 5-8) bei-

spielhaft für die Situationen T50 mit Bebauung sowie Autobahn mit Tempolimit 100 km/h und 130 km/h aufgeführt.

Wegen der in Hamburg höheren Feuchte und Niederschlagsmengen sind die emittierten nicht motorbedingten PM10-Emissionen geringer als in Berlin bei gleichen Verkehrsverhältnissen. Im Mittel über die Gesamtfahrzeugflotte werden von NORTRIP bei T50 ca. 9 % geringere AWAR bzw. 11 % geringere Straßenabriebemissionen berechnet. Für den LV ergeben sich ca. 10 % und für den SV ca. 18 % geringere Straßenabriebe.

Für Tempo 100 sind die Unterschiede etwas geringer und belaufen sich bei AWAR auf ca. 7 % (LV) und 14 % (SV) bzw. beim Straßenabrieb ca. 8 % (LV) und 15 % (SV).

Für Tempo 130 ergeben sich Unterschiede bei AWAR von ebenfalls ca. 7 % (LV) und 14 % (SV) bzw. beim Straßenabrieb von ca. 6 % (LV) und 15 % (SV).

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10-Straßenabrieb	PM10-Straßenabrieb (LV)	PM10-Straßenabrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_wieHH_50	Standard_NORTRIP	2.9 %	0.95	42			23		
FFA_wieHH_50	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	55			37		
FFA_wieHH_50	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	65			46		
FFA_wieHH_50	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	87			68		
FFA_wieHH_50	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	114			94		
FFA_wieHH_50	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	2.9 %	4.7	133			114		
FFA_wieHH_50_Lkw	Standard_NORTRIP	98.0 %	0.95	196			118		
FFA_wieHH_50_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	248			171		
FFA_wieHH_50_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	287			207		
FFA_wieHH_50_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	373			294		
FFA_wieHH_50_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	478			398		
FFA_wieHH_50_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	98.0 %	4.7	554			474		
FFA_wieHH_50	Standard_NORTRIP		0.95		37	199		20	120
FFA_wieHH_50	SMA_11_Rhyolit		1.5		49	252		33	173
FFA_wieHH_50	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		58	292		42	211
FFA_wieHH_50	OPA_5_Basalt		2.8		78	379		61	298
FFA_wieHH_50	Waschbeton_8_Diabas		3.9		103	486		85	405
FFA_wieHH_50	Asphaltbeton_8_Grauwaacke		4.7		120	563		103	481

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-6: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Randbebauung mit Meteorologie Hamburg bei Tempo 50

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10-Straßenabrieb	PM10-Straßenabrieb (LV)	PM10-Straßenabrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_wieHH_100_oB	Standard_NORTRIP	2.9 %	0.95	64			48		
FFA_wieHH_100_oB	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	91			75		
FFA_wieHH_100_oB	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	111			95		
FFA_wieHH_100_oB	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	156			140		
FFA_wieHH_100_oB	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	211			195		
FFA_wieHH_100_oB	Asphaltbeton_8_Grauwacke	2.9 %	4.7	242			227		
FFA_wieHH_100_oB_Lkw	Standard_NORTRIP	98.0 %	0.95	269			209		
FFA_wieHH_100_oB_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	364			303		
FFA_wieHH_100_oB_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	433			375		
FFA_wieHH_100_oB_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	589			530		
FFA_wieHH_100_oB_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	780			722		
FFA_wieHH_100_oB_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwacke	98.0 %	4.7	919			862		
FFA_wieHH_100_oB	Standard_NORTRIP		0.95		58	273		43	213
FFA_wieHH_100_oB	SMA_11_Rhyolit		1.5		83	370		68	308
FFA_wieHH_100_oB	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		101	440		86	381
FFA_wieHH_100_oB	OPA_5_Basalt		2.8		143	598		128	538
FFA_wieHH_100_oB	Waschbeton_8_Diabas		3.9		194	792		178	733
FFA_wieHH_100_oB	Asphaltbeton_8_Grauwacke		4.7		221	933		207	875

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-7: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Hamburg bei Tempo 100

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10-Straßenabrieb	PM10-Straßenabrieb (LV)	PM10-Straßenabrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_wieHH_130_oB	Standard_NORTRIP	2.9 %	0.95	81			62		
FFA_wieHH_130_oB	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	117			98		
FFA_wieHH_130_oB	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	143			123		
FFA_wieHH_130_oB	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	201			182		
FFA_wieHH_130_oB	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	272			253		
FFA_wieHH_130_oB	Asphaltbeton_8_Grauwacke	2.9 %	4.7	324			304		
FFA_wieHH_130_oB_Lkw	Standard_NORTRIP	98.0 %	0.95	269			209		
FFA_wieHH_130_oB_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	364			303		
FFA_wieHH_130_oB_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	433			375		
FFA_wieHH_130_oB_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	589			530		
FFA_wieHH_130_oB_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	780			722		
FFA_wieHH_130_oB_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwacke	98.0 %	4.7	919			862		
FFA_wieHH_130_oB	Standard_NORTRIP		0.95		75	273		58	212
FFA_wieHH_130_oB	SMA_11_Rhyolit		1.5		109	369		92	308
FFA_wieHH_130_oB	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		134	439		115	381
FFA_wieHH_130_oB	OPA_5_Basalt		2.8		189	597		171	538
FFA_wieHH_130_oB	Waschbeton_8_Diabas		3.9		257	791		239	732
FFA_wieHH_130_oB	Asphaltbeton_8_Grauwacke		4.7		306	932		287	873

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-8: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Hamburg bei Tempo 130

5.7.7 Berechnungen für Stuttgart Am Neckartor

Emissionsberechnungen mit NORTRIP wurden auch für Stuttgart am Neckartor für die Schlossparkepisode durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5-9 bis Tabelle 5-11 für die Situationen T50 mit Bebauung sowie als Außerortsstraße/Autobahn mit Tempolimit 100 km/h und 130 km/h aufgeführt.

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 3.5 %) zwischen 44 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 88 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwanke), d. h. um den Faktor 2. Der Standardbelag aus NORTRIP liefert mit 36 mg/km ca. 18 % geringere AWAR-Emissionen als der SMA_11_Rhyolit.

Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 3.5 %), so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 66 % (SMA_11_Rhyolit) auf 83 % (Asphaltbeton_8_Grauwanke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 99 %), dann variieren die

AWAR-Emissionsfaktoren für die betrachteten deutschen Beläge zwischen 185 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 317 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwanke), d. h. um den Faktor 1.7. Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei Lkw-Anteil 99 %, so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 73 % (SMA_11_Rhyolit) auf 84 % (Asphaltbeton_8_Grauwanke).

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann ergeben sich die in Tabelle 5-9 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 25 mg/km und 66 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 135 mg/km und 269 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 39 mg/km und 80 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h_{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR	PM10_AWAR	PM10-	PM10-	PM10-
				mg/(km Fzg)	(LV)	(SV)	Straßen-	Straßen-	Straßen-
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	abrieb	abrieb	abrieb
							(LV)	(LV)	(SV)
							mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
NT_50	Standard_NORTRIP	3.5 %	0.95	36			21		
NT_50	SMA_11_Rhyolit	3.5 %	1.5	44			29		
NT_50	Waschbeton_8_Rhyolit	3.5 %	1.9	49			35		
NT_50	OPA_5_Basalt	3.5 %	2.8	61			46		
NT_50	Waschbeton_8_Diabas	3.5 %	3.9	77			62		
NT_50	Asphaltbeton_8_Grauwanke	3.5 %	4.7	88			73		
NT_50_Lkw	Standard_NORTRIP	99.2 %	0.95	162			111		
NT_50_Lkw	SMA_11_Rhyolit	99.2 %	1.5	185			135		
NT_50_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	99.2 %	1.9	202			152		
NT_50_Lkw	OPA_5_Basalt	99.2 %	2.8	239			189		
NT_50_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	99.2 %	3.9	284			235		
NT_50_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwanke	99.2 %	4.7	317			268		
NT_50	Standard_NORTRIP		0.95		31	163		18	112
NT_50	SMA_11_Rhyolit		1.5		39	186		25	135
NT_50	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		43	203		31	152
NT_50	OPA_5_Basalt		2.8		54	240		41	190
NT_50	Waschbeton_8_Diabas		3.9		69	286		56	236
NT_50	Asphaltbeton_8_Grauwanke		4.7		80	319		66	269

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-9: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Stuttgart am Neckartor in der Schlossparkepisode bei Tempo 50

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10- Straßen- abrieb	PM10- Straßen- abrieb (LV)	PM10- Straßen- abrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
NT_100_oB	Standard_NORTRIP	3.5 %	0.95	80			63		
NT_100_oB	SMA_11_Rhyolit	3.5 %	1.5	112			95		
NT_100_oB	Waschbeton_8_Rhyolit	3.5 %	1.9	136			119		
NT_100_oB	OPA_5_Basalt	3.5 %	2.8	189			171		
NT_100_oB	Waschbeton_8_Diabas	3.5 %	3.9	254			236		
NT_100_oB	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	3.5 %	4.7	301			283		
NT_100_oB_Lkw	Standard_NORTRIP	99.2 %	0.95	324			271		
NT_100_oB_Lkw	SMA_11_Rhyolit	99.2 %	1.5	420			366		
NT_100_oB_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	99.2 %	1.9	490			439		
NT_100_oB_Lkw	OPA_5_Basalt	99.2 %	2.8	648			597		
NT_100_oB_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	99.2 %	3.9	841			786		
NT_100_oB_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	99.2 %	4.7	981			926		
NT_100_oB	Standard_NORTRIP		0.95		71	326		55	272
NT_100_oB	SMA_11_Rhyolit		1.5		101	423		85	368
NT_100_oB	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		123	493		107	442
NT_100_oB	OPA_5_Basalt		2.8		172	652		156	600
NT_100_oB	Waschbeton_8_Diabas		3.9		233	346		216	790
NT_100_oB	Asphaltbeton_8_Grauwaacke		4.7		276	987		260	931

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-10: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Stuttgart am Neckartor ohne Bebauung in der Schlossparkepisode bei Tempo 100

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10- Straßen- abrieb	PM10- Straßen- abrieb (LV)	PM10- Straßen- abrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
NT_130_oB	Standard_NORTRIP	3.5 %	0.95	100			79		
NT_130_oB	SMA_11_Rhyolit	3.5 %	1.5	141			120		
NT_130_oB	Waschbeton_8_Rhyolit	3.5 %	1.9	172			150		
NT_130_oB	OPA_5_Basalt	3.5 %	2.8	240			218		
NT_130_oB	Waschbeton_8_Diabas	3.5 %	3.9	324			302		
NT_130_oB	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	3.5 %	4.7	380			359		
NT_130_oB_Lkw	Standard_NORTRIP	99.2 %	0.95	324			271		
NT_130_oB_Lkw	SMA_11_Rhyolit	99.2 %	1.5	420			366		
NT_130_oB_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	99.2 %	1.9	490			439		
NT_130_oB_Lkw	OPA_5_Basalt	99.2 %	2.8	648			597		
NT_130_oB_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	99.2 %	3.9	841			786		
NT_130_oB_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwaacke	99.2 %	4.7	981			926		
NT_130_oB	Standard_NORTRIP		0.95		92	326		71	272
NT_130_oB	SMA_11_Rhyolit		1.5		131	422		110	368
NT_130_oB	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		160	493		140	442
NT_130_oB	OPA_5_Basalt		2.8		225	651		205	600
NT_130_oB	Waschbeton_8_Diabas		3.9		305	845		285	790
NT_130_oB	Asphaltbeton_8_Grauwaacke		4.7		358	986		338	930

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-11: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Stuttgart am Neckartor ohne Bebauung in der Schlossparkepisode bei Tempo 130

AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 186 mg/km und 319 mg/km.

Vergleicht man die hier berechneten Emissionen mit denen für die Frankfurter Allee in Berlin (siehe Tabelle 5-10), so fällt auf, dass sowohl die AWAR als auch die Straßenabriebemissionen geringer sind. Dies liegt weniger an der in der Schlosspark-episode (Winterhalbjahr) anderen Meteorologie sondern maßgeblich an der am Neckartor deutlich geringen Fahrzeuggeschwindigkeit von im Mittel 36 km/h (LV) bzw. 32 km/h (SV) gegenüber 55 km/h (LV) bzw. 53 km/h (SV) in der Frankfurter Allee. Die Berechnungsergebnisse sind deshalb eher mit den Ergebnissen für den Fall T30 in der Frankfurter Allee (33 km/h für LV und SV) zu vergleichen (Tabelle 5-3).

In diesem Vergleich sind beim Leichtverkehr die AWAR-Emissionsfaktoren ca. 7 % bis 16 % höher sowie beim SV ca. 1 % bis 16 % geringer als in den Berechnungen zur Frankfurter Allee mit Meteorologie in Berlin. Der Einfluss durch die unterschiedlichen Fahrgeschwindigkeiten (Verkehrssituation) ist hier somit tendenziell höher als der meteorologische Unterschied Hamburg/Berlin auf die Ergebnisse in der Frankfurter Allee.

Direkt vergleichbar sind die Ergebnisse für T100 und T130, da hier jeweils die gleichen Fahrzeuggeschwindigkeiten angesetzt worden sind. So ergeben sich für die Berechnung Am Neckartor bei T100 beim Leichtverkehr ca. 12 % bis 18 % höhere und beim Schwerverkehr bis 8 % geringere Straßenabriebemissionsfaktoren als in der Frankfurter Allee in Berlin (vgl. Tabelle 5-4 und Tabelle 5-10).

Für die Berechnung Am Neckartor bei T100 ergeben sich beim Leichtverkehr ca. 9 % bis 15 % höhere und beim Schwerverkehr bis 7 % geringere Straßenabriebemissionsfaktoren als in der Frankfurter Allee in Berlin (vgl. Tabelle 5-5 und Tabelle 5-11).

5.7.8 Plausibilisierung der Berechnungsergebnisse

5.7.8.1 Frankfurter Allee in Berlin

Die aus NORTRIP ausgegebenen Ergebnisse aus dem integrierten NO_x-Tracermodell können für die Frankfurter Allee in Berlin bei T50 direkt mit den PM10-Messergebnissen des betrachteten Zeit-

raums (2012) verglichen werden. Dies wird nachfolgend unter der Annahme dargestellt, dass ein Fahrbahnbelag mit einem h_{pave} von 1.5 (SMA_11_Rhyolit) vorhanden war¹⁰.

Die Emissionsfaktoren für motorbedingte Partikel und NO_x wurden aus LOHMEYER (2016) wie folgt übernommen:

- NO_x: 485 mg/(km Fzg) bei 2.9 % SV,
- PM10: 9.7 mg/(km Fzg) bei 2.9 % SV.

Es zeigt sich bei diesem Ansatz ein sehr guter Vergleich zwischen der Messung und der Berechnung (siehe Tabelle 5-12). Dies betrifft sowohl die jahresmittlere Zusatzbelastung als auch die Anzahl von PM10-Überschreitungstagen.

Der berechnete motorbedingte Anteil liegt bei ca. 14 % der Zusatzbelastung. Von den nicht motorbedingten PM10-Anteilen wird lt. NORTRIP beim gewählten h_{pave} ca. 59 % vom Straßenabrieb bedingt. Der berechnete Bremsabrieb liegt höher als der Reifenabrieb, welcher nur zu 9 % der Zusatzbelastung berechnet wird.

Der Einfluss des Abriebparameters h_{pave} wirkt nur auf die Straßenabriebemissionen und -immissionen. Tabelle 5-13 zeigt den Einfluss auf die PM10-Zusatzbelastung und die PM10-Gesamtbelastung auf.

Der große Anteil an Straßenabriebemissionen an der Zusatzbelastung spiegelt sich in der deutlichen Zunahme der Zusatzbelastung und Gesamtbelastung wider. So verdoppelt sich die Zusatzbelastung zwischen dem höchsten h_{pave} (4.7) und dem niedrigsten h_{pave} (1.5) für die untersuchten deutschen Beläge etwa und würde zu einer Erhöhung der jahresmittleren PM10-Gesamtbelastung von 29 auf 40 µg/m³ führen. Der Standardwert aus NORTRIP

¹⁰ Hinweis: In den Kapiteln 5.7.8 und 5.7.9 geht es darum, ob NORTRIP überhaupt in der Lage ist, die AWAR-Emissionen und Konzentrationen in seiner zeitliche Dynamik und damit den Jahresmittelwert und die Überschreitungstage zu beschreiben. Das gelingt, wie nachfolgend aufgezeigt wird, bei einem eher niedrigen h_{pave} . D. h. die NORTRIP-Ergebnisse bei niedrigen h_{pave} sind schon für die beiden Beispiele FFA und NT plausibel. Ob h_{pave} zum damaligen konkreten Belag passt (oder gepasst hätte) konnte im Rahmen des vorliegenden Projektes nicht mehr geklärt werden, da keine entsprechenden Informationen recherchiert werden konnten.

