

Simulation von Non-Exhaust Partikelemissionen

Erstellt im Auftrag des

Bundesamtes für Umwelt, BAFU

Bericht Nr. I-01/23/HB EM INST- 22/09/679 vom 28.02.2023

Dieser Bericht darf nur vollinhaltlich, ohne Weglassen und
Hinzufügen, veröffentlicht werden.

Sollte er auszugsweise abgedruckt oder vervielfältigt werden,
so ist vorher die schriftliche Genehmigung der Verfasser einzuholen.

Impressum

Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt Luftreinhaltung und Chemikalien CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer: iTnA TU Graz, Inffeldgasse 19,

Autor/Autorin: Univ.-Prof. Dr. Stefan Hausberger, D.I. Lukas Landl

Begleitung BAFU: Harald Jenk (Sektion Verkehr)

Hinweis: Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst.
Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Simulation von Non-Exhaust Partikelemissionen

Autoren:	Univ.-Prof. Dr. Stefan Hausberger	21.02.2023
	D.I. Lukas Landl	21.02.2023

Inhalt

1	Formelzeichen, Indizes und Abkürzungen	4
2	Einleitung	6
3	Literaturrecherche	7
3.1	Bremsabrieb	7
3.1.1	Grundlagen	7
3.1.2	Literaturdaten	9
3.1.3	Modelle zur Bestimmung von Emissionsfaktoren Bremsabrieb	10
3.2	Reifenabrieb	12
3.2.1	Grundlagen	12
3.2.2	Literaturdaten	13
3.2.3	Modelle zur Bestimmung von Emissionsfaktoren Reifenabrieb	15
3.3	Straßenabrieb	15
4	Prüfstandmessungen	16
4.1	Zyklen	17
4.2	Versuchsfahrzeuge:	17
4.3	Messaufbau	18
4.3.1	Messung mit Sondenentnahme	19
4.3.2	Trichtermessung mit PN- und PM-Absaugung	23
4.4	Zusammenfassung der Messergebnisse	26
5	Modellansatz	27
5.1	Modell für Bremsabrieb	27
5.1.1	Abhängigkeiten	27
5.1.2	Das charakteristische Bremsabrieb Emissions-Polygon	28
5.2	Modell für Reifenabrieb	31
5.2.1	Abhängigkeiten	31
5.2.2	Das charakteristische Reifenabrieb Emissions-Polygon	31
6	Beispiel Modellergebnisse	35
7	Zusammenfassung und Empfehlungen	40
8	Abbildungsverzeichnis	42
9	Literaturverzeichnis	43

1 Formelzeichen, Indizes und Abkürzungen

Operatoren und Formelzeichen

Σ	Summe
Δ	Differenz zweier Größen

Indizes und Abkürzungen

A	Querschnittsfläche [m ²]
AB	Autobahn
ADAC	Allgemeiner Deutscher Automobilclub
AO	Außerorts
BEV	Battery Electric Vehicle
BWP	Brake Wear Particles
CC	Carbon ceramic brake disc
c_w	Luftwiderstandsbeiwert
CPC	Condensation Particle Counter
CS	Catalytic stripper
d	Durchmesser [m]
ERMES	European research on mobile emission sources
EU	Europäische Union
GCI	(Conventional) grey cast iron brake disc
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr
HDV	Heavy Duty Vehicle (schweres Nutzfahrzeug > 3,5t max. Gesamtgewicht)
HGV	Heavy Goods Vehicle
HMC	Hybrid metallic-composite (tungsten carbide-coated) brake disc
IO	Innerorts
ITnA	Institut für Thermodynamik und nachhaltige Antriebssysteme
m	Masse [kg]
MFC	Mass flow controller
MW	Motorway (Autobahn)
NEDC	New European Drive Cycle
NEP	Non-Exhaust Particles
OEM	Original Equipment Manufacturer
PA	Pressured Air
PD	Porous tube diluter

PHEM	Passenger car and Heavy duty Emission Model
PKW	Personenkraftwagen
PM	Partikel Masse Emissionen (unterschieden nach < 2.5 μm als $\text{PM}_{2.5}$, < 10 μm als PM_{10} und als „total“ Gesamtmasse TPM)
PN	Particle Number: Partikelanzahl Emissionen, unterschieden nach > 4nm (PN_4); > 10 nm (PN_{10}); > 23 nm (PN_{23}) und „total“ Gesamtanzahl (TPN)
RDE	Real Driving Emissions
SNF	Schwere Nutzfahrzeuge
SOC	State Of Charge
TP	Tail pipe
TPM	Total Particle Mass (Masse über alle Größenklassen)
TWP	Tire Wear Particles
uCARE	Eu H2020 Projekt "You Can Always Reduce Emissions because you care"; https://www.project-ucare.eu/
UBA	Umweltbundesamt Deutschland
Urb	Urban (Innerorts)
USA	United States of Amerika
\dot{V}	Volumenstrom
VKM	Verbrennungskraftmaschine
WLTC	Worldwide harmonized Light vehicle Test Cycle
WLTP	Worldwide harmonized Light vehicle Test Procedure

2 Einleitung

Partikel aus Abrieb von Bremsen, Reifen und Straße sowie die – hier nicht untersuchten – wiederaufgewirbelten Partikel haben bisher vermutlich einigermaßen proportional mit der Verkehrsmenge zugenommen. Im Gegensatz dazu, haben die Abgaspartikel durch die Einführung strenger Abgasstandards stark abgenommen. Die damit verbundene Einführung von Partikelfiltern bei Dieselfahrzeugen und mit EURO 6d-TEMP auch bei den meisten ottomotorisch betriebenen PKW führt zu mehr als einer Größenordnung geringeren Partikelemissionen gegenüber Kfz ohne Partikelfilter.

Damit nimmt der Anteil der Partikel aus Abrieb, auch als „Non-Exhaust-Partikel (NEP)“ bezeichnet, an den Verkehrsemissionen stark zu. Neben dem steigenden Anteil sind auch die Zusammensetzungen der NEP für die Umweltauswirkungen relevant. Bei Reifenabrieb entstehen große Mengen Mikroplastik, die auch mit Additiven des Reifengummis sowie Einschlüssen von Straßenabrieb versetzt sind. Bei Bremsabrieb entstehen speziell bei hohen Temperaturen der Bremsanlage aus Bindemitteln ultrafeine Partikel und generell bei jedem Bremsvorgang Abrieb von Bremsbelag und Scheibe.

Während die Abgaspartikel des Verkehrs inzwischen sehr genau erfasst werden und auf Daten aus koordinierten Messprogrammen basieren, sind die Datengrundlagen und Modelle zu NEP noch deutlich einfacher und vermutlich ungenauer. So werden z.B. für die Abgas-Emissionsfaktoren die Flottenanteile unterschiedlicher Marken und Typen durch Gewichtung der Messdaten und der Einfluss der Verkehrssituation und der Umgebungsbedingungen durch detaillierte Modelle berücksichtigt. Die vermutlich ebenfalls große Variabilität des Emissionsverhaltens unterschiedlicher Reifentypen bzw. Technologien und Typen von Bremsbelägen und Bremscheiben sowie Straßenbeschaffenheiten wird in NEP-Emissionsfaktoren bisher nicht systematisch berücksichtigt. Auch der Einfluss der Verkehrssituationen wird, wenn überhaupt, nur grob berücksichtigt. Zumindest wurden in der Literaturrecherche (Kap. 3) dazu keine zufriedenstellenden Quellen gefunden.