Kenngröße	Messung*	NORTRIP	Bemerkung
PM10-Zusatzbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	8.7	8.8	Messcontainer FFA bei $h_{\text{pave}} = 1.5$
PM10-Hintergrundbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	20.4	20.4	Messwert Nansenstraße
PM10-JM in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	29.1	29.2	Messcontainer FFA
Anzahl Tage > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	34	31	Messcontainer FFA bei $h_{\text{pave}} = 1.5$
Anteil PM10 an ZB:			
Straßenabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		5.2	
Reifenabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		0.8	
Bremsabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		1.6	
Motoremission in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		1.2	
* Wertepaare wie NORTRIP ZB = Zusatzbelastung			

Tab. 5-12: Statistische Kenngrößen im Jahresmittel (JM) 2012 an der Frankfurter Allee in Berlin im Vergleich zur NORTRIP-Berechnung für T50 und $h_{\text{pave}} = 1.5$

h_{pave}	PM10-ZB in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-JM in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
0.95	7.0	27.4
1.5	8.8	29.2
1.9	10.2	30.6
2.8	13.1	33.5
3.9	16.8	37.2
4.7	19.4	39.8
Messwert	8.7	29.1

Tab. 5-13: Mit NORTRIP berechnete PM10-Konzentrationen in Abhängigkeit von h_{pave} für die Frankfurter Allee in Berlin

($h_{\text{pave}} = 0.95$) liefert ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geringere Zusatzbelastungen.

Leider ist es nicht mehr möglich gewesen, die genauen Eigenschaften des Fahrbahnbelages der Frankfurter Allee im Jahr 2012 zu recherchieren, sodass auch nicht das h_{pave} des realen Belages bestimmt werden konnte.

5.7.8.2 Stuttgart Am Neckartor

Die aus NORTRIP ausgegebenen Ergebnisse aus dem integrierten NO_x -Tracermodell können für Stuttgart Am Neckartor bei T50 direkt mit den PM10-Messergebnissen des betrachteten Zeitraums (Schlossparkepisode) verglichen werden. Dies wird nachfolgend ebenfalls unter der Annahme dargestellt, dass ein Fahrbahnbelag mit einem h_{pave} von 1.5 (SMA_11_Rhyolit) vorhanden war.

Die Emissionsfaktoren für motorbedingte Partikel und NO_x wurden aus LOHMEYER (2016) wie folgt übernommen:

- NO_x : 579 mg/(km Fzg bei 3.5 % SV-Anteil),
- PM10: 25 mg/(km Fzg bei 3.5 % SV-Anteil).

Es zeigt sich bei diesem Ansatz ein mäßiger Vergleich zwischen der Messung und der Berechnung (siehe Tabelle 5-14). Dies betrifft sowohl die jahresmittlere Zusatzbelastung (+29 %) als auch den Mittelwert der Gesamtbelastung (+18 %). Die Anzahl von gemessenen Tagesgrenzwertüberschreitungen in diesem Zeitraum von 60 wird von NORTRIP mit diesem Ansatz um 7 (+12 %) überschätzt.

Der motorbedingte Anteil liegt bei ca. 31 % der Zusatzbelastung. Die Detailauswertungen der Messdatenauswertungen in LOHMEYER (2010) zeigten einen doppelt so hohen Motoranteil (62 %). Dahingegen zeigen die NORTRIP-Berechnungen einen AWAR-Anteil von 70 %. Die Detailauswertungen in LOHMEYER (2010) dagegen nur von 38 %.

Von den nicht motorbedingten PM10-Anteilen wird lt. NORTRIP beim gewählten h_{pave} ca. 46 % vom Straßenabrieb bedingt. Der berechnete Bremsabrieb liegt höher als der Reifenabrieb, welcher nur zu 6 % der Zusatzbelastung berechnet wird.

Der Einfluss des Abriebparameters h_{pave} wirkt nur auf die Straßenabriebemissionen und -immissionen. Tabelle 5-15 zeigt den Einfluss auf die PM10-Zusatzbelastung und die PM10-Gesamtbelastung auf.

Kenngröße	Messung*	NORTRIP	Bemerkung
PM10-Zusatzbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35.5	45.7	Messcontainer Am Neckartor bei $h_{\text{pave}} = 1.5$
PM10-Hintergrundbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	21.8	21.8	Messwert Schlosspark
PM10-Mittel in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	57.3	67.6	Messcontainer Am Neckartor
Anzahl Tage > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	60	67	Messcontainer Am Neckartor bei $h_{\text{pave}} = 1.5$
Anteil PM10 an ZB:			
Straßenabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		20.8	
Reifenabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		2.9	
Bremsabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		7.9	
Motoremission in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		14.1	
* Wertepaare wie NORTRIP ZB = Zusatzbelastung			

Tab. 5-14: Statistische Kenngrößen im Jahresmittel (JM) in der Schlossparkepisode (15.11.2006 bis 14.03.2007) in Stuttgart Am Neckartor im Vergleich zur NORTRIP-Berechnung für T50 und $h_{\text{pave}} = 1.5$

h_{pave}	PM10-ZB in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10-JM in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
0.95	40.0	61.8
1.5	45.7	67.5
1.9	48.8	70.6
2.8	59.1	80.9
3.9	70.4	92.2
4.7	73.3	95.1
Messwert	35.5	57.3

Tab. 5-15: Mit NORTRIP berechnete PM10-Konzentrationen in Abhängigkeit von h_{pave} für Am Neckartor in Stuttgart

Der große Anteil an Straßenabriebemissionen an der Zusatzbelastung spiegelt sich in der deutlichen Zunahme der Zusatzbelastung und Gesamtbelastung wider. So erhöht sich die Zusatzbelastung zwischen dem höchsten h_{pave} (4.7) und dem niedrigsten h_{pave} (1.5) für die untersuchten deutschen Beläge hier um etwa 60 % und würde zu einer Erhöhung der jahresmittleren PM10-Gesamtbelastung von 68 auf 95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ führen.

Der Standardwert aus NORTRIP ($h_{\text{pave}} = 0.95$) liefert ca. 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ geringere Zusatzbelastungen. Der Messwert würde mit einem h_{pave} von ca. 0.6 erreicht. Solch ein niedriger Wert konnte bei den untersuchten Straßenbelägen nicht abgeleitet werden.

Leider ist es nicht mehr möglich gewesen, die genauen Eigenschaften des Fahrbahnbelages Am

Neckartor 2006/2007 zu recherchieren, sodass auch nicht das h_{pave} des realen Belages bestimmt werden konnte.

5.7.8.3 Abhängigkeit der AWAR-Emissionsfaktoren vom Tempolimit

Die Bilder 5-3 und 5-4 zeigen die mit der Standardeinstellung von NORTRIP V3.2 berechneten AWAR-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit grafisch auf. Basis der Berechnungen ist die Frankfurter Allee mit der Meteorologie Berlin.

Mit dargestellt sind die Bandbreiten der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für die level of service 1 (flüssiger Verkehrsfluss) bis 3 (gesättigter Verkehrsfluss) entsprechend HBFA4.1, welche auch für die Außerortsverkehrssituationen im RLUS 2012 verwendet werden.

Es zeigen sich starke Abhängigkeiten vom Abriebverhalten der Fahrbahnen aber insbesondere vom Tempolimit (Fahrzeuggeschwindigkeit). So steigen die berechneten AWAR-Emissionsfaktoren des LV für den SMA_11_Rhyolit von ca. 30 mg/km bei T30 auf ca. 120 mg/km bei T130. Der höchste PM10-AWAR-Emissionsfaktor wurde bei T130 und dem Waschbeton_8_Grauacke mit 330 mg/km berechnet.

Während die berechneten Emissionsfaktoren für T30 und T50 für den abriebarmen SMA_11 noch im

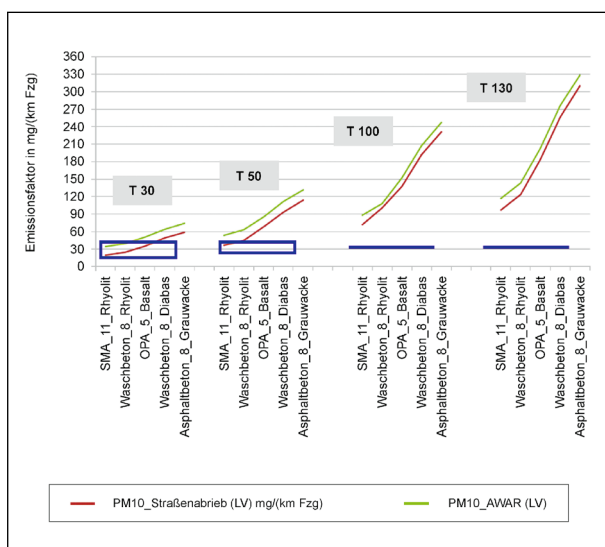


Bild 5-3: Mit der NORTRIP-StandardEinstellung berechnete PM10-Emissionsfaktoren für Leichtverkehr (LV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin. Blau dargestellt die Bandbreite der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für LV von level of service 1 (flüssig) bis 3 (gesättigt) nach HBEFA4.1.

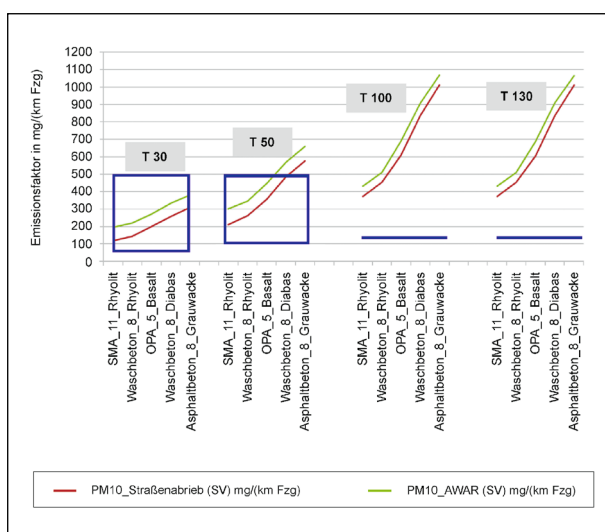


Bild 5-4: Mit der NORTRIP-StandardEinstellung berechnete PM10-Emissionsfaktoren für Schwerverkehr (SV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin. Blau dargestellt die Bandbreite der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für SV von level of service 1 (flüssig) bis 3 (gesättigt) nach HBEFA4.1.

Bereich der Emissionsfaktoren aus HBEFA4.1 liegen, sind die Emissionsfaktoren aus NORTRIP für T100 und T130 je nach Fahrbahnbelag etwa Faktor 3 bis 11 höher.

Eine ähnliche Aussage findet man für die AWAR-Emissionsfaktoren des Schwerverkehrs. Allerdings sind hier die Emissionsfaktoren für T100 und T130 wegen der Limitierung der SV-Geschwindigkeit gleich.

Ähnliche Unterschiede finden sich, wenn man mit der Meteorologie Hamburg rechnet.

Da die in HBEFA4.1 verwendeten Emissionsfaktoren aus Immissionsmessungen abgeleitet sind und diese deshalb die Konzentrationsverhältnisse bei Ausbreitungsberechnungen gut reproduzieren, kann man begründet annehmen, dass NORTRIP V3.2 mit den bisher gewählten Standardeinstellungen die PM10-AWAR-Emissionen bei T100 und T130 deutlich überschätzt. Eine Ursache könnte darin liegen, dass in den Standardeinstellungen von NORTRIP die Basisemissionsfaktoren für Straßenabrieb und Reifenabrieb zwar zwischen Spike, Sommer- und Winterreifen unterschieden werden können, die Werte aber für Sommerreifen und Winterreifen gleich sind (siehe auch Anhang 5). SJÖDIN et al. (2010) zeigten durch Messungen im road simulator auf, dass die Benutzung von Sommerreifen etwa zehnfach geringere PM10-Abriebkonzentrationen lieferte als die von Winterreifen (siehe auch Bild 2-5).

Deshalb wurden zusätzlich Berechnungen mit NORTRIP unter Berücksichtigung eines um Faktor 10 geringeren Basisabriebfaktors (bei Straßenabrieb und Reifenabrieb) für Sommerreifen durchgeführt. Dabei wird angesetzt, dass alle Fahrzeuge die Winterreifen zwischen 1.10. und 31.3. benutzen. Die Ergebnisse werden nachfolgend aufgezeigt.

5.8 Ergebnisse der NORTRIP-Emissionsberechnungen mit modifizierter Einstellung

Den Berechnungen lagen die Eingangsdaten entsprechend der für die Frankfurter Allee 2012 mit Meteorologie Berlin zugrunde.

5.8.1 Innerorts Tempo 30

Die Ergebnisse für die PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren und für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) sind für die betrachteten Straßenbeläge in der Tabelle 5-16 zusammengestellt.

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %) zwischen 25 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 45 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauacke), d. h. um den Faktor 1.8.

Betrachtet man nur die PM10-Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %), so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 44 % (SMA_11_Rhyolit) auf 71 % (Asphaltbeton_8_Grauacke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 98 %), dann variieren die AWAR-Emissionsfaktoren für die betrachteten deutschen Beläge zwischen 129 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 193 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauacke), d. h. um den Faktor 1.5. Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei Lkw-Anteil 98 %, so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 60 % (SMA_11_Rhyolit) auf 75 % (Asphaltbeton_8_Grauacke).

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann ergeben sich die in Tabelle 5-16 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 9 mg/km und 28 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 79 mg/km und 147 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 22 mg/km und 40 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 131 mg/km und 196 mg/km.

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h_{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10-Straßenabrieb	PM10-Straßenabrieb (LV)	PM10-Straßenabrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_30	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	25			11		
FFA_30	Washbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	28			14		
FFA_30	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	33			19		
FFA_30	Washbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	40			27		
FFA_30	Asphaltbeton_8_Grauacke	2.9 %	4.7	45			32		
FFA_30_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	129			77		
FFA_30_Lkw	Washbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	137			80		
FFA_30_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	155			89		
FFA_30_Lkw	Washbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	177			111		
FFA_30_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauacke	98.0 %	4.7	193			145		
FFA_30	SMA_11_Rhyolit		1.5		22	131		9	79
FFA_30	Washbeton_8_Rhyolit		1.9		25	139		12	81
FFA_30	OPA_5_Basalt		2.8		29	158		17	90
FFA_30	Washbeton_8_Diabas		3.9		36	180		24	112
FFA_30	Asphaltbeton_8_Grauacke		4.7		40	196		28	147

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-16: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den modifizierten NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin bei Tempo 30

5.8.2 Innerorts Tempo 50

Die Ergebnisse für die PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren und für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) sind für die betrachteten Straßenbeläge in Tabelle 5-17 zusammengestellt.

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil=2.9 %) zwischen 35 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 74 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 2.1.

Betrachtet man nur die PM10-Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %), so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von 57 % (SMA_11_Rhyolit) auf 80 % (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 98 %), dann variieren die AWAR-Emissionsfaktoren für die betrachteten deutschen Beläge zwischen 139 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 304 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 2.2. Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei Lkw-Anteil 98 %, so steigt deren Anteil mit zunehmenden h_{pave} von

57 % (SMA_11_Rhyolit) auf 77 % (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann ergeben sich die in Tabelle 5-17 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 18 mg/km und 54 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 81 mg/km und 238 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 32 mg/km und 67 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 141 mg/km und 309 mg/km.

5.8.3 Außerorts Tempo 100

Die Ergebnisse für die PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren und für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) sind für die betrach-

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h_{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR	PM10_AWAR	PM10-Straßenabrieb	PM10-Straßenabrieb (LV)	PM10-Straßenabrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)			
FFA_50	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	35			20		
FFA_50	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	40			25		
FFA_50	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	51			36		
FFA_50	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	64			49		
FFA_50	Asphaltbeton_8_Grauwacke	2.9 %	4.7	74			59		
FFA_50_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	139			79		
FFA_50_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	191			119		
FFA_50_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	227			159		
FFA_50_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	272			204		
FFA_50_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwacke	98.0 %	4.7	304			234		
FFA_50	SMA_11_Rhyolit		1.5		32	141		18	81
FFA_50	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		35	194		22	121
FFA_50	OPA_5_Basalt		2.8		46	231		32	161
FFA_50	Waschbeton_8_Diabas		3.9		58	276		45	207
FFA_50	Asphaltbeton_8_Grauwacke		4.7		67	309		54	238

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-17: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den modifizierten NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin bei Tempo 50

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10- Straßen- abrieb	PM10- Straßen- abrieb (LV)	PM10- Straßen- abrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_100_oB	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	50			40		
FFA_100_oB	Waschbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	61			51		
FFA_100_oB	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	85			75		
FFA_100_oB	Waschbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	115			105		
FFA_100_oB	Asphaltbeton_8_Grauwacke	2.9 %	4.7	136			126		
FFA_100_oB_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	162			116		
FFA_100_oB_Lkw	Waschbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	195			152		
FFA_100_oB_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	270			225		
FFA_100_oB_Lkw	Waschbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	362			317		
FFA_100_oB_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwacke	98.0 %	4.7	428			383		
FFA_100_oB	SMA_11_Rhyolit		1.5		47	164		38	117
FFA_100_oB	Waschbeton_8_Rhyolit		1.9		57	198		48	154
FFA_100_oB	OPA_5_Basalt		2.8		79	274		70	228
FFA_100_oB	Waschbeton_8_Diabas		3.9		107	367		98	321
FFA_100_oB	Asphaltbeton_8_Grauwacke		4.7		127	434		118	388

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-18: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den modifizierten NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Berlin bei Tempo 100

teten Straßenbeläge in Tabelle 5-18 zusammengestellt.

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %) zwischen 50 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 136 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 2.7.

Betrachtet man nur die PM10-Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %), so steigen sie mit zunehmenden h_{pave} von 40 mg/km (SMA_11_Rhyolit) auf 126 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 98 %), dann variieren die AWAR-Emissionsfaktoren für die betrachteten deutschen Beläge zwischen 162 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 428 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 2.6. Betrachtet man nur die Straßenabriebemissionen bei Lkw-Anteil 98 %, so steigen sie mit zunehmenden h_{pave} von 116 mg/km (SMA_11_Rhyolit) auf 383 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann ergeben sich die in Tabelle 5-18 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten

Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 38 mg/km und 118 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 117 mg/km und 388 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 47 mg/km und 127 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 164 mg/km und 434 mg/km.

5.8.4 Außerorts Tempo 130

Die Ergebnisse für die PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren und für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) sind für die betrachteten Straßenbeläge in Tabelle 5-19 zusammengestellt.

Die AWAR-Emissionsfaktoren variieren für die betrachteten deutschen Beläge bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %) zwischen 65 mg/km (SMA_11_Rhyolit) und 177 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke), d. h. um den Faktor 2.7.

Fall	Belag	Lkw_Anteil	h _{pave}	PM10_AWAR	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10- Straßen- abrieb	PM10- Straßen- abrieb (LV)	PM10- Straßen- abrieb (SV)
				mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
FFA_130_oB	SMA_11_Rhyolit	2.9 %	1.5	65			53		
FFA_130_oB	Washbeton_8_Rhyolit	2.9 %	1.9	79			67		
FFA_130_oB	OPA_5_Basalt	2.9 %	2.8	110			98		
FFA_130_oB	Washbeton_8_Diabas	2.9 %	3.9	149			137		
FFA_130_oB	Asphaltbeton_8_Grauwacke	2.9 %	4.7	177			165		
FFA_130_oB_Lkw	SMA_11_Rhyolit	98.0 %	1.5	162			116		
FFA_130_oB_Lkw	Washbeton_8_Rhyolit	98.0 %	1.9	195			152		
FFA_130_oB_Lkw	OPA_5_Basalt	98.0 %	2.8	270			225		
FFA_130_oB_Lkw	Washbeton_8_Diabas	98.0 %	3.9	362			317		
FFA_130_oB_Lkw	Asphaltbeton_8_Grauwacke	98.0 %	4.7	428			383		
FFA_130_oB	SMA_11_Rhyolit		1.5		62	164		51	117
FFA_130_oB	Washbeton_8_Rhyolit		1.9		75	197		65	153
FFA_130_oB	OPA_5_Basalt		2.8		105	273		94	228
FFA_130_oB	Washbeton_8_Diabas		3.9		143	366		131	321
FFA_130_oB	Asphaltbeton_8_Grauwacke		4.7		169	433		158	388

LV = Leichtverkehr; SV = Schwerverkehr; AWAR = Summe der nicht motorbedingten Emissionen

Tab. 5-19: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den modifizierten NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Berlin bei Tempo 130

Betrachtet man nur die PM10-Straßenabriebemissionen bei mittlerer Fahrzeugflotte (Lkw-Anteil = 2.9 %), so steigen sie mit zunehmenden h_{pave} von 53 mg/km (SMA_11_Rhyolit) auf 165 mg/km (Asphaltbeton_8_Grauwacke).

Betrachtet man die Ergebnisse für die Lkw-dominierte Flotte (Lkw-Anteil 98 %), dann ergeben sich die gleichen Werte wie bei Tempo 100, da der Schwerverkehr bei beiden Tempolimits die gleichen Geschwindigkeiten fährt.

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Lkw-Anteil und Emissionsfaktor aus, dann ergeben sich die in Tabelle 5-19 grau hinterlegten nach Leicht- und Schwerverkehr differenzierten Emissionsfaktoren. Für den LV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 51 mg/km und 158 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen wie bei Tempo 100 Straßenabriebemissionsfaktoren zwischen 117 mg/km und 388 mg/km.

Für die Summe aller nicht motorbedingten Emissionen (AWAR) ergeben sich für den LV bei den untersuchten deutschen Belägen Emissionsfaktoren zwischen 62 mg/km und 169 mg/km. Für den SV ergeben sich bei den untersuchten deutschen Belägen AWAR-Emissionsfaktoren zwischen 164 mg/km und 433 mg/km.

5.8.5 Abhängigkeit der AWAR-Emissionsfaktoren vom Tempolimit bei modifizierten Einstellungen

Die Bilder 5-5 und 5-6 zeigen die mit der modifizierten Einstellung von NORTRIP V3.2 berechneten AWAR-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit grafisch auf. Basis der Berechnungen ist die Frankfurter Allee mit der Meteorologie Berlin.

Wiederum mit dargestellt sind die Bandbreiten der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für die level of service 1 (flüssiger Verkehrsfluss) bis 3 (gesättigter Verkehrsfluss) entsprechend HBEFA4.1, welche auch für die Außerortsverkehrssituationen im RLU5 2012 verwendet werden.

Es zeigen sich, wie auch bei den Ergebnissen mit der Standardeinstellung, starke Abhängigkeiten vom Abriebverhalten der Fahrbahnen und vom Tempolimit (Fahrzeuggeschwindigkeit). Der Geschwindigkeitseinfluss ist aber hier deutlich geringer als bei der Gleichbehandlung von Sommer- und Winterreifen in der Standardeinstellung.

So steigen die berechneten AWAR-Emissionsfaktoren des LV für den SMA_11_Rhyolit von nunmehr ca. 22 mg/km bei T30 auf ca. 62 mg/km bei T130. Der höchste PM10-AWAR-Emissionsfaktor wurde bei T130 und dem Washbeton_8_Grauwacke mit

169 mg/km berechnet. Gegenüber der Standard-einstellung stellt dies bei T130 etwa eine Halbierung dar.

Die berechneten Emissionsfaktoren für T30 liegen für alle Beläge und für T50 für die Beläge SMA_11 und Waschbeton_8 im Bereich der Emissionsfaktoren aus HBEFA4.1. Die Emissionsfaktoren aus

NORTRIP für T100 und T130 liegen je nach Fahrbahnbelag etwa 50 % bis Faktor 6 höher.

Die AWAR-Emissionsfaktoren des Schwerverkehrs liegen bei T30 und T50 innerhalb der Bandbreite des HBEFA4.1. Für T100 und damit auch T130 sind die mit dem modifizierten NORTRIP berechnete AWAR Emissionen für den SMA_11-Belag ca. 60 % höher als im HBEFA4.1. Die größten Unterschiede mit Faktor 4 gibt es bei Asphaltbeton.

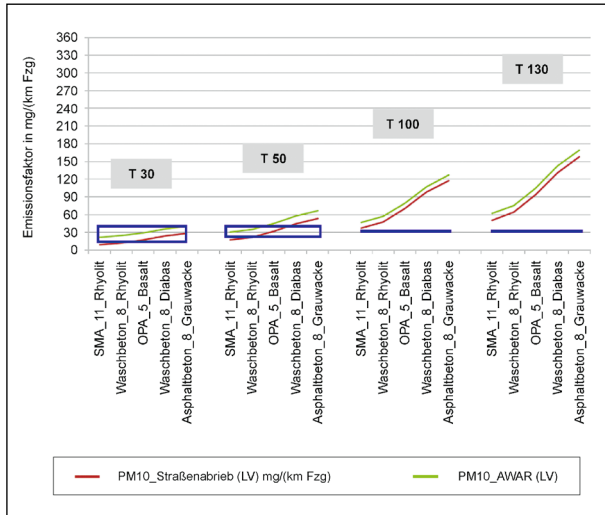


Bild 5-5: Mit der modifizierten NORTRIP-Einstellung berechnete PM10-Emissionsfaktoren für Leichtverkehr (LV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin. Blau dargestellt die Bandbreite der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für LV von level of service 1 (flüssig) bis 3 (gesättigt) nach HBEFA4.1.

5.8.6 Vergleich der modifizierten Berechnungsergebnisse mit den Messwerten in der Frankfurter Allee in Berlin

Die Ergebnisse der modifizierten Berechnung wurden analog zu Kapitel 5.7.8.1 mit den Immissions-Messergebnissen verglichen.

Es zeigt sich auch bei diesem modifizierten Ansatz bei $h_{pave} = 1.5$ nunmehr eine Unterschätzung der PM10-Gesamtbelastung von 9 %, die sich auch in einer Unterschätzung der Tagesgrenzwertüberschreitungen ausdrückt (minus 10 Tage) (siehe Tabelle 5-20).

Eine sehr gute Übereinstimmung zwischen der Messung und der Berechnung zeigt sich bei Ansatz eines h_{pave} von 2.8 (siehe Tabelle 5-20, dort Werte in Klammer). Dies betrifft sowohl die jahresmittlere Zusatzbelastung als auch die Anzahl von PM10-Überschreitungstagen. Der berechnete motorbedingte Anteil liegt bei ca. 14 % der Zusatzbelastung. Von den nicht motorbedingten PM10-Anteilen werden bei $h_{pave} = 2.8$ lt. NORTRIP durch den Straßenabrieb (ca. 61 %) bedingt. Der berechnete Bremsabrieb liegt höher als der Reifenabrieb, welcher nur zu 5 % der Zusatzbelastung berechnet wird.

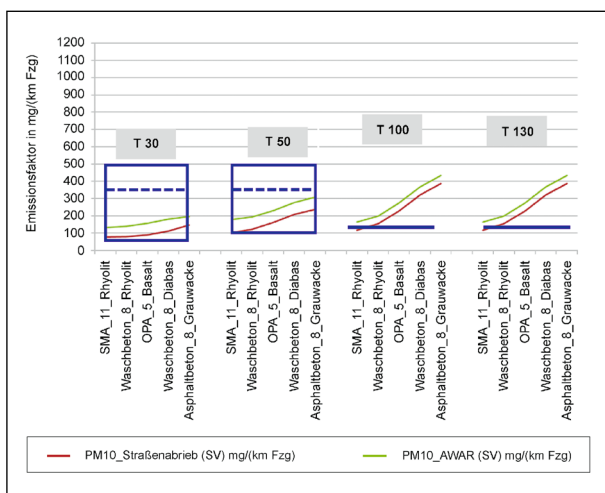


Bild 5-6: Mit der modifizierten NORTRIP-Einstellung berechnete PM10-Emissionsfaktoren für Schwerverkehr (SV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin. Blau dargestellt die Bandbreite der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für SV von level of service 1 (flüssig, untere blaue Linie), 2 (dicht, gestrichelte Linie) bis 3 (gesättigt, obere Linie) nach HBEFA4.1.

Leider ist es nicht mehr möglich gewesen, die genauen Eigenschaften des Fahrbahnbelages der Frankfurter Allee im Jahr 2012 zu recherchieren, sodass auch nicht das h_{pave} des realen Belages bestimmt werden konnte.

Kenngröße	Messung*	NORTRIP (modifiziert)	Bemerkung
PM10-Zusatzbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	8.7	6.1 (8.4)	Messcontainer FFA bei $h_{\text{pave}} = 1.5$ (2.8)
PM10-Hintergrundbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	20.4	20.4	Messwert Nansenstraße
PM10-JM in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	29.1	26.5 (28.8)	Messcontainer FFA
Anzahl Tage $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	34	22 (32)	Messcontainer FFA bei $h_{\text{pave}} = 1.5$ (2.8)
Anteil PM10 an ZB:			
Straßenabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		2.8 (5.1)	
Reifenabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		0.4 (0.4)	
Bremsabrieb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		1.6 (1.6)	
Motoremission in $\mu\text{g}/\text{m}^3$		1.2 (1.2)	
* Wertepaare wie NORTRIP ZB = Zusatzbelastung			

Tab. 5-20: Statistische Kenngrößen im Jahresmittel (JM) 2012 an der Frankfurter Allee in Berlin im Vergleich zur modifizierten NORTRIP-Berechnung für T50 und $h_{\text{pave}} = 1.5$ bzw. 2.8 (in Klammer)

5.9 Systematisierung der Ergebnisse der Modellrechnungen

Aus den zuvor erhaltenen Berechnungsergebnissen kann Folgendes festgestellt werden:

- Der Anteil Straßenabrieb an AWAR liegt den modifizierten NORTRIP-Berechnungen zufolge zwischen ca. 40 % (T30; $h_{\text{pave}} = 1.5$) und 93 % (T130; $h_{\text{pave}} = 4.7$) (siehe Bild 5-7).
- Die Fahrbahneigenschaft kann bei den untersuchten, für Deutschland typischen Fahrbahnbelägen, den Straßenabrieb lt. NORTRIP wegen der linearen Abhängigkeit zu h_{pave} bis ca. Faktor 3 erhöhen (siehe Bild 5-8).
- Die Randbebauung hat in den vorliegend betrachteten Fällen (breite Straßen) keinen relevanten Einfluss auf die Straßenabriebemissionen (siehe Kapitel 5.7.3)
- Der Einfluss der Meteorologie auf Straßenabriebemissionen beträgt in den betrachteten Fällen (siehe Kapitel 5.7.6) ca. 10 % bis 20 %. Diese Aussage ist aber nicht allgemeingültig, da diese Berechnungen nur die Situation zwischen Berlin und Hamburg direkt miteinander verglichen haben.
- Die Fahrzeuggeschwindigkeit (Tempolimit und Verkehrsfluss) hat einen großen Einfluss auf die Straßenabriebemissionsfaktoren (siehe Bild 5-5 und Bild 5-6). So liegen für den LV die für T130 berechneten Straßenabriebe ca. Faktor 6 höher als für T30. Beim SV ist es ca. Faktor 2.

- Bei T30 und T50 liegen die berechneten AWAR-Emissionsfaktoren in der gleichen Größenordnung wie die AWAR-Emissionsfaktoren von DÜRING et al. (2011)/HBEFA4.1 (siehe ebenfalls Bild 5-5 und Bild 5-6).
- Bei T100 und T130 liegen die berechneten AWAR-Emissionsfaktoren je nach Fahrbahnbelag etwa 50 % bis Faktor 6 höher als bei DÜRING et al. (2011)/HBEFA4.1.

Tabelle 5-21 und Tabelle 5-22 stellen die für $h_{\text{pave}} = 1.5$ berechneten Emissionsfaktoren¹¹ für die in RLUS beinhalteten relevanten Tempolimits zusammen und vergleichen dies mit den AWAR-Ansätzen nach DÜRING et al. (2011)/HBEFA4.1.

Für T50 liegt der für den Leichtverkehr berechnete AWAR-Emissionsfaktor zwischen dem des HBEFA4.1 bei LOS 1 und LOS 2. Der Anteil Straßenabrieb liegt hier bei ca. 60 %. Für T100 und T130 liegen die für den Leichtverkehr berechneten AWAR-Emissionsfaktoren 60 % bzw. 100 % höher als im HBEFA4.1 bei LOS 1 und LOS 2. Der Anteil Straßenabrieb liegt hier bei ca. 80 %

Für T50 liegt der für den Schwerverkehr berechnete AWAR-Emissionsfaktor zwischen dem des HBEFA4.1 bei LOS 1 und LOS 2. Der Anteil Straßenabrieb liegt hier bei ca. 60 %. Für T100 und T130 liegen die für den Schwerverkehr berechneten

¹¹ Meteorologische Basis ist hier Berlin.

AWAR-Emissionsfaktoren 30 % höher als im HBE-FA4.1 bei LOS 1 und LOS 2. Der Anteil Straßenabrieb liegt hier bei ca. 70 %.