Wegen der steigenden Bedeutung der NEP hat die EU-Kommission in ihrem Euro 7-Vorschlag auch Testverfahren und Grenzwerte für Brems- und Reifenabrieb angekündigt bzw. für Partikelmasseemissionen von PKW-Bremsabrieb bereits quantifiziert. Damit werden vermutlich bald umfangreichere und auch einheitlichere Messdaten zu NEP verfügbar sein.

Damit bietet es sich auch an, detailliertere Modelle für NEP zu entwickeln, die ähnlich wie für Abgasemissionen, systematisch Messdaten verarbeiten, nach Bestandsdaten gewichten und die wesentlichsten physikalische Abhängigkeiten der Emissionsentstehung berücksichtigen können.

In dem Ende 2022 abgeschlossenen Horizon 2020-Projekt uCARE (<https://www.project-ucare.eu/>) wurde von der TU Graz ein Modellansatz für die Berechnung von Brems- und Reifenabrieb entwickelt, der auf physikalischen Zusammenhängen basiert und eine systematische Nutzung von Messdaten erlaubt.

Dieser Ansatz wurde hier weiterentwickelt, in ein Softwarepaket integriert, die Anwendbarkeit an einigen Beispielen getestet und die Ergebnisse mit Literaturdaten verglichen. Die Ergebnisse sehen für uns sehr vielversprechend aus, so dass Modell und Software die Repräsentativität und die Auflösung von NEP-Emissionsfaktoren in Zukunft mit überschaubarem Aufwand deutlich verbessern könnten.

3 Literaturrecherche

Als Basis für den gewählten Ansatz wurde die im uCARE-Projekt schon getätigte Literaturrecherche erweitert. Seit Abschluss der NEP-Literaturrecherchen in uCARE im Jahr 2021 sind einige neue, sehr gute Veröffentlichungen zum Thema erschienen. Aufgrund der o.a. steigenden Relevanz des Themas wird sich dieser Trend sicher noch fortsetzen.

Wir haben Literatur bis September 2022 gezielt gesucht und analysiert. Spätere Veröffentlichungen wurden berücksichtigt, wenn sie noch in den Arbeitsfluss integriert werden konnten allerdings nicht systematisch gesucht.

Die Literatur wurden gesucht und analysiert bezüglich:

- Abhängigkeiten der Brems- und Reifenabriebemissionen von physikalischen Größen als Basis für den Modellansatz
- Messdaten und Modellansätze, die zur Bedatung des von uns entwickelten Modells genutzt werden können
- Straßenabriebemissionen für eine einfache Erweiterung des Modells für Reifenabrieb.

Als Suchmaschinen wurde die TUG-Literatursuche (<https://search-tug.obvsg.at/primo-explore/search?vid=TUG>) mit Zugang zu den meisten Journalen und Veröffentlichungen sowie auch Google genutzt. Die wichtigsten Suchbegriffe waren:

- Vehicle brake wear, particle emissions, size distribution, mass distribution
- Vehicle tire wear, particle emissions, size distribution, mass distribution

Es wurden dabei 25, gegenüber uCARE neue, Literaturquellen als relevant gesichtet.

Bei der Auswertung haben wir NEP als alle Partikel definiert, die mittels CPC im jeweils normalen Messbereich bezüglich Anzahl (PN) bzw. gravimetrisch auf Filtern bezüglich Masse (PM) gemessen werden. Dabei wurde sowohl bei PN als auch PM nach den Größenklassen unterschieden. Messdaten mit vergleichbaren Messaufbauten, speziell Impaktoren, wurden auch verwendet, auch wenn damit ein etwas anderer Mobilitätsdurchmesser klassifiziert wird (aerodynamisch statt elektrischer).

3.1 Bremsabrieb

NEP aus Bremsabrieb (Brake Wear Particles, BWP) sind hier alle Partikel, die aus Abrieb von Bremsbelag und Scheibe entstehen.

3.1.1 Grundlagen

Bei der Abnutzung von Bremsbelägen und -scheiben entstehen Partikel unterschiedlicher Größe und Morphologie. Verschiedene Kombinationen von Geschwindigkeit, Bremsdruck und Temperatur führen zu einem unterschiedlichen Ausmaß an Abnutzung (OECD, 2020). Kleine Partikel unter ca. 30 nm werden vor allem durch die Zersetzung von Bindemitteln erzeugt. Im Falle von organischen Pads beginnt die Zersetzung bei ca. 160°C (es werden Bereiche von ca. 150 bis 200°C berichtet). Bei anorganischen Pads beginnt die Zersetzung nicht unter 210°C, z.B. (Niemann, 2021). Oberhalb dieser Temperaturen steigt die Partikelanzahlemission aufgrund von Verdunstung und anschließender Nukleation der löslichen Bestandteile der Beläge exponentiell an.

Dementsprechend zeigen Messungen von Partikelmasse und Partikelanzahl bei höheren Bremstemperaturen bimodale Verteilungen, mit Peaks unter ca. 10 nm und bei ca. 1000 nm (Zhengyu, 2022). Bei moderaten Bremstemperaturen wird von unimodalen Verteilungen mit

Masseschwerpunkt bei ca. 2 bis 5 μm berichtet. Da für die Messung der Partikel Anzahl von 10nm bis 5 μm mehrere unterschiedliche Messmethoden (CPC bis optische Streulichtmessung) erforderlich sind, die verwendeten Messmethoden in der Literatur aber unterschiedlich sind, findet man auch unterschiedliche Aussagen zu den Größenverteilungen der BWP.

Die Menge des abgebauten Bindemittels bei höheren Temperaturen scheint von der Historie der Bremsvorgänge abzuhängen, wobei die Menge pro Ereignis bei wiederholten Bremsvorgängen abnimmt. Größere Partikel entstehen durch den Abrieb von Material an den Belägen und der Scheibe. Die Größe der abgeriebenen und auch ausgebrochenen Partikel dürfte bei geringen Relativgeschwindigkeiten zwischen Scheibe und Bremsbelag zunehmen.

(Beji, 2020) zeigt für den Bremsabrieb eine Abhängigkeit von Bremskraft und Frequenz.

Die Oberflächen von „Low Steel“ (LS)-Bremsbelägen sind rauer als die von „Non-Steel“-Bremsbelägen (NS), da die Stahlfasern in LS-Bremsbelägen als verschleißfeste Primärkontaktplatten dienen und dadurch die Oberflächenrauheit erhöhen. LS-Bremsbeläge ergeben höhere Partikel-Massenemissionen und tendenziell auch höhere Partikel-Anzahlemissionen als NS-Beläge (Park, 2021).

In (Hesse, 2021) wurden LS-Beläge aus dem EU-Markt, NAO (Non-Asbestos Organic)-Beläge in Kombination mit konventionellen Bremsscheiben aus Stahl (GCI) sowie mit HMC (wolframkarbidbeschichtet) und Karbon-Keramik (CC)-Bremsscheiben im WLTP-Bremszyklus vermessen. Dabei wurde festgestellt, dass die Partikelemissionen zu Beginn mit einer neuen GCI-Bremse deutlich höher sind (ca. Faktor 2.2 bzgl. Masse und Faktor 5 bzgl. Anzahl während der ersten Trips gegenüber den nachfolgenden Tests). Das wird auf den Abrieb der Anti-Korrosionsschicht und von anfänglichen Unebenheiten zurückgeführt. Bei HMC-Bremsscheiben war der Effekt nicht, bei CC nur gering zu sehen. In eingebremstem Zustand hatten CC-Bremsscheiben bis zu etwa 70% geringere PM10 und 20% bis 86% geringere PN-Emissionen als konventionelle GCI Scheiben. Bei HMC-Scheiben war das Reduktionspotenzial etwas geringer. Sowohl HMC- als auch CC-Bremsscheiben werden aus Kostengründen derzeit so gut wie nicht verwendet.

Ein Teil der Partikel, die durch den Abrieb bei Bremsvorgängen entstehen, wird offenbar in Hohlräumen (Kavitäten) des Belags und der Scheibe gespeichert. Diese Partikel können freigesetzt werden, wenn sich die Bremse wieder öffnet, wobei bei hohen Scheibendrehzahlen größere Mengen freigesetzt werden als bei niedrigeren Scheibendrehzahlen. (Niemann, 2021) fand diesen Effekt bei Messungen des Bremsverschleißes und bestätigte den Speichereffekt an Bremsbelägen durch elektronenmikroskopische Analyse der Beläge. Es wird angenommen, dass die Emissionen dieser gespeicherten Partikel bei wiederholten Bremsvorgängen bei hohen Drehzahlen der Bremse abnehmen.

Gemessen wird der Bremsabrieb meist auf Bremsenprüfständen, auf dem definierte Bremszyklen (Bremsleistung über Zeit) gefahren werden können. On-Board-Messungen erfordern aufwändige Aufbauten, die meist durch eine speziell präparierten Radnabe Luft absaugen und die Partikelkonzentration messen. Um nur Bremsabrieb zu messen, wird die Bremsanlage dafür teilweise eingehaust, was dann aber die Kühlung der Bremse behindert und zu höheren Temperaturen führen kann, z.B. (zum Hagen, 2019).

Ein genormtes Testverfahren für Bremsabrieb wird durch eine Arbeitsgruppe des Partikelmessprogramms (PMP) unter der Schirmherrschaft der UNECE-Arbeitsgruppe für Umweltverschmutzung und Energie (GRPE) ausgearbeitet, (Grigoratos, 2021), (UN GTR, 2022). Das Messverfahren nutzt Bremsenprüfstände, einen genormten Bremszyklus mit 192 km Länge

und über 300 Bremsvorgängen (WLTP-Brake Cycle). Dabei sind Maximalwerte für die Brems Scheibentemperatur für einzelne Testabschnitte vorgegeben um realitätsnahe Ergebnisse zu erzielen (Hesse, 2021). Bei den Messergebnissen werden alle abgeriebenen Partikel erfasst, die nicht auf Belag oder Scheibe verbleiben. Im realen Betrieb dürfte ein erheblicher Teil der Partikel allerdings auf Felge, Radkästen und anderen Bauteilen bleiben und nicht in die Umgebungsluft gelangen. In der Literatur sind für die Partikelmassemissionen Werte von 35% bis 70% Anteil an in die Luft gelangenden Bremspartikeln zu finden, (Sanders, 2002), (Garg, 2000). Für PN-Emissionen konnten wir dazu noch keine Angaben finden.

Für den Fall, dass in der Literatur nur PM_{10} , $PM_{2.5}$ oder TPM angegeben waren, haben wir folgende Standardwerte für die Umrechnung verwendet:

- 45% der PM_{10} -Emissionen sind $PM_{2.5}$ (Durchschnitt der Literaturwerte)
- 35% des gesamten Bremsenabriebs sind PM_{10} (Mittelwert der Werte in (Niemann, 2021) und (Hesse, 2021))
- Für PN wird der Peak bei ca. 80 nm angenommen, wobei fast 100% der PN unter 1 Mikrometer liegen. Daher definieren wir alle PN als unter 2,5 μ m liegend. Größere Partikel tragen zu den Partikelmassenemissionen bei, vermutlich aber nicht wesentlich zu den Partikelanzahlemissionen.
- Für die Partikelmasse wurde angenommen, dass 50% der auf Bremsenprüfständen gemessenen PM-Emissionen an die Umgebungsluft abgegeben werden, der Rest lagert sich an Felgen und Radkästen bzw. am Boden ab. Eigene Versuche auf dem Fahrzeugprüfstand lassen vermuten, dass ein Teil der abgelagerten Partikel bei Vibrationen wieder freigesetzt wird. Weder die abgelagerte Menge noch der abgegebene Anteil ist heute sicher bekannt. Bei PN gehen wir in dem ersten Modellansatz davon aus, dass 100 % der Anzahl in die Umgebungsluft abgegeben werden, dass sich also vorwiegend große Partikel ablagern, die zur Anzahl nicht nennenswert beitragen.

3.1.2 Literaturdaten

Abbildung 3-1 gibt einen Überblick zu den in der Literatur gefundenen Emissionsfaktoren zu Bremsenabrieb von PKW. Im Mittel ergeben sich 13,6 mg PM_{10} /km bzw. 6,4 mg $PM_{2.5}$ /km. Die Streuung kann mit den unterschiedlichen Messzyklen sowie Bremsbelägen und Scheiben erklärt werden.