Hinweis: Auffällig bleibt, dass trotz der Berücksichtigung der unterschlichen Einflüsse von Sommer- und Winterreifen, für die Tempolimits 100 und 130 relevant höhere Emissionsfaktoren als nach DÜRING et al. (2011)/HBEFA4.1 ermittelt wurden. Neben der für Sommerreifen sowie der für Geschwindigkeiten oberhalb von 100 km/h unsicheren Festle-

gung der Basisabriebemissionen könnte auch noch folgender Einfluss eine Rolle spielen:

Für die Ausbreitung verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind die bodennahen Freisetzungsbewingungen von besonderer Bedeutung, da durch die Bewegungen der Fahrzeuge auf einer Straße Verwirbelungen der Luft entstehen, welche als fahrzeugerzeugte Turbulenz (TPT: Traffic Produced Turbulence) bezeichnet werden. Die TPT wirkt sich insbesondere auf trassennahe Immissionen aus. Einflüs-

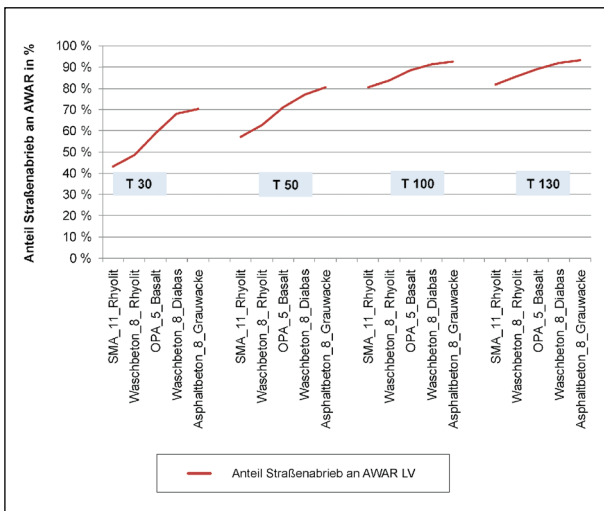


Bild 5-7: Mit der modifizierten NORTRIP-Einstellung berechnete Straßenabriebanteile für den Leichtverkehr (LV) an den PM10-AWAR-Emissionen in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin.

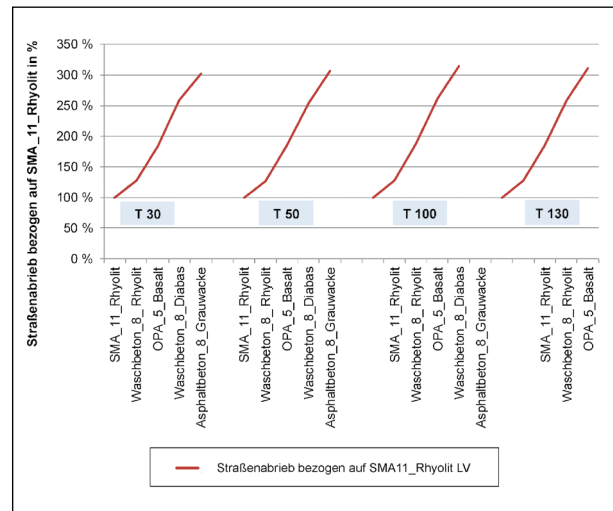


Bild 5-8: Mit der modifizierten NORTRIP-Einstellung berechnete relative Straßenabriebe je Fahrbahnbelag bezogen auf SMA_11_Rhyolit für den Leichtverkehr (LV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin.

Fall	PM10_AWAR (LV) [mg/(km Fzg)]	PM10_Straßenabrieb (LV) [mg/(km Fzg)]	Anteil Straßenabrieb an AWAR (LV) [%]	AWAR für LV nach HBEFA4.1 (LOS1) [mg/(km Fzg)]	AWAR für LV nach HBEFA4.1 (LOS2) [mg/(km Fzg)]
IO-T30	22	9	43 %	21	26
IO-T50	32	18	55 %	26	33
AO-T100	47	38	81 %	30	30
AO-T130	62	51	82 %	30	30

Tab. 5-21: Für LV mit modifizierten NORTRIP-Ansatz berechnete PM10-AWAR und -Straßenabriebe für h_{pave} = 1.5 im Vergleich zu HBEFA4.1. Meteorologische Basis = Berlin.

Fall	PM10_AWAR (SV) [mg/(km Fzg)]	PM10_Straßenabrieb (SV) [mg/(km Fzg)]	Anteil Straßenabrieb an AWAR (SV) [%]	AWAR für SV nach HBEFA4.1 (LOS1) [mg/(km Fzg)]	AWAR für SV nach HBEFA4.1 (LOS2) [mg/(km Fzg)]
IO-T30	131	79	60 %	80	280
IO-T50	141	81	57 %	100	350
AO-T100	164	117	71 %	130	130
AO-T130	164	117	71 %	130	130

Tab. 5-22: Für SV mit modifizierten NORTRIP-Ansatz berechnete PM10-AWAR und -Straßenabriebe für h_{pave} = 1.5 im Vergleich zu HBEFA4.1. Meteorologische Basis = Berlin.

se sind hier u. a. Fahrzeuggeschwindigkeit, Fahrzeugflotte, Rauigkeit des umliegenden Geländes etc. [siehe z. B. Parametrisierungen nach BÄUMER (2003) sowie STERN & YAMARTINO (2001)]. So reduziert die TPT durch Anfangsturbulenz die Konzentrationen bei umliegendem Acker direkt an einer Autobahn um etwa die Hälfte und in 100 m Entfernung noch um ca. 20 % (siehe Bild 5-9 und Bild 5-10). Schadstoffemissionen, wie NO_x bzw. motorbedingte Partikel, werden direkt am Auspuff (Prüfstand, PEMS) gemessen. Der Effekt der TPT wird erst in den Ausbreitungsmodellen berücksichtigt, da er ein immissionsseitiger Effekt ist.

Die derzeit verwendeten AWAR-Ansätze nach DÜRING & LOHMEYER (2011)/HBEFA4.1 wurden

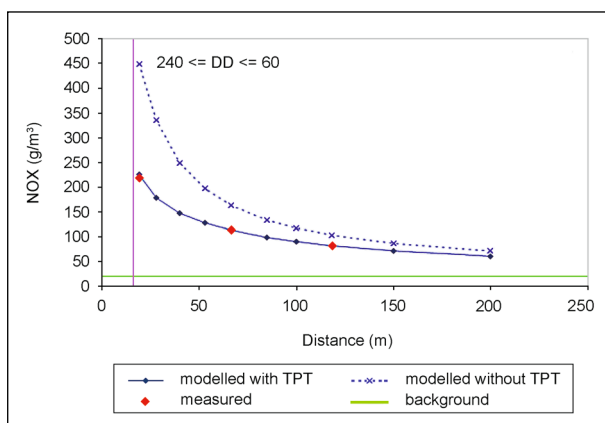


Bild 5-9: Variation der Konzentrationen am Koge Bugt Motorway in Dänemark modelliert mit OML-HIGHWAY mit und ohne Berücksichtigung der fahrzeugerzeugten Turbulenz im Vergleich zu Messwerten (aus BALLA et al., 2013).

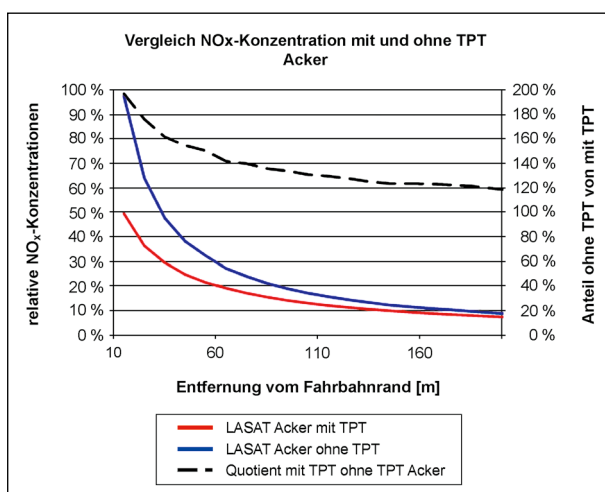


Bild 5-10: Abhängigkeit der relativen NO_x -Schadstoffkonzentrationen an der Beispielstraße mit und ohne Berücksichtigung der TPT bei unterschiedlichen Rauigkeiten (Wald $z_0 = 1.5$ m und Acker $z_0 = 0.2$ m) (entnommen aus BALLA et al., 2013).

aus straßennahen Immissionsmessungen durch Rückrechnung mit einem Ausbreitungsmodell bzw. (in den meisten Fällen) mittels NO_x -Tracermethode abgeleitet. Bei der NO_x -Tracermethode wird der Einfluss der TPT durch den Bezug zur NO_x -Immission rausgerechnet. Die abgeleiteten AWAR-Emissionen sind dann vergleichbar mit Emissionen aus einem Emissionsmodell wie NORTRIP. Bei Rückrechnung mit einem Immissionsmodell hängt diese Vergleichbarkeit davon ab, wie detailliert (und gut) die TPT in die Modellierung eingegangen ist. Häufig wurde damals nur mit vereinfachten Ansätzen (ohne Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit) gearbeitet. Zumindest ein Teil der Unterschiede zwischen NORTRIP und AWAR in HBEFA4.1 bei hohen Tempolimits lässt sich ggf. mit diesem Einfluss erklären. Bei zukünftigen Ableitungen der AWAR-Emissionen sollte aber auf diesen Aspekt geachtet werden.

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Bei NORTRIP wird die Stärke gesehen, Änderungen der Abriebemissionen und Immissionen bei veränderten Randbedingungen, wie Verkehrsmengen- und Zusammensetzung, Meteorologie (Wind, Regen Feuchte, Sonnenstrahlung, ggf. Winterdienst) sowie Fahrbahneigenschaften in ihrem Zusammenwirken zu beschreiben.

Unter der Annahme von $h_{\text{pave}} = 1.5$ berechnet NORTRIP, bei modifizierter Betrachtung der Sommer- und Winterreifen, mit den Erwartungswerten aus HBEFA4.1 vergleichbare AWAR-Emissionsfaktoren. Die Abweichungen werden mit zunehmender Geschwindigkeit größer.

Es gibt deutliche Unterschiede im Abriebverhalten der untersuchten Fahrbahnen zwischen den Vorhersagen aus NORTRIP (h_{pave}) und den Abriebversuchen im Labor. Das liegt wahrscheinlich daran, dass das NORTRIP-Abriebmodell maßgeblich unter dem Blickwinkel der Wirkung von Spikereifen entwickelt worden ist. Deswegen hat der Parameter NBM, welcher maßgeblich zur Quantifizierung der Verschleißfestigkeit ggü. Spikereifen entwickelt worden ist, beim Abriebparameter h_{pave} eine wichtige Bedeutung. Beim Einsatz von Reifen ohne Spikes hat der NBM-Wert einen geringeren Einfluss auf die Abriebeigenschaften einer Fahrbahn.

Für die Interaktion zwischen Sommer-/Winterreifen (ohne Spikes) mit den im Rahmen des vorliegenden Projektes untersuchten Fahrbahnoberflächen haben sich deshalb andere Abhängigkeiten gezeigt, die nicht mit h_{pave} korrelieren. Wenn keine Spikereifen eingesetzt werden sind deshalb u. E. die Absolutwerte der AWAR- und der Straßenabriebemissionen in Abhängigkeit von h_{pave} ohne weitere systematische Immissionsvergleiche im Freilandversuch nicht belastbar. Dies gilt insbesondere für die Situationen bei hohen Tempolimits, da hier der Straßenabriebeeinfluss im NORTRIP-Modell am Höchsten ist.

Wir empfehlen deshalb, die Absolutwerte der mit NORTRIP¹² berechneten AWAR- und Straßenabriebemissionsfaktoren für $h_{\text{pave}} = 1.5$ als Referenzfall zu verwenden. Der Einfluss der Fahrbahneigenschaften kann (pragmatisch) zusätzlich durch einen Fahrbahneinflussfaktor F_{Fahrbahn} multiplikativ auf die Straßenabriebemissionen des Referenzfalls abgebildet werden.

Die Ergebnisse der Laborversuche (siehe Kapitel 4.4) und des Regressionsmodells (Kapitel 4.4.5) zeigen nur bezüglich der Proben mit „Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumens“ im Mittel der Beprobungen deutlich geringere Abriebkonzentrationen als die anderen Beläge. Für Screeningmodelle, wie z. B. RLuS, könnte deshalb folgende zweistufige Klassifizierung als möglicher Ansatz zur Berücksichtigung der Ergebnisse dienen:

- Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumens: $F_{\text{Fahrbahn}} = 0.4$,
- andere Beläge (Referenzfall): $F_{\text{Fahrbahn}} = 1.0$.

Diese Faktoren ergeben sich aus der Mittelwertbildung der im Labor ermittelten PM10-Abriebkonzentrationen der nach diesen beiden Kriterien differenzierten Beläge, wie in Tabelle 6-1 dargestellt. Zur Absicherung dieser Ergebnisse sind weitere systematische Untersuchungen des Abriebverhaltens, z. B. vergleichende Messungen am road simulator mit Stahlradversuchen, erforderlich.

Mit diesen Ansätzen werden die in Tabelle 6-2 aufgeführten AWAR- und Straßenabriebemissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Straßenabriebklassifizierung den RLuS-Verkehrssituationen zugewiesen. Zusätzlich wurden analoge Berechnungen für T60, T80 sowie T120 durchgeführt. Die AWAR-Emissionsfaktoren ohne Straßenabrieb werden dabei auf Basis der Differenz der mit NORTRIP berechneten AWAR-Emissionsfaktoren und den Straßenabrieben des Referenzfalls ermittelt. Tabelle 6-3 weist darauf aufbauend die Summe der AWAR-Emissionsfaktoren für die RLuS-Verkehrssituationen aus.

In der Konsequenz der Anwendung dieses Vorschlages würden sich gegenüber den bisherigen AWAR-Emissionsfaktoren in RLuS für Fahrbahnoberflächen mit „Sieblinie mit Ausfallkörnung

Probenplatte-Nr.	Asphaltmischgut	PM10 gemessen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumens		
2	SMA 8, PmB	36.2
7	PA 8, PmB	98.7
16	SMA 8, PmB	14.8
21	SMA 8, PmB	33.1
22	PA 8, PmB-H	30.8
24	SMA 8, PmB	11.2
Mittelwert:		37.5
andere Beläge		
1	AC 8, SBB	91.2
3	PA 8, SBB	135.7
5	AC 8, PmB	57.4
6	SMA 11, SBB	38.9
8	AC 11, PmB	87
9	SMA 11, SBB	81.1
10	AC 5, SBB	117
11	SMA 8, SBB	37.9
12	AC 8, PmB	133.8
13	SMA 11, SBB	101.2
14	PA 5, SBB	123
15	AC 8, SBB	77.2
18	DSH 5, PmB	114.8
19	AC 11, SBB	61.7
20	AC 8, SBB	100.5
Mittelwert:		90.6

Tab. 6-1: In den Laborversuchen gemessene PM10-Abriebkonzentrationen je Probe sowie Mittelwerte für die beiden Straßenabriebklassifizierungen

¹² Mit modifizierter Betrachtung der Sommer- und Winterreifen.

oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen“ Veränderungen zwischen -49 % und +5 % (Leichtverkehr) bzw. -50 % und +26 % (Schwerverkehr) ergeben. Für alle anderen Beläge gibt es Veränderungen zwischen -7 % und +100 % (Leichtverkehr) bzw. -10 % bis +26 % (Schwerverkehr).