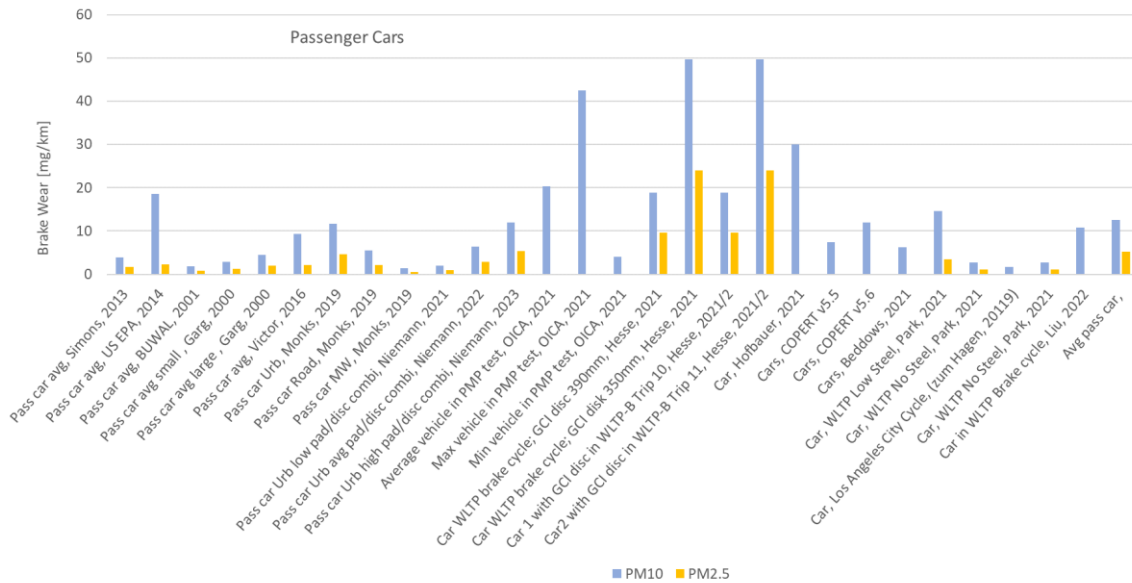


Abbildung 3-1: Literaturdaten zu Bremsabriebemissionsfaktoren für PKW

Für schwere Nutzfahrzeuge wurden vier Literaturstellen mit Emissionsfaktoren gefunden, die zwischen 8.4 mg PM₁₀ auf Autobahn bis 51 mg PM₁₀/km im Stadtverkehr reichen (Abbildung 3-2).

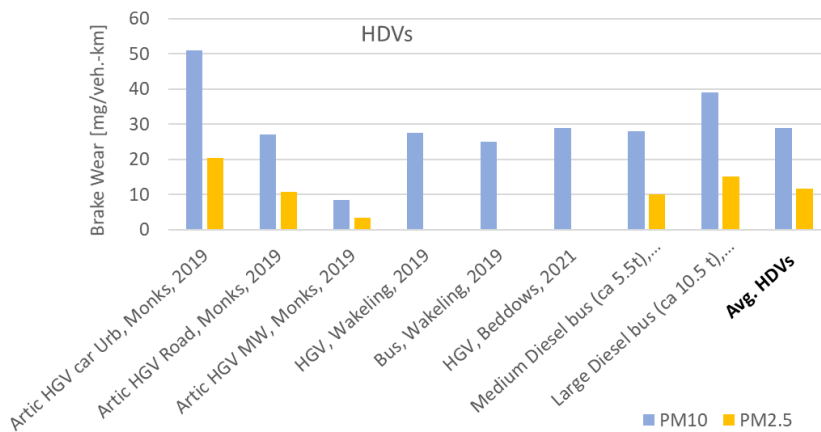


Abbildung 3-2: Literaturdaten zu Bremsabriebemissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge

Höher aufgelöste Daten werden in Kap. 5.1 gezeigt.

3.1.3 Modelle zur Bestimmung von Emissionsfaktoren Bremsabrieb

In der Literatur zu Emissionsfaktoren werden meistens entweder einfache durchschnittliche Emissionen in mg/km oder geschwindigkeitsabhängige Emissionsfaktoren angegeben z. B. (Monks, 2019), (OECD, 2020), (Mellios, 2022). Ein Ansatz, der die Bremsenergie als erklärende Größe für Bremsabriebemissionen verwendet ist in (Wakeling, 2019) beschrieben. Die Bremsenergie wird dort allerdings aus statistischen Zusammenhängen zu Geschwindigkeit,

Beschleunigung und Seehöhe bestimmt und ein konstanter Emissionsfaktor in [mg/kJ] verwendet¹.

Aus dem Entstehungsprozess des Bremsabriebs ist zu erwarten, dass die Emissionen von Bremshäufigkeit, Bremskraft- und Bremsdauer, von der Bremsentemperatur sowie vermutlich auch der Scheibengeschwindigkeit abhängen. Die Bremsentemperatur hängt wiederum von Bremshäufigkeit, Bremskraft- und Bremsdauer ab. Verschiedene Verkehrssituationen und Fahrzeugkonfigurationen können demnach auch bei ähnlicher Durchschnittsgeschwindigkeit sehr unterschiedliche Bremsemissionen verursachen.

(Liu, 2022) bestimmte die wesentlichsten Parameter für den Bremsabrieb durch Messungen in WLTP Brake-Zyklus sowie durch Simulation und Literaturrecherche. Dabei zeigte sich die Bremsenergie je Bremsvorgang als der wichtigste Einflussparameter gefolgt von der Geschwindigkeit beim Start des Bremsvorganges und der Brems Scheibentemperatur am Ende des Bremsvorganges. In (Zhengyu, 2022) wird eine ebenfalls deutliche Korrelation zwischen den Abriebemissionen und der in den Bremsen abgebauten kinetischen Energie aufgezeigt. Diesen Zusammenhang nutzt auch das Modell, das wir dem EU-Projekt uCARE entwickelt haben (Ligterink, 2022). Dieses Modell stellt wie schon beschrieben, die Grundlage des hier umgesetzten Simulationstools dar. Das Modell wurde dann mit den insgesamt verfügbaren Messdaten kalibriert. Diese sind in Kap. 5 zusammengefasst.

Der Zusammenhang zwischen Bremsenergie [kJ] und Abriebemissionen [g] bzw. [#] je Bremsvorgang ergibt abgeleitet nach der Zeit die Abhängigkeit der sekundlichen Bremsemissionen von der Bremsleistung. Die Bremsenergie hätte gegenüber der Bremsleistung den Vorteil, dass implizit auch thermische Effekte von langen Bremsvorgängen berücksichtigt wären. Allerdings wäre der thermische Effekt implizit nur für die Bremsenergieverteilungen der Testzyklen abgebildet und so vermutlich nicht allgemein übertragbar. Es erscheint uns also konsequenter, die Bremsleistung und die Scheibentemperatur als Parameter zur Bestimmung der Bremsemissionen zu nutzen. Die Temperatur ergibt sich bei einer gegebenen Bremse ja im Wesentlichen aus dem zeitlichen Verlauf der Bremsleistung und der Anströmgeschwindigkeit. Da noch wenig Messdaten zur Scheibentemperatur im realen Fahren verfügbar sind, die wir für eine Modellentwicklung nutzen könnten, wird die Scheibentemperatur vorerst im Modell nicht berücksichtigt. Der Einfluss der Scheibentemperatur ist bei normalen Bremsvorgängen gering. NEP-Emissionen bei hohen Bremsleistungen über längere Zeiträume dürften von dem aktuellen Modellansatz damit aber deutlich unterschätzt werden.

Der Anteil an Bremspartikeln, die in die Umgebungsluft emittiert werden, muss zumindest vorerst, aus Literatur abgeschätzt werden. Eine Messung des emittierten Anteils an PN könnte aus einem Vergleich von WLTP-Bremszyklus und gleichem Bremszyklus am Fahrzeugprüfstand für dieselbe Scheiben/Bremsbelagskombination erfolgen. Wegen unterschiedlicher Bauformen müssten die wohl sehr aufwändigen Tests an mehreren Kfz erfolgen um repräsentative Werte für die Flotte zu erhalten.

Mit dem WLTP-Brake steht ein genormter Bremsen-Testzyklus bereit, aus dem sich zeitaufgelöst Partikelanzahlemmissionen zusammen mit Bremsleistung, Scheibendrehzahl und -tem-

¹ Die Modellergebnisse der hier entwickelten Methode (Kap. 5.1) wurden mit diesem konstanten Wert verglichen und ergaben für einen 1/3-Mix Innerort/Ausserort/Autobahn einen 10% geringeren Wert (0,9 gegenüber 1,0 mg/kJ)

peratur sowie eine Partikelmasseemission ergeben. Mit solchen Daten kann das physikalische Emissionsmodell aus Kap. 5.1 bedatet werden, wenn man vom Anteil in Radkasten etc. abgeschiedener Partikel absieht.

3.2 Reifenabrieb

NEP aus Reifenabrieb (TWP) sind hier alle Partikel, die aus Abrieb von Reifen entstehen.

Partikel aus Straßenabrieb werden separat betrachtet².

3.2.1 Grundlagen

Reifenverschleißemissionen entstehen durch den Abrieb der Lauffläche aufgrund des Kontakts mit der Straßenoberfläche. Folglich bestehen die Partikel, die sich aus der Wechselwirkung zwischen Reifen und Straßenbelag bilden, aus einer komplexen Mischung aus Laufflächengummi und verkrusteten Mineralpartikeln aus dem Straßenbelag (OECD, 2020). Die Reifenabriebpartikel setzen sich aus Weichmachern und Ölen, Polymeren, Ruß und Mineralien sowie elementaren Bestandteilen (hauptsächlich Zink und Schwefel) zusammen (OECD, 2020). Ca. 50% des Reifenabriebs besteht aus Gummi (Rausch, 2020), (Baensch-Baltruschat, 2020), (Steiner, 2021). In (Emission Analytics, 2022) wurde Reifenabrieb mit Gaschromatographen analysiert und dabei ein signifikanter Anteil an Aromaten aus insgesamt über 410 organischen Inhaltsstoffen pro Reifen detektiert.

Nur ein kleiner Massenanteil des gesamten Reifenverschleißes ist PM_{10} , der massengewichtet meiste Abrieb hat Durchmesser über $10\ \mu m$. (OECD, 2020) gibt in einer Literaturübersicht an, dass nur 1% des Verschleißes PM_{10} ist, während (Hüglin, 2021) ca. 23% von PM als PM_{10} gemessen hat. Bei den Messungen in (Hüglin, 2021) wurden allerdings nur PM analysiert, die auf den Probenahmefiltern an der Bordsteinkante ankamen. Das könnte darauf hindeuten, dass ein hoher Massenanteil des Reifenabriebs aufgrund seiner Größe nicht luftgetragen ist. Eine sehr detaillierte Übersicht zu den Bestandteilen des Reifenabriebs in der Umgebung ist in (Höltling, 2022) zu finden.

(Beji, 2020) findet eine bimodale Verteilung der Reifen-/Straßenabrieb PN Emissionen mit einer ausgeprägten Spitze bei 40nm und einer weiteren bei 200nm.

In (Yan, 2021) wurde der Reifenabrieb auf einem Prüfstand mit Drehscheibe unter dem Testreifen gemessen. Die Ergebnisse zeigten, dass mit einer Erhöhung des Silica-Gehalts im Laufflächengummi die emittierte Menge an feinen Reifenabriebpartikeln zu-, die emittierte Menge an groben Reifenabriebpartikeln aber abnahm. Mit zunehmender Belastung und Geschwindigkeit nahmen die groben Reifenabriebpartikeln-Mengen zu während die Feinpartikel zunächst zu und dann abnahmen. (Yan, 2021) führt dies auf die Bildung einer Schmierschicht auf der Reifenoberfläche zurück.

Bei Messungen auf Reifenprüfständen ist jeweils fraglich, ob die realen Verhältnisse bezüglich Reibung, Schlupf, Temperatur etc. gut abgebildet werden. Trommelprüfstände haben meist eine metallische Lauffläche, die Straßenbeläge eventuell nicht gut repräsentieren. Asphalt

² Im realen Betrieb enthalten die Reifenabriebpartikel meist auch Komponenten aus Straßenabrieb und sonstigem Staub. Da wir in Zukunft mehr Messdaten von Reifenprüfständen erwarten, also ohne Anteile von Straße und Staub, und vermutlich auch die Anteile von Straßenabrieb nach Oberflächenbeschaffenheit sehr variieren können, erscheint uns eine klare Trennung sinnvoll.

kann auf Scheiben aufgebracht werden, auf denen die Reifen dann etwa wie am Karussell im Kreis fahren. Bei diesen entsteht ein zusätzlicher Widerstand durch den starken Lenkwinkel.

Bei On-Road-Tests und auch bei Analysen von Partikeln am Straßenrand ist eine Unterscheidung zwischen Reifenabrieb, Straßenabrieb und aufgewirbelten Partikeln schwierig und erfordert eine chemische Analyse der Partikel. Chemische Analysen sind in der Regel nur für größere Partikel möglich, da kleine Partikel kaum zur beprobten Masse beitragen.

(Beji, 2021) hat PM und PN in Größenklassen in realen Straßenfahrten hinter dem Fahrzeugvorderrad simultan in Bremsen- und in Reifennähe gemessen. Damit und aus Größenverteilungen wurde auf Anteile Reifen- und Bremsabrieb sowie Summe an NEP, also inklusive Aufwirbelung und Straßenabrieb geschlossen. Die Messungen erfolgten auf unterschiedlichen Straßenbelägen und zeigten eine sehr starke Abhängigkeit der Reifen- und Straßenemissionen von den unterschiedlichen Asphaltqualitäten. Es wurde dabei auch eine signifikante Abhängigkeit von der Beschleunigungs- bzw. Bremsenergie gemessen. Bei doppelter Beschleunigung wurde nahezu 4x mehr Partikelanzahl und 6x höhere Partikelmasse gemessen. Bei Verzögerungen ergaben sich, je nach Messmethode noch deutlichere Einflüsse der Geschwindigkeitsänderungen auf Masse und Anzahlemissionen. Das Verhältnis von Gesamtpartikelmasse zu PM aus Reifen- und Straßenabrieb lag in (Beji, 2021) bei ca. 1,4 mit starker Abhängigkeit vom Straßenabschnitt.

3.2.2 Literaturdaten

Abbildung 3-3 gibt einen Überblick zu den in der Literatur gefundenen Emissionsfaktoren zu Reifenabrieb von PKW. Ohne die jeweils niedersten und höchsten Werte ergeben sich im Mittel 5,8 mg PM₁₀/km bzw. 3.5 mg PM_{2.5}/km. Die Streuung kann mit den unterschiedlichen Messmethoden, Straßen- bzw. Prüfstandoberflächen und Reifenqualitäten erklärt werden.

Für schwere Nutzfahrzeuge konnten drei Literaturstellen mit Angaben zu Reifenabrieb Emissionsfaktoren gefunden werden. Die Werte liegen dort für PM₁₀ zwischen 17,4 und 47,1 mg/km.