Für PM2.5-Abriebemissionen liegen wenig Daten vor. Das EEA (2016) geht von ca. 55 % PM2.5-Anteil an den PM10-Straßenabrieben aus (siehe Tabelle 2-6). SNILSBERG (2008) weist anhand der ausgewerteten Versuche am road simulator PM2.5-Anteile am PM10-Abrieb je nach Geschwindigkeit von ca. 26 % bis 35 % aus (siehe Tabelle 2-7). Die

Verkehrssituation in RLUS	NORTRIP3.2, modifiziert, hpave = 1.5		Straßenabrieb * 0.4 + PM10-AWAR ohne Straßenabrieb		NORTRIP3.2, modifiziert, hpave = 1.5		NORTRIP3.2, modifiziert, hpave = 1.5 ohne Straßenabrieb	
	PM10_AWAR (LV)	PM10_AWAR (SV)	PM10_ Straßenabrieb (LV)	PM10_ Straßenabrieb (SV)	PM10_ Straßenabrieb (LV)	PM10_ Straßenabrieb (SV)	PM10_AWAR ohne Straßenabrieb (LV)	PM10_AWAR ohne Straßenabrieb (SV)
	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)	mg/(km Fzg)
Fahrbahn:			Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen	Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen	andere Beläge	andere Beläge	alle Beläge	alle Beläge
<i>Freie Strecke (unabhängig von LOS und Längsneigung)</i>								
IO > 50 km/h mit TL 60 km/h	28	118	8	35	21	88	7	30
IO > 50 km/h mit TL 80 km/h	38	156	12	45	30	112	8	44
BAB oder Außerortsstraße mit TL 60 km/h	28	118	8	35	21	88	7	30
BAB oder Außerortsstraße mit TL 80 km/h	38	156	12	45	30	112	8	44
BAB oder Außerortsstraße mit TL 100 km/h	47	164	15	47	38	117	9	47
BAB mit TL 110/120 km/h	56	164	18	47	46	117	10	47
BAB mit TL 130 km/h	62	164	20	47	51	117	11	47
BAB ohne Tempolimit (> 130 km/h)	62	164	20	47	51	117	11	47

Tab. 6-2: Mit NORTRIP berechnete AWAR- und Straßenabriebemissionsfaktoren für die Verkehrssituationen in RLUS in Abhängigkeit von der Fahrbahnbelagsklassifizierung

Verkehrssituation in RLUS	PM10_AWAR (LV) mg/(km Fzg)	PM10_AWAR (SV) mg/(km Fzg)	PM10_AWAR (LV) mg/(km Fzg)	PM10_AWAR (SV) mg/(km Fzg)
Fahrbahn:	Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen	Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen	andere Beläge	andere Beläge
<i>Freie Strecke (unabhängig von LOS und Längsneigung)</i>				
IO > 50 km/h mit TL 60 km/h	15	65	28	118
IO > 50 km/h mit TL 80 km/h	20	89	38	156
BAB oder Außerortsstraße mit TL 60 km/h	15	65	28	118
BAB oder Außerortsstraße mit TL 80 km/h	20	89	38	156
BAB oder Außerortsstraße mit TL 100 km/h	24	94	47	164
BAB mit TL 110/120 km/h	28	94	56	164
BAB mit TL 130 km/h	31	94	62	164
BAB ohne Tempolimit (> 130 km/h)	31	94	62	164

Tab. 6-3: Empfehlung für AWAR-Emissionsfaktoren für die Verkehrssituationen in RLUS in Abhängigkeit von der Fahrbahnbelagsklassifizierung auf Basis der Tabelle 6-2

im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführten Abriebversuche lieferten im Mittel einen PM_{2.5}-Anteil am PM₁₀-Abrieb von ca. 10 % (siehe Bild 4-29). NORTRIP geht in seiner Standard-Einstellung von 5 % aus (siehe Anhang 5). DENBY et al. (2012) verweisen darauf, dass die im Rahmen der NORTRIP-Validierung durchgeführten Vergleiche zu PM₁₀- und PM_{2.5}-Immissionsdaten bei 5 % PM_{2.5}-Anteil an PM₁₀ die besten Übereinstimmungen gebracht haben. Wir empfehlen deshalb, den NORTRIP-Ansatz zu übernehmen und einen PM_{2.5}-Anteil von 5 % am PM₁₀-Straßenabrieb zum Ansatz zu bringen.

Für die Fahrbahnhersteller könnte zur Optimierung der Abriebeigenschaften das normierte Regressionsmodell nach EUROVIA (siehe Kapitel 4.4.5) angewendet werden, welches die konkreten Rezepturen der Fahrbahnbeläge quantitativ bewertet. Zur Absicherung dieser Ergebnisse sind, wie bereits oben erwähnt, weitere systematische Untersuchungen des Abriebverhaltens, z. B. vergleichende Messungen am road simulator mit Stahlradversuchen, erforderlich.

Weiterhin wird empfohlen, die Güte dieses Ansatzes der zweistufigen Klassifizierung des Abriebverhaltens durch Freilandversuche an Autobahnen mit Bestimmung der AWAR-Emissionsfaktoren zu verifizieren.

7 Zusammenfassung

Für die Planung von schadstoffmindernden Maßnahmen im Zuge von Straßenaus- und Straßenneubau dienen Emissions- und Ausbreitungsmodelle, die einer kontinuierlichen Verbesserung der Eingangsdaten unterzogen werden müssen. Für diese Modellierungen werden u. a. Emissionsfaktoren über die zur PM₁₀-Partikelfraktion beitragenden Abriebe in möglichst hoher Genauigkeit benötigt. Derzeit liegen jedoch in den FGSV-Richtlinien RLU_S „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ nur feste, teils mit großer Unsicherheit verbundene Emissionsfaktoren für nicht-motorbedingte Abriebe-missionen von Fahrbahnoberflächen vor.

Ziel des Projektes war es, systematische Untersuchungen zum Abriebverhalten und damit zur Partikelemission verschiedener Fahrbahnoberflächen durchzuführen, die Ergebnisse zu quantifizieren und eine Empfehlung für die Berücksichtigung ab-

geleiteter Emissionsfaktoren in den FGSV-Richtlinien RLU_S „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ zu geben.

Dazu wurden

- eine umfassende Literaturrecherche und Auswertung zum Thema durchgeführt,
- abriebelevante Kenngrößen für 27 typische in Deutschland eingesetzte Fahrbahnbeläge bestimmt,
- Laborversuche zum Abriebverhalten von 21 dieser Fahrbahnbeläge durchgeführt,
- Emissionsberechnungen für nicht motorbedingte Partikel (AWAR) mit dem Modell NORTRIP (Non-exhaust road traffic induced particle emission modelling) in seiner Version 3.2 durchgeführt und auch die resultierenden PM₁₀-Straßenabriebemissionsfaktoren ausgewiesen. Diese deckten, ausgehend von realen Situationen in der Frankfurter Allee in Berlin und Am Neckartor in Stuttgart, Tempolimits von 30 km/h, 50 km/h, 100 km/h und 130 km/h ab.
- Diese Berechnungsergebnisse mit AWAR-Emissionsfaktoren nach DÜRING et al. (2011) bzw. HBEFA4.1 verglichen,
- die NORTRIP-Berechnungsergebnisse des dort integrierten NO_x-Tracermodells mit Immissionsmessungen an der Frankfurter Allee in Berlin und Am Neckartor in Stuttgart verglichen,
- Empfehlungen zur Anwendung von NORTRIP gegeben sowie
- aus den NORTRIP-Berechnungen erzeugte PM₁₀-AWAR- und -Straßenabriebemissionsfaktoren für die Anwendung in RLU_S abgeleitet.

Folgende in Deutschland am häufigsten eingesetzte Fahrbahnbeläge wurden nach Abstimmung mit der BASt und dem Betreuerkreis untersucht:

- Asphaltbeton,
- Offenporiger Asphalt (OPA),
- Gussasphalt,
- DSH (Dünne Asphaltdeckschicht in Heißbauweise),
- Waschbeton,
- Splittmastix-Asphalt (SMA).

Aufgrund der beschränkten Untersuchungsmöglichkeiten im Rahmen des Projektes wurde die Auswahl der betrachteten Fahrbahnbeläge im Wesentlichen in Hinblick auf die Praxisrelevanz bzw. die regelwerkstechnischen Vorgaben vorgenommen. So wurden in der Praxis nicht durchführbare Varianten (z. B. Offenporiger Asphalt aus Kalkstein aufgrund nicht ausreichender Festigkeit) nicht betrachtet. Es kommen unterschiedliche Gesteinsarten zum Einsatz, deren Auswahl sich im Wesentlichen an der regionalen Verfügbarkeit und der Wirtschaftlichkeit orientiert. Grundsätzlich werden dabei sowohl magmatische Gesteine, die durch Erstarrungsvorgänge entstehen (z. B. Granodiorit, Rhyolith, Basalt), als auch Sedimentgesteine, die aus Ablagerungen entstehen (z. B. Kalkstein) eingesetzt, soweit diese die jeweiligen Qualitätsanforderungen erfüllen. Betrachtet wurden hier:

- Granodiorit,
- Moräne,
- Rhyolith,
- Kuselit/Andesit,
- Basalt,
- Diabas,
- Kalkstein,
- Grauwacke,
- Quarzit.

Folgende wesentliche Ergebnisse wurden abgeleitet:

Quantifizierung der Abriebmaße

Abgesehen von der Art des Reifens (insbesondere der Einsatz von Spikereifen), dem Fahrverhalten (Beschleunigungsanteile) und der Fahrgeschwindigkeit (höhere Geschwindigkeiten führen zu höheren Abriebraten) sind weitere wesentliche Faktoren, die sich auf die Partikelerzeugung aus dem Abrieb der Fahrbahn auswirken,

- die Art/Festigkeit und die Korngröße des in der Fahrbahn verwendeten Gesteinmaterials,
- eventuell auch die Art des Bindemittels (polymer modifiziertes Bindemittel scheinen positiv zu wirken),
- eventuell bewirkt eine starke Modifizierung des Bindemittels (z. B. Gummimodifizierung) und die dadurch sich einstellenden dickeren Bindemittel-

filme eine Verminderung die PM10-Fahrbahnabriebemissionen. Die Höhe der Reduktion hängt hier wahrscheinlich von der Ausbildung der Oberfläche ab.

Das in der Fahrbahn verwendete Gesteinsmaterial wirkt sich auf die erzeugte Partikelmenge, die Zusammensetzung, die Partikelgrößenverteilung, die Form und die spezifische Oberfläche aus. Für die Ultrafeinen Partikel gibt es in der Literatur widersprüchliche Ergebnisse.

Die in der Literatur untersuchten Betonfahrbahnen lieferten bei Einsatz von Winterreifen (ohne Spikes) tendenziell höhere PM10-Abriebkonzentrationen als die Asphaltfahrbahnen. Allerdings ist diese Aussage aus messtechnischen Gründen unsicher.

Zur Quantifizierung der Fahrbahnabriebemissionen verwenden die nordischen Länder die Parametrisierung über Nordic Ball Mill (NBM), maximum stone size (MS) und des Anteils Korngrößen > 4 mm. Diese Parametrisierung ist primär auf den Einsatz von Spikereifen ausgelegt, wird dort aber auch bei Einsatz von Reifen ohne Spikes angewendet.

Die Prall- sowie die Träger-Methode scheinen am Besten geeignet, um Feinstaub zu erzeugen, welches den an road simulatoren erzeugten Partikeln entspricht. Dies wird damit begründet, dass die Partikel mit diesen Methoden aus Asphaltmischungen erzeugt werden, während die Partikel aus Los-Angeles- (LA), NBM- und micro-Deval-Tests nur aus den Gesteinen produziert werden. Unter den Gestein-Testverfahren gibt die LA-Methode die beste Korrelation mit Partikelspektren des VTI road simulators.

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die Gesteine auf die Kenngrößen NBM, PSV und LA untersucht. Folgende Werte (Tabelle 7-1) wurden gemessen:

Gestein	Nordic Ball Mill	LA	PSV
Granodiorit	9.7	16	53
Moräne	10.3	15	51
Rhyolith	5.7	14	47
Kuselit/Andesit	13.2	11	53
Basalt	8.7	10	50
Diabas	19.5	9	57
Kalkstein	21.2	25	38
Grauwacke	22.5	12	65

Tab. 7-1: NBM-, PSV- und LA-Werte der untersuchten Gesteine

Es konnte keine Korrelationen der Kennwerte aus PSV-, LA- und NBM-Tests untereinander gefunden werden.

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführten Abriebversuche im Labor zeigten, dass die verwendeten Splittmastixasphalte (SMA) unabhängig von der betrachteten Fraktion die niedrigsten Abriebwerte lieferten. Die Mittelwerte dieser Varianten liegen signifikant niedriger als bei den anderen Mischgutarten. Offenbar ist vor allem die Kombination aus Splittmastixasphalt mit einem modifizierten Bindemittel geeignet, die Entstehung von Abrieb und dessen Emission in die Umgebungsluft effektiv zu reduzieren. Der OPA-Belag mit modifiziertem Binder lieferte ähnliche Abriebwerte. Auch die wenigen in der Literatur diskutierten Hinweise zu OPA-Belägen wiesen auf starke Indikatoren hin, dass OPA-Beläge positive Effekte auf die PM10-Konzentrationen haben.

Mit dem von NORTRIP empfohlenen Abriebmodell wurden für die untersuchten Fahrbahnen aus den o. g. Kenngrößen Abriebwerte (h_{pave}) berechnet. Diese Werte variieren demnach zwischen 1.5 (SMA 11 mit Rhyolith) und 4.7 (Asphaltbeton 8 mit Grauwacke) und unterscheiden sich damit maximal um einen Faktor 3. Geringe Abriebwerte haben mit 1.8 auch der SMA 8 mit Quarzit und der Asphaltbeton 8 mit Quarzit bzw. Rhyolith. Abriebwerte über 4 haben Beläge mit Diabas, Kalkstein und Grauwacke. Die Waschbetonfahrbahnen haben h_{pave} -Werte zwischen 1.9 (Rhyolith) und 3.9 (Diabas). Diese Abriebwerte ergeben sich für die hier untersuchten Fahrbahnen mit den verwendeten Gesteinen. Bei Verwendung gleicher Gesteine aber anderer Herkunft würden sich ggf. andere Abriebwerte ergeben.

Es gibt deutliche Unterschiede im Abriebverhalten der untersuchten Fahrbahnen zwischen den Vorhersagen aus NORTRIP (h_{pave}) und den Abriebversuchen im Labor. Das liegt wahrscheinlich daran, dass das NORTRIP-Abriebmodell maßgeblich unter dem Blickwinkel der Wirkung von Spikereifen entwickelt worden ist. Für die Interaktion zwischen Sommer-/Winterreifen (ohne Spikes) mit den im Rahmen des vorliegenden Projektes untersuchten Fahrbahnoberflächen haben sich andere Abhängigkeiten gezeigt, die nicht mit h_{pave} korrelieren. Neben dem NBM-Wert scheinen beim Einsatz von Reifen ohne Spikes weitere Parameter eine wichtige Rolle zu spielen, wie das Volumen der groben Gesteinskörnung am Marshallkörper, der Hohlraumgehalt am Marshallkörper, das Volumen des Asphaltmör-

tels am Marshallkörper, die Mischgutart sowie die Bindemittelart.

Deshalb wurde anhand einer Regressionsanalyse ein alternativer (erweiterter) Ansatz zur Beschreibung der Abriebfestigkeit der untersuchten Fahrbahnoberflächen abgeleitet, der diese Kenngrößen berücksichtigt. Für die untersuchten Fahrbahnoberflächen variieren hier die mittleren PM10-Abriebe-missionsraten untereinander bis zu einem Faktor von ca. 4.

Ergebnisse der NORTRIP-Modellrechnungen

NORTRIP stellt eine sehr detaillierte Möglichkeit dar, die relevanten Einflüsse auf die AWAR-Emissionen und Immissionen (NO_x -Tracermethode) modelltechnisch zu behandeln. Die Absolutgrößen der resultierenden Straßenabriebe-missionsfaktoren sind z. T. von der Parametrisierung der Basisemissionsfaktoren abhängig.

Der Anteil Straßenabrieb an AWAR liegt den modifizierten NORTRIP-Berechnungen zufolge zwischen ca. 40 % (T30; $h_{\text{pave}} = 1.5$) und 93 % (T130; $h_{\text{pave}} = 4.7$). Die Fahrbahneigenschaft kann bei den untersuchten, für Deutschland typischen Fahrbahnbelägen, den Straßenabrieb lt. NORTRIP wegen der linearen Abhängigkeit zu h_{pave} bis ca. Faktor 3 erhöhen.

Die Randbebauung hat in den vorliegend betrachteten Fällen (breite Straßen) keinen relevanten Einfluss auf die Straßenabriebe-missionen. Der Einfluss der Meteorologie auf Straßenabriebe-missionen beträgt in den betrachteten Fällen ca. 10 % bis 20 %. Diese Aussage ist aber nicht allgemeingültig, da diese Berechnungen nur die Situation zwischen Berlin und Hamburg direkt miteinander verglichen haben.

Es gibt einen großen Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit (Tempolimit und Verkehrsfluss) auf die Straßenabriebe-missionsfaktoren. So liegen für den Leichtverkehr (LV) die für T130 berechneten Straßenabriebe ca. Faktor 6 höher als für T30. Beim Schwerverkehr (SV) ist es ca. Faktor 2.

Bei T30 und T50 sind die berechneten Werte etwa vergleichbar mit den AWAR-Emissionsfaktoren von DÜRING et al. (2011)/HBFA4.1. Bei T100 und T130 liegen die berechneten AWAR-Emissionsfaktoren je nach Fahrbahnbelag etwa 50 % bis Faktor 6 höher als bei DÜRING et al. (2011)/HBFA4.1. Bei Ansatz von $h_{\text{pave}} = 1.5$ berechnet NORTRIP, bei

modifizierter Betrachtung der Sommer- und Winterreifen, mit den Erwartungswerten aus HBEFA4.1 vergleichbare AWAR-Emissionsfaktoren. Die Abweichungen werden mit zunehmender Geschwindigkeit größer. Ein Teil der Unterschiede zwischen NORTRIP und AWAR in HBEFA4.1 bei hohen Tempolimits lässt sich ggf. mit dem Einfluss der nicht ausreichenden Berücksichtigung der Fahrzeug erzeugten Turbulenz bei der Rückrechnung von Emissionsfaktoren aus Immissionsdaten in älteren Untersuchungen erklären. Bei zukünftigen Ableitungen der AWAR-Emissionen sollte auf diesen Aspekt geachtet werden.