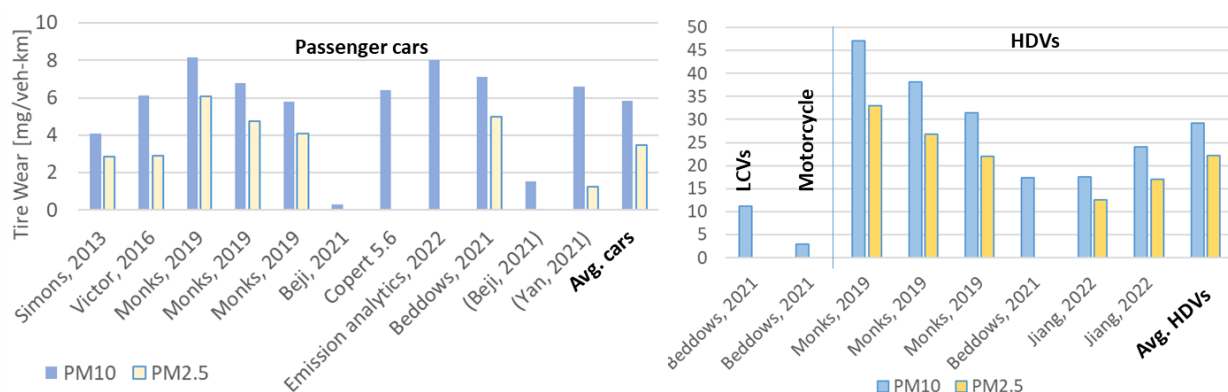


Abbildung 3-3: Literaturdaten zu Reifenabriebemissionen von PKW (linkes Bild) und sonstigen Kfz (rechtes Bild)

Berechnet man als Plausibilitätscheck aus dem gesamten Reifenverschleiß und typischen Intervallen zwischen Reifenwechseln die gesamte Abriebemission, so ergibt sich etwa folgendes Bild.

Für eine Reifendimension 215/60 R16 ergeben sich ca. 2 m Umfang und 20 cm Breite. Wir nehmen etwa 80% der Oberfläche mit Profil an. Die Differenz der Profiltiefe zwischen neuem

und einem auszuscheidenden Reifen ist ca. 5 mm (Neu ca. 6-8 mm, Mindestprofil 1,6 mm). Mit einer Dichte von etwa 940kg/m³ ergeben sich:

$$\Delta m = 2 \times 0,2 \times 0,005 \times 0,8 \times 940\text{kg/m}^3 = 1,5 \text{ kg pro Reifen über seine Lebensdauer.}$$

Nimmt man ein mittleres Reifenwechselintervall von ca. 70.000 km an, ergeben sich:

- Ca. 21 mg/km Gesamtverschleiß pro Reifen
- Ca. 85 mg/km Gesamtreifenverschleiß pro Fahrzeug-km

Literaturangaben pro Fahrzeug-km für TPM reichen von 5,7 mg/km (Simons, 2013) bis 5 760 mg/km bei aggressivem Fahren (Emission Analytics, 2022) Reifenverschleiß. Diese Extremwerte ausgenommen, ergibt der Mittelwert der Literaturangaben zu TPM aus Reifenabrieb 45 mg/Fahrzeug-km, was etwas niedriger erscheint.

Aus allen (plausiblen) Literaturdaten können wir auch die Erwartungswerte für PM₁₀ und PM_{2.5} aus Reifenabrieb ableiten:

Gesamter Reifenverschleiß (TPM): ca. 85 mg/km für 4 Reifen*

Reifenabrieb PM₁₀: ca. 6 mg/km für 4 Reifen

Damit erhalten wir hier einen Wert von 7% für PM₁₀/TPM. In der Literatur werden für PM₁₀ zwischen 3% und 90% der TPM vorgeschlagen.

Reifenabrieb PM_{2.5}: ca. 3.5 mg/km

Damit erhalten wir hier einen Wert von 4,1% für PM_{2.5}/TPM bzw. ca. 60% für PM_{2.5}/PM₁₀. In der Literatur werden für PM_{2.5}/TPM zwischen 3% und 7% vorgeschlagen.

Da die meisten Daten in der Literatur zu Reifenabrieb PM₁₀ angeben, haben wir das charakteristische Polygon im Reifenmodell (Kap. 5.2) auch für PM₁₀ erzeugt. Die Umrechnung in TPM und PM_{2.5} erfolgt mit folgenden fixen Verhältnissen:

$$PM_{10}/TPM = 0,07$$

$$PM_{2.5}/PM_{10} = 0.63$$

Diese Faktoren beinhalten erhebliche Unsicherheiten, da die in der Literatur gefundenen Angaben stark streuen. Vermutlich führen verschiedene Reifen-/Fahrbahnkombinationen, Fahrzustände und auch Messmethoden zu unterschiedlichen Ergebnissen, so dass zu diesen Verhältnissen weitere Daten gesammelt werden sollten.

Für schwere Nutzfahrzeuge kann eine analoge Abschätzung durchgeführt werden. Die o.a. Ergebnisse für PKW und die für einen Verteiler LKW sind in Tabelle 3-1 dargestellt.

Tabelle 3-1: Plausibilisierung der Literaturdaten zu Reifenabriebemissionen mit Verschleißdaten

	PKW	18t LKW ⁽¹⁾
Abrieb je Reifen-Lebensdauer [kg]	1,5	5,0
Lebensdauer [km]	70 000	150 000
Abrieb TPM [mg/Kfz-km]	4 x 21 = 84	6 x 33 = 200
Abrieb PM ₁₀ [mg/Kfz-km] ⁽²⁾	6.0	25
Abrieb PM _{2.5} [mg/Kfz-km] ⁽²⁾	3.5	17

(1) Vorderachse 2x Einzelreifen, Vorderachse 2x Zwillingsreifen Dimension 315/80 R22,5

(2) Mittelwerte der plausiblen Literaturdaten zu den entsprechenden Werten

3.2.3 Modelle zur Bestimmung von Emissionsfaktoren Reifenabrieb

Wie auch bei Bremsabrieb werden Emissionsfaktoren für Reifenabrieb im Allgemeinen entweder als Mittelwerte je Kfz-km oder grob nach Verkehrssituationen unterschieden angegeben.

In einem Paper von Continental, (Buschmeier, 2022), wird eine Abhängigkeit des Abriebs von Reifenkraft und Schlupfrate gezeigt, die bei geringen Schlupfraten zu einer Abhängigkeit des Abriebs in [mg/km] von der Reibenergie führt. Die Reibenergie hängt dort wiederum von der Summe der Kräfte in Umfang- und Querrichtung pro Reifenfläche und der Schlupfsteifigkeit ab. Die Abhängigkeit des Abriebs von der Reibenergie wird in (Buschmeier, 2022) aus empirischen Daten bestimmt. Der Ansatz wurde mit Versuchen validiert und es wird gefolgert, dass, „die im Modell berücksichtigte Übertragung äußerer Kräfte dominant für den Abrieb von PKW-Reifen ist“

Aus dieser Abhängigkeit des Abriebs in [mg/km] von der Reifenkraft ergibt sich für den Abrieb in [mg/h] eine Abhängigkeit von der übertragenen Leistung³. Das bestätigt die im uCARE-Projekt gewählte Methode, in der die übertragene Radleistung als erklärender Parameter für den Reifenabrieb genutzt wird.