Wenn keine Spikereifen eingesetzt werden sind u. E. die Absolutwerte der AWAR- und der Straßenabriebemissionen in Abhängigkeit von h_{pave} ohne weitere systematische Immissionsvergleiche im Freilandversuch nicht belastbar. Dies gilt insbesondere für die Situationen bei hohen Tempolimits, da hier der Straßenabriebeeinfluss im NORTRIP-Modell am höchsten ist.

Möglicher Ansatz zur Berücksichtigung der Ergebnisse

Die Absolutwerte der mit NORTRIP¹³ berechneten AWAR- und Straßenabriebemissionsfaktoren für $h_{\text{pave}} = 1.5$ werden als Referenzfall verwendet. Durch die Einführung eines Fahrbahneinflussfaktors F_{Fahrbahn} multiplikativ auf die Straßenabriebemissionen des Referenzfalls könnte der Einfluss der Fahrbahneigenschaften (pragmatisch) abgebildet werden.

Die Proben mit „Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen“ zeigen im Mittel der Laborversuche deutlich geringere Abriebkonzentrationen als die anderen Beläge. Für Screeningmodelle, wie z. B. RLuS, könnte deshalb folgende zweistufige Klassifizierung als möglicher Ansatz zur Berücksichtigung der Ergebnisse dienen:

- Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen: $F_{\text{Fahrbahn}} = 0.4$,
- andere Beläge (Referenzfall): $F_{\text{Fahrbahn}} = 1.0$.

Weist man diese Faktoren auf mit NORTRIP berechnete AWAR- und Straßenabriebemissionsfaktoren zu, dann ergeben sich für nicht überdeckelte freie Strecken die PM10-AWAR-Emissionsfaktoren der Tabelle 7-2.

Gegenüber den bisherigen AWAR-Emissionsfaktoren in RLuS ergeben sich für Fahrbahnoberflächen mit „Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen“ Veränderungen zwischen -49 % und +5 % (Leichtverkehr) bzw. -50 % und +26 % (Schwerverkehr). Für alle anderen Beläge liegen die Veränderungen zwischen -7 % und +100 % (Leichtverkehr) bzw. -10 % bis +26 % (Schwerverkehr).

Wir empfehlen, analog zu NORTRIP einen PM2.5-Anteil von 5 % am PM10-Straßenabrieb zum Ansatz zu bringen.

Zur Optimierung der Abriebeigenschaften könnten die Fahrbahnhersteller das normierte Regressionsmodell nach EUROVIA (siehe Kapitel 4.4.5) anwenden. Dieses bewertet die konkreten Rezepturen der Fahrbahnbeläge quantitativ. Deren Einfluss auf die PM10-AWAR-Emission und die PM10-Immission könnte hier wiederum mit dem NORTRIP-Modell quantifiziert werden, indem statt h_{pave} der normierte Abriebwert des Regressionsmodells eingesetzt wird, sofern keine Spikereifen zum Einsatz kommen.

Zur Absicherung dieser Ergebnisse sind weitere systematische Untersuchungen des Abriebverhaltens, z. B. vergleichende Messungen am road simulator mit Stahlradversuchen, erforderlich.

Weiterhin wird empfohlen, die Güte dieses Ansatzes der zweistufigen Klassifizierung des Abriebverhaltens durch Freilandversuche an Autobahnen mit Bestimmung der AWAR-Emissionsfaktoren zu verifizieren.

¹³ Mit ggü. der Standardversion von NORTRIP modifizierter Betrachtung der Sommer- und Winterreifen.

Verkehrssituation in RLU5	PM10_AWAR (LV) mg/(km Fzg)	PM10_AWAR (SV) mg/(km Fzg)	PM10_AWAR (LV) mg/(km Fzg)	PM10_AWAR (SV) mg/(km Fzg)
Fahrbahn:	Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen	Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen	andere Beläge	andere Beläge
<i>Freie Strecke (unabhängig von LOS und Längsneigung)</i>				
IO > 50 km/h mit TL 60 km/h	15	65	28	118
IO > 50 km/h mit TL 80 km/h	20	89	38	156
BAB oder Außerortsstraße mit TL 60 km/h	15	65	28	118
BAB oder Außerortsstraße mit TL 80 km/h	20	89	38	156
BAB oder Außerortsstraße mit TL 100 km/h	24	94	47	164
BAB mit TL 110/120 km/h	28	94	56	164
BAB mit TL 130 km/h	31	94	62	164
BAB ohne Tempolimit (> 130 km/h)	31	94	62	164
Davon sind PM10-Straßenabriebe:				
Verkehrssituation in RLU5	PM10_Straßenabrieb (LV) mg/(km Fzg)	PM10_Straßenabrieb (SV) mg/(km Fzg)	PM10_Straßenabrieb (LV) mg/(km Fzg)	PM10_Straßenabrieb (SV) mg/(km Fzg)
Fahrbahn:	Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen	Sieblinie mit Ausfallkörnung oder Einkorn-Gemisch unter Verwendung eines Polymermodifizierten Bitumen	andere Beläge	andere Beläge
<i>Freie Strecke (unabhängig von LOS und Längsneigung)</i>				
IO > 50 km/h mit TL 60 km/h	8	35	21	88
IO > 50 km/h mit TL 80 km/h	12	45	30	112
BAB oder Außerortsstraße mit TL 60 km/h	8	35	21	88
BAB oder Außerortsstraße mit TL 80 km/h	12	45	30	112
BAB oder Außerortsstraße mit TL 100 km/h	15	47	38	117
BAB mit TL 110/120 km/h	18	47	46	117
BAB mit TL 130 km/h	20	47	51	117
BAB ohne Tempolimit (> 130 km/h)	20	47	51	117

Tab. 7-2: PM10-AWAR-Emissionsfaktoren entsprechend des vorgeschlagenen Ansatzes

Literatur

39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen – 39. BImSchV) Vom 2. August 2010. S. 1065-1104. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2010 Teil I Nr. 40, ausgegeben zu Bonn am 5. August 2010.
- AATMEEYATA, KAUL, D. S.; SHARMA, M. (2009): Traffic generated non-exhaust particulate emissions from concrete pavement: A mass and particle size study for two-wheelers and small cars. *Atmospheric Environment* 43:5691–5697.
- ABU-ALLABAN, M.; GILLIES, J. A.; GERTLER, A. W.; CLAYTON, R.; PROFFOTT, D. (2003): Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. In: *Atmospheric Environment* 37, pp. 5283-5293.
- AMATO, F.; QUEROL, X. and the AIRUSE team (2016): Non-exhaust contributions to PM levels in 5 EU cities. 39th PMP Meeting 9 – 10 March 2016.
- AMATO, F.; GUSTAFSSON, M. (2018): Non-Exhaust Emissions An Urban Air Quality Problem for Public Health; Impact and Mitigation Measures; eBook ISBN: 9780128117514; Paperback ISBN: 9780128117705; Imprint: Academic Press; Published Date: 4th January 2018; Page Count: 342.
- BRETSCHNEIDER, D.; DÜRING, I.; LORENTZ, H.; SCHMIDT, W. (2011): Verursacher und Tendenzen für PM_{2,5} in Sachsen, Bericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Schriftenreihe LfULG Sachsen, Heft 08/2012. November 2011. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12982>.
- BÄUMER, D. (2003): Transport und chemische Umwandlung von Luftschadstoffen im Nahbereich von Autobahnen – Numerische Simulationen. Wissenschaftliche Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe Nr. 32. Juni 2003.
- BUKOWIECKI, N.; GEHRIG, R.; LIENEMANN, P.; HILL, M.; FIGI, R.; BUCHMANN, B.; FURGER, M.; RICHARD, A.; MOHR, C.; WEIMER, S.; PRÉVÔT, A.; BALTENSPERGER, U. (2009): PM₁₀-Emissionsfaktoren von Abriebsparkitellern des Straßenverkehrs (APART). Forschungsauftrag ASTRA 2005/007, Bundesamt für Straßen, August 2009.
- BUKOWIECKI, N.; LIENEMANN, P.; HILL, M.; FURGER, M.; RICHARD, A.; AMATO, F.; PRÉVÔT, A. S. H.; BALTENSPERGER, U.; BUCHMANN, B.; GEHRIG, R. (2010): PM₁₀ emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 2330-2340.
- BOULTER, P. G. (2005): A review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter. TRL-Project Report PPR065, 29 September 2005, ISBN 1-84608-942-5.
- DAHL, A.; GHARIBI, A.; SWIETLICKI, E.; GUDMUNDSSON, A.; BOHGARD, M.; LJUNGMAN, A.; BLOMQVIST, G.; GUSTAFSSON, M. (2006): Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. In: *Atmospheric Environment* 40 (2006), 1314-1323.
- DENBY, B. R.; SUNDVOR, I. (2012): NORTRIP (Non-exhaust Road TRaffic Induced Particle emission modelling) model development and documentation. NILU Scientific report OR 23/2012.
- DENBY, B. R.; SUNDVOR, I.; JOHANSSON, C.; PIRJOLA, L.; KETZEL, M.; NORMANN, M.; KUPIAINEN, K.; GUSTAFSSON, M.; BLOMQVIEST, G.; OMSTEDT, G. (2013): A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. *Atmospheric Environment* 77 (2 013) 283-300.
- DIN EN 1097-2 (2020): Prüfverfahren für mechanische und physikalische Eigenschaften von Gesteinskörnungen – Teil 2: Verfahren zur Bestimmung des Widerstandes gegen Zertrümmerung; Deutsche Fassung EN 1097-2, Ausgabedatum: 2020-06. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 1097-8 (2020): Prüfverfahren für mechanische und physikalische Eigenschaften von Gesteinskörnungen – Teil 8: Bestimmung des

- Polierwertes; Deutsche Fassung EN 1097-8, Ausgabedatum: 2020-06. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN EN 1097-9 (1998, 2014): Prüfverfahren für mechanische und physikalische Eigenschaften von Gesteinskörnungen – Teil 9: Bestimmung des Widerstandes gegen Verschleiß durch Spikereifen – Nordische Prüfung; Deutsche Fassung, Ausgabedatum: 2014-03. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DÜRING, I.; LOHMEYER, A. (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Raabeul unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Projekt 70675-09-10, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- BRETSCHNEIDER, D.; DÜRING, I.; LORENTZ, H.; SCHMIDT, W. (2011): Verursacher und Tendenzen für PM_{2,5} in Sachsen, Bericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Schriftenreihe LfULG Sachsen, Heft 08/2012. November 2011. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12982>.
- EEA (2013 & 2016): Joint EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook, Copenhagen: European Environment Agency, 2013 und 2016. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidbook-2013>.
- EPA (2014): Brake and Tire Wear Emissions from On-road Vehicles in MOVES2014. Assessment and Standards Division Office of Transportation and Air Quality U.S. Environmental Protection Agency. Dezember 2014.
- FGSV (1997): Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e. V., Arbeitsgruppe Asphaltstraßen: Technische Prüfvorschriften für Asphalt im Straßenbau TP A-StB Teil: Spurbildungsversuch – Bestimmung der Spurrinnentiefe im Wasserbad, Ausgabe 1997. FGSV 756/2, FGSV Verlag, Köln, 1997.
- FGSV (2013): Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e. V., Arbeitsgruppe Asphaltbauweisen: Technische Prüfvorschriften für Asphalt TP Asphalt-StB Teil 22: Spurbildungsversuch, Ausgabe 2013. FGSV 756/22, FGSV Verlag, Köln, 2008/2014.
- FULLER, W. B.; THOMPSON, S. E. (1907): The laws of proportioning concrete. Transactions of the American Society of Civil Engineers 33 (1907): 222–298.
- FULLOVÁ, D.; DURČANSKÁ, D. (2016): Laboratory Measurements of Particulate Matter Concentrations from Asphalt Pavement Abrasion; Stavebné a Environmentálne Inžinierstvo; Vol. 12, Issue 2/2016, 94-102 Online erschienen: 23.12.2016 | DOI: <https://doi.org/10.1515/cee-2016-0013>.
- GEBHART, J. (1993): Optical Direct-Reading Techniques: Light Intensity Systems. In: Aerosol Measurement: Principles, Techniques and Applications, New York City, Van Nostrand Reinhold; ed. K. Willeke, P. A. Baron, 1993, pp. 313-344.
- GEHRIG, R.; HILL, M.; BUCHMANN, B.; IMHOF, D.; WEINGARTNER, E.; BALTENSPERGER, U. (2003): Verifikation von PM₁₀-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003. www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1.
- GEHRIG, R.; ZEYER, K.; BUKOWIECKI, N.; LIENEMANN, P.; POULIKAKOS, LD.; FURGER, M.; BUCHMANN, B. (2010): Mobile load simulators – A tool to distinguish between the emissions due to abrasion and resuspension of PM₁₀ from road surfaces. Atmospheric Environment; 44: 4937–4943.
- GRIGORATOS, TH.; MARTINI, G. (2014): Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM: Literature review. Joint Research Centre Institute of Energy and Transport. JRC89231 EUR 26648 EN ISBN 978-92-79-38302-1 (PDF) ISBN 978-92-79-38303-8 (print) ISSN 1831-9424 (online) ISSN 1018-5593 (print) <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC89231/jrc89231-online-final-version-2.pdf>.
- GRIGORATOS, TH.; MARTINI, G. (2015): Brake wear particle emissions: a review. Environ Sci Pollut Res (2015) 22:2491–2504.

- GUSTAFSSON, M.; BLOMQVIST, G.; GUD-MUNDSSON, A.; DAHL, A.; SWIETLICKI, E.; BOHGARD, M.; LINDBOM, J.; LJUNGMAN, A. (2008): Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the Total Environment* 393:226-240.
- GUSTAFSSON, M.; BLOMQVIST, G.; GUD-MUNDSSON, A.; DAHL, A.; JONSSON, P.; SWIETLICKI, E. (2009): Factors influencing PM10 emissions from road pavement wear. In: *Atmospheric Environment*, 43(31), 2009, pp. 4699–4702.
- GUSTAFSSON, M.; BLOMQVIST, G.; GUD-MUNDSSON, A.; DAHL, A.; JONSSON, P.; SWIETLICKI, E. (2011): Vägbelägningars damningsbenägenhet. VTI rapport 711 (2011). ISSN: 0347-6030.
- JACOBSON, T. (1995): Study of the wear resistance of bituminuous mixes to studded tyre. Lecture at the Meeting of Nordic Road Association (NVF) Committee 33, Tällberg, Sweden, Juni 1994.
- JACOBSON, T. (1997): The wear resistance of bituminuous mixes to studded tyre – the Swedish experience. Paper at the fifth International Symposium on Cold Region Development, Anchorage, Alaska, USA, VTI notat 30-1997.
- JACOBSON, T.; HORNVALL, F. (1999): Beläggningsslitage från dubbade fordon, VTI notat 44, Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI), Linköping, Sweden (in Swedish).
- JACOBSON & WÄGBERG (2007): Developing and upgrading of a prediction model of wear caused by studded tyres and an overview of the knowledge of the factors influencing the wear – Version 3.2.03. Linköping, The Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI notat 7-2007) (in Swedish).
- KUPIAINEN, K. J.; TERVAHATTU, H.; RAISANEN, M.; MAKELA, T.; AURELA, M.; HILLAMO, R. (2005): Size and composition of airborne particles from pavement wear, tyres and traction sanding. *Environmental Science & Technology* 39:699-706.
- KUPIAINEN, K. J.; PIRJOLA, L. (2011): Vehicle non-exhaust emissions from the tyre-road interface – effect of stud properties, traction sanding and resuspension. *Atmospheric Environment* 45 (2011) 4141-4146.
- KUHNS, H.; ETYEMEZIAN, V.; LANDWEHR, D.; MACDOUGALL, C.; PITCHFORD, M.; GREEN, M. (2001): Testing Re-entrained Aerosol Kinetic Emissions from Roads (TRAKER): a new approach to infer silt loading on roadways. *Atmospheric Environment* 35 (2001).
- KWAK, J. H.; KIM, H.; LEE, J.; LEE, S. (2013): Characterization of non-exhaust coarse and fine particles from on-road driving and laboratory measurements. *Science of the Total Environment* 458-460: 273-282.
- LOHMEYER (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnung im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubausbildung von Straßen. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Bericht des Ingenieurbüros Lohmeyer, Juni 2001.
- LOHMEYER (2004): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie. November 2004. Gutachten im Auftrag von: Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- LOHMEYER (2008): Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM_x-Belastung an Straßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul in Zusammenarbeit mit IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH und Technische Universität Dresden, Fakultät Verkehrswissenschaften. Projekt 70227-05-10, Oktober 2008. Bericht im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- LOHMEYER (2009): Einfluss von verkehrsberuhigenden Maßnahmen auf die PM10-Belastung an Straßen – FE 77.486/2006. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul, unter Mitarbeit von: TU Dresden, Lehrstuhl Verkehrs-