In (Schläfle, 2022) zeigte sich in Prüfstandtests auf realen Fahrbahnoberflächen in einem Innentrommelprüfstand eine Abhängigkeit der Verschleiß- und Partikelemissionen von den übertragenen Kräften am Reifen.

Für die Ausarbeitung von Absolutwerten zum Reifenverschleiß ohne anteiligen Straßenabrieb scheint der Gesamtmassenverlust der Reifen über die Betriebszeit eine robuste Datengrundlage zu sein, da kein Straßenverschleiß und keine resuspendierten Partikel berücksichtigt werden müssen. Aus dem Abrieb über die Lebensdauer lassen sich jedoch keine Abhängigkeiten von Radleistung, Geschwindigkeit etc. gewinnen, zur Plausibilisierung der Ergebnisse sind Verschleiß-Daten natürlich nützlich.

Die „GRPE Task Force Tire Abraison“ soll einen Vorschlag für standardisierte Methode zur Bestimmung der Reifenabriebemissionen (TWP) bis Anfang 2024 erarbeiten. Wir gehen davon aus, dass es sich um einen Komponententest (Reifen auf Prüfstand) handeln wird. Aus solchen Tests könnten in Zukunft Daten für die Simulation der real-TWP-Emissionen gewonnen werden, sofern die Testbedingungen realitätsnah sind und neben den Emissionen auch die vom reifen übertragenen Kräfte gemessen werden.

3.3 Straßenabrieb

Ein detailliertes Modell zur Bestimmung der Straßenabriebemissionen war nicht Ziel dieses Projektes. Sofern in Literaturstellen Emissionswerte für Straßen- und Reifenabrieb angegeben waren, haben wir diese miterfasst. Da die Abriebemissionen von Reifen und Straße ähnlichen physikalischen Abhängigkeiten folgen sollten, wird aus der Literatur ein einfacher Verhältnisfaktor für Straßen- zu Reifenabrieb NEP gebildet, der dann im Modell genutzt werden kann, um auch Straßenabriebemissionen zu quantifizieren.

Reale Straßenabriebemissionen können nur auf oder neben der Straße gemessen werden. Die dabei erfassten Partikel sind eine Summe aus Abgas und allen NEP. Reifenabrieb enthält

³ [mg/km] x [km/h] = [mg/h] → damit wird die Gleichung mit der Geschwindigkeit erweitert, was die Kraft zur Leistung erweitert ($P = F \cdot v$)

dabei meist auch Teilchen aus Straßenabrieb. Quantifizierungen des anteiligen Straßenabriebs brauchen daher Analysen der Bestandteile der gesammelten Partikel. Die Ergebnisse repräsentieren dann vermutlich nur die größere Fraktion, da die ultrafeinen NEP kaum zur analysierten Masse beitragen.

Das Verhältnis von Gesamtpartikelmasse zu NEP aus Reifen- und Straßenabrieb lag in einer Analyse in (Beji, 2021) bei ca. 1,4 mit starker Abhängigkeit vom Straßenabschnitt. Die Abhängigkeit kann auf großen Einfluss der Straßenbeschaffenheit und/oder der Fahrzustände, wie etwa Beschleunigungs- und Bremsenergien hinweisen.

In (Mellios, 2022) werden für COPERT v5.6 für PKW-Reifenabrieb 6,4 mg/km. für Straßenabrieb 7,5 mg/km angegeben. In (Beddows, 2021) werden die gleichen Emissionswerte für Straßenabrieb allerdings etwas höhere Werte für Reifenabrieb verwendet.

In (Schläfle, 2022) wurden in einem Innentrommelprüfstand mit verschiedenen Asphaltbelägen die Abriebemissionen gemessen. Das Verhältnis von Straßen- zu Reifenabrieb war bei Versuchen mit und ohne Reifenumfangskraft im Mittel etwa zwischen 0,8 bis 0,85 mit starkem Einfluss der Fahrbahnrauigkeit.

Für schwere Nutzfahrzeuge finden sich Verhältnisfaktoren zwischen 0,9 (Jiang, 2022) und 2,3 (Beddows, 2021), deren Quellen aber nicht im Detail beschrieben sind.

Aus diesen eher bescheidenen Datengrundlagen, ergibt sich im Mittel ein Faktor 1,1 von Straßenabrieb zu Reifenabrieb für PKW für PM₁₀. Mangels Daten zu TPM und PM_{2.5} wird dieser Faktor im Modell generell genutzt, sollte aber bei Vorliegen von besseren Messdaten überprüft werden.

Wegen der höheren Achslast von schweren Nutzfahrzeugen erscheint ein höherer Verhältnisfaktor als bei PKW zumindest plausibel. Eventuell sind dabei auch Aufwirbelungsemissionen enthalten, die wegen der größeren Fläche bei schweren Nutzfahrzeugen höher als bei PKW ausfallen dürften. Wir verwenden daher vorläufig einen Faktor von 2,2 von Straßenabrieb zu Reifenabrieb für LKW und Busse (siehe auch Kap. 5).

4 Prüfstandmessungen

Im Zuge dieses Projekts wurden Prüfstandmessungen am PKW-Rollenprüfstand durchgeführt. Es sind zwei unterschiedliche Versuchsfahrzeuge in unterschiedlichen Zyklen auf ihr NEP Emissionsverhalten untersucht worden. Die Messungen wurden mit einem Messsystem, welches für den Einsatz von Abgas (Tailpipe, TP)-Messungen konzipiert ist, durchgeführt. Die Partikelanzahl wurde mit CPC's mit unterschiedlichen cut-off Punkten (PN₂₃, PN₁₀ und PN₄) aufgezeichnet. Die Partikelmasse wurde über gravimetrische Filterwiegung bestimmt.

Folgende Ziele sollten mit der Messkampagne erreicht werden:

- Erfassung der PN und PM Non Exhaust-Emissionen von Reifen und Bremsen mittels einfachem Messaufbaus und schon vorhandenen Messsystemen für TP-Messungen
- Validierung der Simulationsergebnisse und Bereitstellung von Inputdaten für das Simulationsmodell
- Abhängigkeiten der NEP-Emissionen von Fahrparametern, speziell der Radleistung und Geschwindigkeit detektieren

In den folgenden Kapiteln werden die verwendeten Zyklen, der Messaufbau und die Messergebnisse genauer betrachtet.

4.1 Zyklen

Als Zyklen für die NEP-Untersuchungen wurden der WLTC und der ERMES V9 gewählt. Die Geschwindigkeitsverläufe dieser beiden Zyklen sind in Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2 dargestellt. Für zusätzliche Untersuchungen sind auch Konstantpunkte und gezielte Bremsvorgänge am PKW Rollenprüfstand gefahren worden.