- und Infrastrukturplanung: Prof. Dr.-Ing. Gerd-Axel Ahrens (als Leiter des Lehrstuhls vip), Dr.-Ing. Christian Bartz, Dr.-Ing. Rico Wittwer und Lehrstuhl für Verkehrsökologie: Prof. Dr.-Ing. Udo J. Becker, Dr.-Ing. Falk Richter, Dipl.-Ing. Wolfram Schmidt sowie NORDIC ENVICON Oy (Helsinki) und Metropolia Helsinki University of Applied Sciences: Kaarle Kupiainen, Liisa Pirjola, Ana Stojiljkovic, Aleksu Malinen, Harri Portin. Projekt 70310-06-10, Juli 2009. Gutachten im Auftrag von: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn.
- LOHMEYER (2010): Modellierung der PM10-Konzentrationen inkl. Inhaltsstoffe für die „Schlossparkepisode“ im Bereich Stuttgart-Neckartor. Bericht der Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). November 2010.
- LOHMEYER (2016): Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kraftfahrzeugen unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen; Teilprojekt: Systematisierung, Abstimmung und Aufbereitung von PM_x-Emissionsfaktoren aus Abrieb und Wiederaufwirbelung für HBEFA. UFOPLAN 2013, FKZ 3713 47 100. Bericht im Auftrag des UBA über IFEU Heidelberg. November 2016.
- LOHMEYER (2017): FE 84.0525/2016 „Relevanz von Nicht-Abgas Partikelemissionen, FKZ 3713 47 100. Bericht im Auftrag der BAST. Dezember 2017.
- MATHISSEN, M. et al. (2011): „Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire – road interface.“ *Atmospheric Environment* 45.34 (2011): 6172-6179.
- MATHISSEN, M. et al. (2012): “Non-exhaust PM emission measurements of a light duty vehicle with a mobile trailer.“ *Atmospheric Environment* 59 (2012): 232-242.
- Müller BBM (2009): ROPERTZ, A.; BECKENBAUER, T.; SURITSCH, N.; DUTZI, R.; WÄCHTER, G.; MÄNNEL, M.: Einfluss von offenporigem Asphalt auf die Feinstaubbelastung an Straßen. Bremerhaven: Wirtschaftsverlag NW, 2010, 56 S. (Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik (BMVBS, Bonn) H. 1039). – 978-3-86918-015-1; Informationen Forschung im Straßen- und Verkehrswesen: Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Lieferung Nr. 88, 2010.
- PANKO, J. M.; CHU, J.; KREIDER, M.; UNICE, K. M. (2013): Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States. *Atmospheric Environment* 72:192–199.
- PENKAŁA, M.; OGRODNIK, P.; ROGULAKOZŁOWSKA, W. (2018): Particulate Matter from the Road Surface Abrasion as a Problem of Non-Exhaust Emission Control; *environments* 2018, 5, 9 Received: 27 October 2017; Accepted: 5 January 2018; Published: 7 January 2018.
- ROPERTZ, A.; SURITSCH, N.; DUTZI, R.; WÄCHTER, G.; BECKENBAUER, T.; MÄNNEL, M.; OSTERMAIR, C.; MUNZERT, K.; OTT, H. (2010): Einfluss von offenporigem Asphalt auf die Feinstaubbelastung an Straßen, Heft 1039. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*. Herausgegeben vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn, S. 63.
- SNILSBERG, B. (2008): Pavement wear and airborne dust pollution in Norway; characterization of the physical and chemical properties of dust particles. Doctoral Thesis 2008:133. Dept. of Geology and Mineral Resources Engineering. Ph.D. NTNU, Trondheim, p. 110.
- SNILSBERG, B.; MYRAN, T.; UTHUS, N.; AURSTAD, J. (2008b): Evaluation of different laboratory methods for simulation of pavement wear and road dust generation from studded tires.
- SJÖDIN, Å.; FERM, M.; BJÖRK, A.; RAHMBERG, M.; IVL GUDMUNDSSON, A.; SWIETLICKI, E., Lund University; JOHANSSON, C. SLB analys; GUSTAFSSON, M.; BLOMQVIST, G. VTI (2010): Wear particles from road traffic – a field, laboratory and modelling study, Final report; Juni 2010; IVL Report B1830.. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd., Göteborg.
- STERN, R.; YAMARTINO, R. J. (2001): Development and first evaluation of micro-calgrid: a 3-D, urban-canopy-scale photochemical model. *Atmospheric Environment* 35, S149-S165, ISSN: 13522310.

UBA (2019): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 4.1. (HBEFA 4.1) (aktualisierte Version vom 03.11.2019). Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit MKC Consulting GmbH und IVT/TU Graz. Hrsg.: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau.

US-EPA (2011): Emission Factor Documentation for AP-42, Section 13.2.1. Paved Roads. Measurement Policy Group. Office of Air Quality Planning and Standards. U.S. Environmental Protection Agency. <http://niquery.epa.gov>.

QUASS, U.; JOHN, A. C.; BEYER, M.; LINDERMANN, J.; KUHNBUSCH, T. A. J. (2008): Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Brems- und Fahrabrieb an den PM10-Emissionen von Straßen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen Verkehrstechnik Heft V165 März 2008.

Tabellen

Tab. 2-1: PM10-Straßenabriebemissionsfaktoren (ohne Spikereifen) nach 2002 aus AMATO und GUSTAFSSON (2018)

Tab. 2-2: Gesteinsdaten für Feld- und Ringversuche bei HORVLI und VÆRNES (2006)

Tab. 2-3: In der Literatur angegebene NBM (Nordic Ball Mill), LA (Los Angeles) sowie PSV-Werte für verschiedene Gesteine

Tab. 2-4: PM10-Fahrabriebemissionsfaktoren für die untersuchten Beläge (Quelle: GEHRIG et al. (2010))

Tab. 2-5: PM10-Emissionsfaktoren aus Wiederaufwirbelung für die untersuchten Beläge (Quelle: GEHRIG et al. (2010))

Tab. 2-6: PM_x-Emissionsfaktoren für Straßenabrieb differenziert nach Fahrzeuggruppen (Quelle: EEA (2013, 2016))

Tab. 2-7: Relative PM_x-Masseanteile am Gesamtabrieb in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit (Quelle: SNILSBERG (2008) entnommen aus DENBY et al. (2012))

Tab. 4-1: Betrachtete Fahrabriebe inkl. der relevanten Kenngrößen

Tab. 4-2: NBM-Werte für die untersuchten Gesteine

Tab. 4-3: NBM-Werte aus den Untersuchungen zu diesem Projekt im Vergleich zu Angaben aus der Literatur.

Tab. 4-4: Abriebparameter h_{pave} nach NORTRIP-Modell für die untersuchten Beläge

Tab. 4-5: h_{pave} -Werte aus NORTRIP-Dokumentation

Tab. 4-6: LA-Werte für die untersuchten Gesteine

Tab. 4-7: PSV-Werte für die untersuchten Gesteine

Tab. 4-8: Auflistung der verwendeten Proben

Tab. 4-9: Vergleich der Ergebnisse der Filterbelegungen (LVS) mit denen aus dem OPS

Tab. 4-10: Mittelwerte der PM10- und PM2.5-Massekonzentrationen inkl. Abweichung vom Mittelwert bei den Wiederholungsmessungen

Tab. 4-11: Ergebnisse der Langzeitmessungen. (Hinweis: Die Konzentrationen am Anfang und Ende der Messreihe wurden vor der Mittelwertbildung rausgefiltert.)

Tab. 4-12: Ranking der Proben nach Abrieb-Massenkonzentration der Fraktion < 2.5 µm (aufsteigend)

Tab. 4-13: Zusammenfassung der Abrieb-Massenkonzentrationen < 2.5 µm nach kompositionellen Merkmalen

Tab. 4-14: Ranking der Proben nach Abrieb-Massenkonzentration der Fraktion < 10 µm (aufsteigend)

Tab. 4-15: Zusammenfassung der Abrieb-Massenkonzentrationen < 10 µm nach kompositionellen Merkmalen

Tab. 4-16: PM10-Abriebkonzentrationen (aufsteigend sortiert) aus den Laborversuchen und h_{pave} -Werte nach NORTRIP für die untersuchten Probelplatten

Tab. 4-17: Ergebnisse für den Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen

Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen

Allee mit Randbebauung mit Meteorologie Hamburg bei Tempo 50

- Tab. 4-18: Angenommene Veränderungen der volumetrischen Anteile über die Nutzungszeit für die ausgewählten Varianten
- Tab. 4-19: Ergebnisse für den prognostizierten Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen für Variante 1
- Tab. 4-20: Ergebnisse für den prognostizierten Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen für Variante 2
- Tab. 4-21: Ergebnisse für den prognostizierten Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen für Variante 3
- Tab. 4-22: Ergebnisse für den prognostizierten Abriebbeiwert h_i sowie die mittels des beschriebenen Regressionsmodells prognostizierten PM10-Abriebkonzentrationen für Variante 4
- Tab. 5-1: Auswahl meteorologische Kenngrößen für die drei Messstandorte in den Bezugszeiträumen
- Tab. 5-2: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin bei Tempo 50
- Tab. 5-3: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin bei Tempo 30
- Tab. 5-4: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Berlin bei Tempo 100
- Tab. 5-5: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Berlin bei Tempo 130
- Tab. 5-6: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Randbebauung mit Meteorologie Hamburg bei Tempo 50
- Tab. 5-7: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Hamburg bei Tempo 100
- Tab. 5-8: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Hamburg bei Tempo 130
- Tab. 5-9: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Stuttgart am Neckartor in der Schlossparkepisode bei Tempo 50
- Tab. 5-10: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Stuttgart am Neckartor ohne Bebauung in der Schlossparkepisode bei Tempo 100
- Tab. 5-11: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den NORTRIP-Rechnungen für Stuttgart am Neckartor ohne Bebauung in der Schlossparkepisode bei Tempo 130
- Tab. 5-12: Statistische Kenngrößen im Jahresmittel (JM) 2012 an der Frankfurter Allee in Berlin im Vergleich zur NORTRIP-Berechnung für T50 und $h_{pave} = 1.5$
- Tab. 5-13: Mit NORTRIP berechnete PM10-Konzentrationen in Abhängigkeit von h_{pave} für die Frankfurter Allee in Berlin
- Tab. 5-14: Statistische Kenngrößen im Jahresmittel (JM) in der Schlossparkepisode (15.11.2006 bis 14.03.2007) in Stuttgart Am Neckartor im Vergleich zur NORTRIP-Berechnung für T50 und $h_{pave} = 1.5$
- Tab. 5-15: Mit NORTRIP berechnete PM10-Konzentrationen in Abhängigkeit von h_{pave} für Am Neckartor in Stuttgart
- Tab. 5-16: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den modifizierten NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin bei Tempo 30
- Tab. 5-17: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den modifizierten NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin bei Tempo 50

- Tab. 5-18: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den modifizierten NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Berlin bei Tempo 100
- Tab. 5-19: PM10-Abriebemissionsfaktoren aus den modifizierten NORTRIP-Rechnungen für Frankfurter Allee ohne Randbebauung mit Meteorologie Berlin bei Tempo 130
- Tab. 5-20: Statistische Kenngrößen im Jahresmittel (JM) 2012 an der Frankfurter Allee in Berlin im Vergleich zur modifizierten NORTRIP-Berechnung für T50 und $h_{\text{pave}} = 1.5$ bzw. 2.8 (in Klammer)
- Tab. 5-21: Für LV mit modifizierten NORTRIP-Ansatz berechnete PM10-AWAR und -Straßenabriebe für $h_{\text{pave}} = 1.5$ im Vergleich zu HBEFA4.1. Meteorologische Basis = Berlin.
- Tab. 5-22: Für SV mit modifizierten NORTRIP-Ansatz berechnete PM10-AWAR und -Straßenabriebe für $h_{\text{pave}} = 1.5$ im Vergleich zu HBEFA4.1. Meteorologische Basis = Berlin.
- Tab. 6-1: In den Laborversuchen gemessene PM10-Abriebkonzentrationen je Probe sowie Mittelwerte für die beiden Straßenabriebklassifizierungen
- Tab. 6-2: Mit NORTRIP berechnete AWAR- und Straßenabriebemissionsfaktoren für die Verkehrssituationen in RLUS in Abhängigkeit von der Fahrbahnbelagsklassifizierung
- Tab. 6-3: Empfehlung für AWAR-Emissionsfaktoren für die Verkehrssituationen in RLUS in Abhängigkeit von der Fahrbahnbelagsklassifizierung auf Basis der Tabelle 6-2
- Tab. 7-1: NBM-, PSV- und LA-Werte der untersuchten Gesteine
- Tab. 7-2: PM10-AWAR-Emissionsfaktoren entsprechend des vorgeschlagenen Ansatzes

Bilder

- Bild 2-1: Schematische Darstellung der Prozesse, welche die Nicht-Abgas-Partikelemissionen beeinflussen (Quelle: DENBY et al. (2012))
- Bild 2-2: Bilder der genutzten Versuchsanordnung des DYNA-Track (links) sowie einer Probe (rechts) (Quelle: FULLOVÁ & DURČANSKÁ (2016))
- Bild 2-3: Mittlere Massenkonzentrationen der untersuchten chemischen Elemente in der PM2.5-Fraktion (Quelle: FULLOVÁ & DURČANSKÁ (2016))
- Bild 2-4: Foto vom VTI road simulator (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))
- Bild 2-5: Relative PM10-Massenkonzentrationen in Abhängigkeit vom Reifentyp und Simulatorgeschwindigkeit (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))
- Bild 2-6: Partikelanzahlverteilung (links) und -massenverteilung (rechts) in Abhängigkeit vom Reifentyp und Fahrgeschwindigkeit (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))
- Bild 2-7: Elementverteilung verschiedener Größenfraktionen am road simulator (Links: Winterreifen, Rechts: Sommerreifen, Oben: Massenkonzentration, Mitte: relative Massenkonzentration inklusive Silizium, Unten: relative Massenkonzentration ohne Silizium. Erläuterung siehe Text. Quelle: SJÖDIN et al. (2010))
- Bild 2-8: Abhängigkeit zwischen gemessener PM10-Konzentration und Reifentemperatur für verschiedene Reifen und Geschwindigkeiten. D = Spikereifen, F = Winterreifen, S = Sommerreifen; schwarz = 30 km/h, blau = 50 km/h, rot = 70 km/h). (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))
- Bild 2-9: Mittels NO_x -Tracermethode berechnete mittlere Emissionsfaktoren für die Quellbeiträge am Hornsgatan (April 2006 bis Mai 2007). Die Einheit ist $\mu\text{g}/\text{km}$ mit Ausnahme von PM10 (dort mg/km). (Quelle: SJÖDIN et al. (2010))
- Bild 2-10: Quellzuordnung der PM10-Konzentrationen im Hatfield-Tunnel (entnommen aus AMATO & GUSTAFSSON (2018))

- Bild 2-11: Absolute Anteile in mg/m^2 von Straßenstaubquellen an der PM_{10} -Staubbelastung für unterschiedliche Straßen bzw. Gebieten in Spanien (entnommen aus AMATO & GUSTAFSSON (2018))
- Bild 2-12: PM_{10} -Abriebkonzentrationen am VTI-road-simulator für Beton und Asphaltfahrbahn; links bei Nutzung von Winterreifen (ohne Spikes) und rechts bei Nutzung von Spikereifen. (Quelle: GUSTAFSSON (2010))
- Bild 2-13: Partikelmassegrößenverteilung für jeweils zwei vergleichbare Fahrbahnoberflächen ohne (ABS11) und mit (GAP11) Gummi für unterschiedliche Geschwindigkeiten. (Quelle: GUSTAFSSON (2010))
- Bild 2-14: Arbeitsprinzip eines mobile load simulators (oben) sowie die Arbeitsbedingungen der eingesetzten Geräte (unten). (Quelle: GEHRIG et al. (2010))
- Bild 2-15: Mittlere gemessenen Partikel-Massenkonzentrationen für die getesteten Asphaltbeläge sowie die Korrelation zwischen Partikelmasse aus den eingesetzten Partikelspektrometern (SMPS + APS) und dem low volume sampler (Leckel). (Quelle: FULLOVÁ & DURČANSKÁ (2016))
- Bild 2-16: Entscheidungsschema zur Auswahl der Tier 1- oder Tier 2-Berechnungssystematik für die Abriebemissionen (Quelle: EEA (2013, 2016))
- Bild 4-1: Prinzipskizze der NBM-Messtrommel. Quelle: DIN EN 1097-9 (1998)
- Bild 4-2: Prinzipskizze des LA-Prüfverfahrens (Quelle: DIN EN 1097-2 (2020))
- Bild 4-3: Schematische Darstellung der Schnellpoliermaschine (Quelle: DIN EN 1097-8)
- Bild 4-4: Schematische Darstellung des Pendelmessgerätes (Quelle: DIN EN 1097-8 (2020))
- Bild 4-5: Korrelation zwischen NBM und LA-Werten für alle untersuchten Gesteine
- Bild 4-6: Korrelation zwischen NBM und PSV-Werten für alle untersuchten Gesteine
- Bild 4-7: Probeplatte nach Versuchsende
- Bild 4-8: Anordnung der Prüfräder mit der Beanspruchung auf der linken Seite
- Bild 4-9: Versuchsaufbau mit Probenahmeröhren zur Filterbelegung (links) und zur Partikelmessung (rechts)
- Bild 4-10: Anordnung zur Absenkung der Hintergrundbelastung der Prüfkammer (hier geöffnet)
- Bild 4-11: Typische Messwertaufnahme mit Reinigungsphase, Messung und Hintergrundbelastung
- Bild 4-12: Versuchsaufbau während der Messung (nur OPS)
- Bild 4-13: Typischer Verlauf der Partikelkonzentration während einer Messung
- Bild 4-14: Versuchsaufbau mit Filterbelegung
- Bild 4-15: Versuchsaufbau mit LVS und OPS
- Bild 4-16: Partikelmassekonzentration aus dem OPS für eine vorgegebene Dichte von $1.37 \text{ g}/\text{cm}^3$ im Vergleich mit den LVS-Ergebnissen (Gravimetrie)
- Bild 4-17: PM_{10} -Massenkonzentrationen bei Wiederholungsmessung an Probe 12
- Bild 4-18: PM_{10} -Massenkonzentrationen bei Wiederholungsmessung an Probe 25
- Bild 4-19: Langzeitmessung für Probe 3 als Partikelanzahlkonzentration (links) und Massenkonzentration (rechts)
- Bild 4-20: Langzeitmessung für Probe 7 als Partikelanzahlkonzentration (links) und Massenkonzentration (rechts)
- Bild 4-21: Langzeitmessung für Probe 14 als Partikelanzahlkonzentration (links) und Massenkonzentration (rechts)
- Bild 4-22: Langzeitmessung für Probe 22 als Partikelanzahlkonzentration (links) und Massenkonzentration (rechts)
- Bild 4-23: Partikelanzahlkonzentrationen (links) und Partikelmassenkonzentrationen (rechts) im Vergleich zwischen Langzeitmessung und Einzelversuch

- Bild 4-24: Partikelgrößenverteilung für die Mischgutart Splittmastixasphalt
- Bild 4-25: Partikelgrößenverteilung für die Mischgutart Asphaltbeton (sowie DSH-V)
- Bild 4-26: Partikelgrößenverteilung für die Mischgutart Offenporiger Asphalt
- Bild 4-27: Darstellung der partikelgrößenabhängigen Lichtstreuung (Quelle: GEBHARD (1993))
- Bild 4-28: Darstellung der absoluten Abriebmassenkonzentrationen für die untersuchten Proben
- Bild 4-29: Darstellung der relativen Abriebmassenkonzentrationen am Gesamtabrieb für die untersuchten Proben
- Bild 4-30: Scatterplott von h_{pave} und PM10-Abriebmassenkonzentrationen aus den Laborversuchen
- Bild 4-31: Scatterplott des berechneten normierten Abriebwertes und PM10-Abriebmassenkonzentrationen aus den Laborversuchen
- Bild 5-1: Blick in die Frankfurter Allee in Richtung West in Berlin. Etwa in Bildmitte ist die BLUME-Messstation zu erkennen. (Quelle: Lohmeyer GmbH)
- Bild 5-2: Blick in die Straße Am Neckartor. Die Messstelle befindet sich rechts vor der Fußgängerbrücke. (Quelle: Lohmeyer GmbH)
- Bild 5-3: Mit der NORTRIP-StandardEinstellung berechnete PM10-Emissionsfaktoren für Leichtverkehr (LV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin. Blau dargestellt die Bandbreite der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für LV von level of service 1 (flüssig) bis 3 (gesättigt) nach HBEFA4.1.
- Bild 5-4: Mit der NORTRIP-StandardEinstellung berechnete PM10-Emissionsfaktoren für Schwerverkehr (SV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin. Blau dargestellt die Bandbreite der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für SV von level of service 1 (flüssig) bis 3 (gesättigt) nach HBEFA4.1.
- Bild 5-5: Mit der modifizierten NORTRIP-Einstellung berechnete PM10-Emissionsfaktoren für Leichtverkehr (LV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin. Blau dargestellt die Bandbreite der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für LV von level of service 1 (flüssig) bis 3 (gesättigt) nach HBEFA4.1.
- Bild 5-6: Mit der modifizierten NORTRIP-Einstellung berechnete PM10-Emissionsfaktoren für Schwerverkehr (SV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin. Blau dargestellt die Bandbreite der PM10-AWAR-Emissionsfaktoren für SV von level of service 1 (flüssig, untere blaue Linie), 2 (dicht, gestrichelte Linie) bis 3 (gesättigt, obere Linie) nach HBEFA4.1.
- Bild 5-7: Mit der modifizierten NORTRIP-Einstellung berechnete Straßenabriebanteile für den Leichtverkehr (LV) an den PM10-AWAR-Emissionen in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin.
- Bild 5-8: Mit der modifizierten NORTRIP-Einstellung berechnete relative Straßenabriebe je Fahrbahnbelag bezogen auf SMA_11_Rhyolit für den Leichtverkehr (LV) in Abhängigkeit vom Fahrbahnbelag und Tempolimit. Fall: Frankfurter Allee mit Meteorologie Berlin.
- Bild 5-9: Variation der Konzentrationen am Koge Bugt Motorway in Dänemark modelliert mit OML-HIGHWAY mit und ohne Berücksichtigung der fahrzeugerzeugten Turbulenz im Vergleich zu Messwerten (aus BALLA et al., 2013)
- Bild 5-10: Abhängigkeit der relativen NO_x -Schadstoffkonzentrationen an der Beispielstraße mit und ohne Berücksichtigung der TPT bei unterschiedlichen Rauigkeiten (Wald $z_0 = 1.5$ m und Acker $z_0 = 0.2$ m). (entnommen aus BALLA et al., 2013).

Schriftenreihe

Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen

Unterreihe „Verkehrstechnik“

2018

- V 300: **Untersuchungen zur Optimierung von Schadstoff-rückhalt und Standfestigkeit von Banketten**
Werkenthin, Kluge, Wessolek
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 301: **Sicherheitsbewertung von Arbeitsstellen mit Gegenverkehrstrennung**
Kemper, Sümmermann, Baier, Klemps-Kohnen
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 302: **Entwicklung einer Fahrstreifenreduktionsbeeinflussungsanlage für Baustellen auf BAB**
Heinrich, Maier, Papageorgiou, Papamichail, Schober, Stamatakis
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 303: **Psychologische Wirkungen von Arbeitsstellenlängen, -staffelung und -gestaltung auf die Verkehrsteilnehmer**
Scotti, Kemper, Oeser, Haberstroh, Welter, Jeschke, Skottke € 19,50
- V 304: **Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2015**
Fitschen, Nordmann € 31,00
Die Ergebnisdateien können als kostenpflichtiger Download unter: www.schuenemann-verlag.de heruntergeladen werden. € 15,00
- V 305: **Pilotversuche zur Behandlung der Abwässer von PWC-Anlagen**
Hartmann, Londong € 16,00
- V 306: **Anpassung des bestehenden Straßennetzes an das Entwurfskonzept der standardisierten Straßen – Pilotprojekt zur Anwendung des M EKLBest**
Lippold, Wittig
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 307: **Evaluation des Sicherheitsaudits von Straßen in der Planung**
Baier, Baier, Klemps-Kohnen, Bark, Beaulieu, Theis € 17,50
- V 308: **Überarbeitung und Aktualisierung des Merkblattes für die Ausstattung von Verkehrsrechner- und Unterzentralen (MARZ 1999)**
Gerstenberger, Hösch, Listl, Schwietering
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 309: **Photokatalytische Oberflächen zur Minderung von Stickoxidbelastungen an Straßen – TiO₂-Pilotstudie Lärmschutzwand**
Baum, Lipke, Löffler, Metzger, Sauer € 16,50
- V 310: **Umweltfreundlicher Straßenbelag – photokatalytischer Stickstoffdioxidabbau unter Nutzung der Nanotechnologie**
Wang, Oeser, Steinauer
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 311: **Feldversuch mit Lang-Lkw**
Irzik, Kranz, Bühne, Glaeser, Limbeck, Gail, Bartolomaeus, Wolf, Sistenich, Kaundinya, Jungfeld, Ellmers, Kübler, Holte, Kaschner
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 312: **Sicherheitswirkung, Dauerhaftigkeit und Lärmemission von eingefrästen Rüttelstreifen**

Hegewald, Vesper, Irzik, Krautscheid, Sander, Lorenzen, Löffler, Ripke, Bommert
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

2019

- V 313: **Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden – Modellberechnungen**
Braun, Klute, Reuter, Rubbert € 18,50
- V 314: **Übergreifende verkehrstechnische Bewertung von Autobahnstrecken und -knotenpunkten**
Hartmann, Vortisch, Vieten, Chatzipanagiotidou, Haug, Spangler € 18,50
- V 315: **Telematisch gesteuertes Kompaktparken für das Lkw-Parkraummanagement auf Rastanlagen an BAB – Anforderungen und Praxiserprobung**
Kappich, Westermann, Holst € 15,50
- V 316: **Akustische Wirksamkeit alter Lärmschutzwände**
Lindner, Hartmann, Schulze, Hübelt € 18,50
- V 317: **Wahrnehmungspsychologische Aspekte (Human Factors) und deren Einfluss auf die Gestaltung von Landstraßen**
Schlag, Anke, Lippold, Wittig, Walther € 22,00
- V 318: **Unfallkommissionsarbeit – Unterstützung durch einen webbasierten Maßnahmenkatalog zur Beseitigung von Unfallhäufungen**
Wolf, Berger, Bärwolff € 15,50
- V 319: **Vermeidung von abflussschwachen Zonen in Verwindungsbereichen – Vergleich und Bewertung von baulichen Lösungen**
Lippold, Vettters, Ressel, Alber
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 320: **Einsatzbereiche und Entwurfselemente von Rad-schnellverbindungen**
Malik, Lange, Andriessse, Gwiasda, Erler, Stein, Thiemann-Linden € 18,00
- V 322: **Automatisch gesteuerte Streustoffausbringung durch Nutzung neuer mobiler Sensoren**
Hausmann € 18,00
- V 323: **Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2016**
Fitschen, Nordmann € 31,50
Die Ergebnisdateien können als kostenpflichtiger Download unter: www.schuenemann-verlag.de heruntergeladen werden. € 15,00
- #### 2020
- V 321: **Dynamisches umweltsensitives Verkehrsmanagement**
Diegmann, Wurstthorn, Breitenbach, Düring, Schönharting, Kraus, Klemm, Voigt, Kohlen, Löhner € 20,00
- V 324: **Konzept zur Bewertung des Verkehrsablaufs an Knotenpunkten mit und ohne LSA**
Vortisch, Buck, Leyn, Baier, Schuckkieß, Schimpf, Schmotz
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 325: **Entwurfsparameter von Hochleistungsstraßen innerhalb bebauter Gebiete**
D. Schmitt, J. Gerlach, M. Schwedler, F. Huber, H. Sander
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.
- V 326: **Straßenverkehrszählung 2015 – Methodik der manuellen Zählungen**
Schmidt, Frenken, Mahmoudi € 15,50
- V 327: **Straßenverkehrszählung 2015 – Ergebnisse**
Frenken, Mahmoudi € 16,50

V 328: Anprallprüfungen an Fahrzeug-Rückhaltesystemen und Entwicklung von Nachrüstlösungen
Meisel, Balzer-Hebborn, Eilmers, Jungfeld, Klostermeier, Kübler, Schmitz, Schwedhelm, Yu
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 329: Streckenbezogene Glättevorhersage
Schedler, Gutbrod, Müller, Schröder € 24,50

V 330: Führung des Radverkehrs an Landstraßen
Baier, Leu, Rittershaus
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 331: Leitfaden für die Streckenfreigabe für den Einsatz von Lang-Lkw
Lippold, Schemmel, Förg, Süßmann € 17,00

V 332: Räumliche Linienführung von Autobahnen
Lippold, Zösch
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 333: Passive Schallschutzmaßnahmen – Akustische Wirksamkeit
Hänisch, Heidebrunn € 17,00

V 334: Akustische Wirksamkeit von Lärmschutzwandaufsätzen
Lindner, Kluth, Ruhnau, Schulze € 17,00

V 335: Ermittlung aktualisierter Grundlagen für Beschleunigungsvergütungen in Bauverträgen
Geistefeldt, Hohmann, von der Heiden, Finkbeiner € 16,00

V 336: Vergleich der Detektoren für die Verkehrserfassung an signalisierten Knotenpunkten
Ungureanu, Ilić, Radon, Rothe, Reichert, Schober, Stamatakis, Heinrich € 18,50

V 337: Bridge-WIM Pilotversuch – Begleitung und Auswertung
Kathmann, Scotti, Kucera € 18,50

2021

V 338: Streckenbeeinflussungsanlagen – Entwurf eines regelungstechnischen Modells zur verbesserten Harmonisierung des Verkehrsablaufs
Schwietering, Schwietering, Maier, Hakenberg, Pyta, Abel
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 339: Aktualisierung der Datenbank MARLIS
Schneider, Turhan, Pelzer
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 340: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2017
Fitschen, Nordmann € 31,00

V 341: Lebenszykluskostenbewertung von Schutzeinrichtungen
Eckert, Hendrich, Horlacher, Kathmann, Scotti, von Heel
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 342: Entwicklung eines aktuellen, echtzeit-verfügbaren Key Performance Indicator (KPI) Systems für das deutsche Autobahnnetz
Peter, Janko, Schick, Waßmuth, Friedrich, Bawidamann € 21,00

V 343: Kreisverkehre an Landstraßen Auswirkungen der Erkennbarkeit und der Zufahrtsgestaltung auf die Verkehrssicherheit
Schmotz, Schröter, Schemmel, Lippold, Schulze € 21,50

V 344: Verkehrsträgerübergreifende Lärmkumulation in komplexen Situationen
Popp, Eggers, Heidebrunn, Cortes € 21,00

V 345: Aufbau einer Datenbank zur Berechnung exemplarischer Lärmsituationen mit Geräuschemissionsdaten der Straße und meteorologischen Daten
Liepert, Skowronek, Eberlei, Crijenkovic, Müller, Schady, Elsen
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 346: Zusammenhang reduzierter Geräuschgrenzwerte mit den in-use Geräuschemissionen bei unterschiedlichen Verkehrssituationen
Müller, Huth, Liepert € 15,00

V 347: Chancen in der Verkehrsbeeinflussung durch Fahrzeug-Infrastruktur-Kommunikation
Schwietering, Löbbbering, Spangler, Gabloner, Busch, Roszak, Dobmeier, Neumann
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 348: Einsatz und Verkehrssicherheit von Fußgängerüberwegen
Bohle, Busek, Schröder € 18,50

V 349: Straßenbepflanzung und Verkehrssicherheit – Ermittlung unfallbeeinflussender Merkmale auf Basis empirischer Modelle unter besonderer Berücksichtigung der Bepflanzung im Seitenraum an Landstraßen
Schreck-von Below € 22,00

V 350: Wirksamkeit von Lärmschutzwandaufsätzen
Bartolomaeus, Strigari, Sammet
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

V 351: Effektivität und Wirtschaftlichkeit der Streustofflagerung – TAUSALA II
Holldorb, Cypra, Pape
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter [https:// bast.opus.hbz-nrw.de/](https://bast.opus.hbz-nrw.de/) heruntergeladen werden.

2022

V 352: Abriebe von Fahrbahnoberflächen
Düring, Schmidt, Johannsen € 19,00

Fachverlag NW in der Carl Ed. Schünemann KG
Zweite Schlachtpforte 7 · 28195 Bremen
Tel. +(0)421/3 69 03-53 · Fax +(0)421/3 69 03-48

Alternativ können Sie alle lieferbaren Titel auch auf unserer Webseite finden und bestellen.

www.schuenemann-verlag.de

Alle Berichte, die nur in digitaler Form erscheinen, können wir auf Wunsch als »Book on Demand« für Sie herstellen.