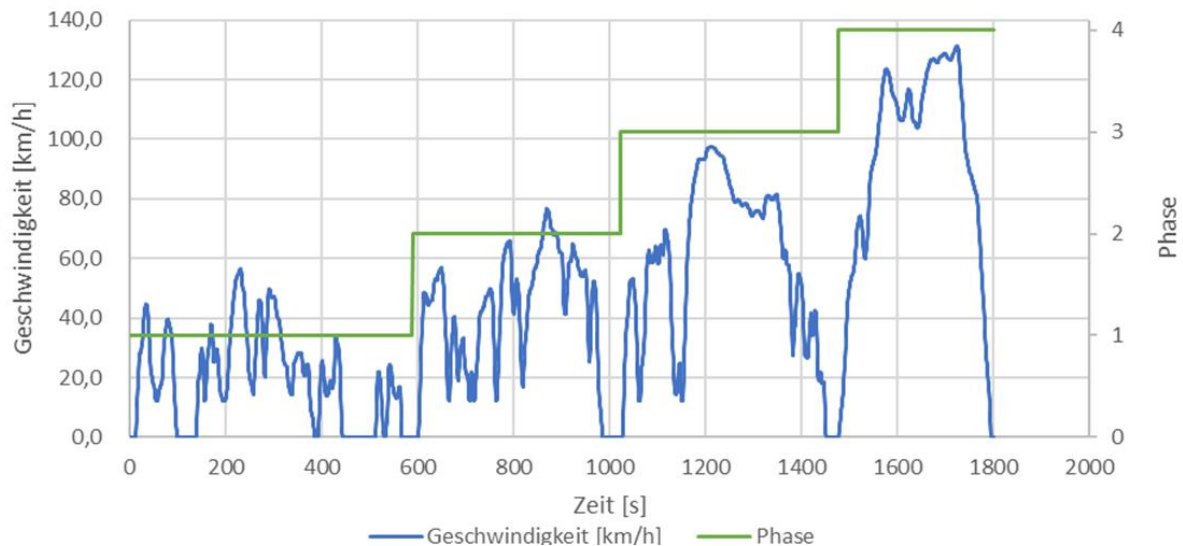


Abbildung 4-1: Geschwindigkeitsverlauf des WLTC

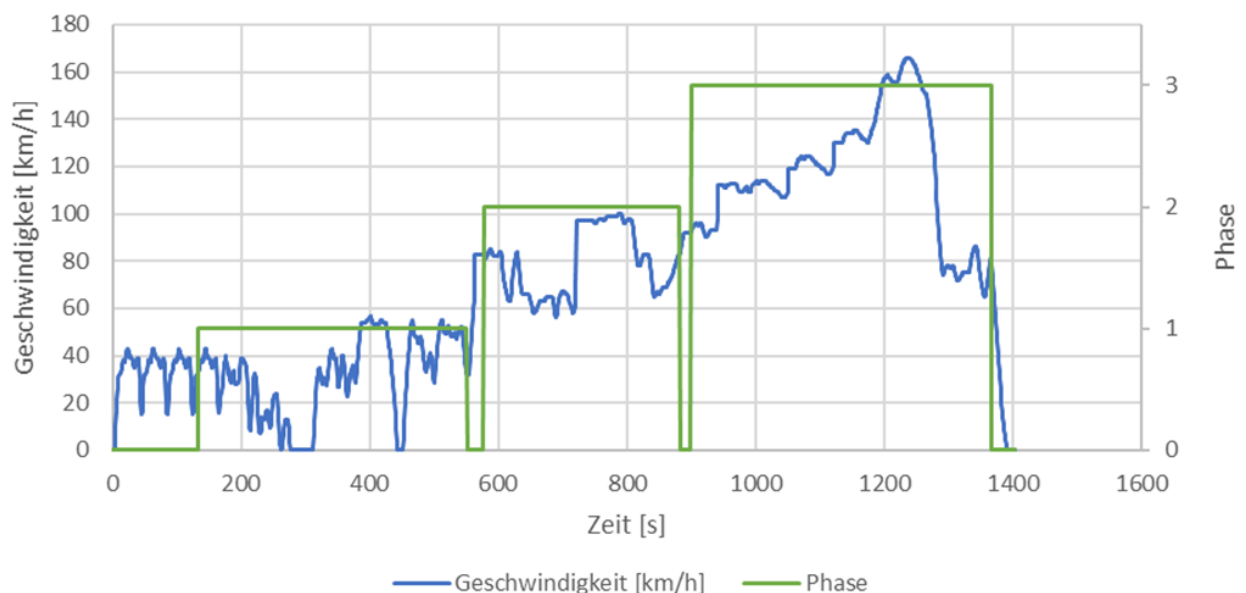


Abbildung 4-2: Geschwindigkeitsverlauf des ERMES V9

4.2 Versuchsfahrzeuge:

Bei den Versuchsfahrzeugen handelte es sich um einen BMW 218d Grand Tourer und ein Ford Focus TR Titanium. Beide Fahrzeuge waren mit OEM-Bremsanlagen ausgestattet, der

BMW war mit Winterreifen bestückt, der Ford Focus besaß Sommerbereifung. In Tabelle 4-1 und Tabelle 4-2 sind die relevanten technischen Daten der Versuchsfahrzeuge angeführt.

Tabelle 4-1: Technische Daten BMW 218d Grand Tourer

Fahrzeug	BMW 218d Gran Tourer (F46)
Baujahr	2019
Emissionsstufe	Euro 6d-TEMP
Kraftstoff	Diesel
Motornennleistung	110 [kW]
Motorenndrehzahl	4000 [min ⁻¹]
Leerlaufdrehzahl	830 [min ⁻¹]
Hubraum	1995 [cm ³]
Getriebe	6-Gang Handschaltung
Bereifung	205/55R17 Winterreifen
Leergewicht	1520 [kg]

Tabelle 4-2: Technische Daten Ford Focus TR Titanium

Fahrzeug	Ford Focus TR Titanium 1,0l
Baujahr	2012
Emissionsstufe	Euro 5
Kraftstoff	Benzin
Motornennleistung	92 [kW]
Motorenndrehzahl	6000 [min ⁻¹]
Leerlaufdrehzahl	820 [min ⁻¹]
Hubraum	998 [cm ³]
Getriebe	6 -Gang Handschaltung
Bereifung	215/50R17 Sommerreifen
Leergewicht	1371 [kg]

4.3 Messaufbau

Bei den Prüfstandmessungen wurden zwei unterschiedliche Messaufbauten angewendet. Diese unterscheiden sich in der Art der Probenentnahme. Die ersten Messungen wurden mit einer einfachen Sonde, welche direkt hinter einem angetriebenen Reifen platziert wurde, durchgeführt. Ziel der ersten Messungen war es, das Messsystem dahingehend zu testen, ob überhaupt verwendbare Ergebnisse erzielt werden können, da derartige Messungen bisher noch nicht durchgeführt worden sind. Nachdem durchaus zufriedenstellende Messergebnisse damit generiert werden konnten, wurde in weiterer Folge ein Gebläse verbaut, um die NEP

vom Reifen einzusaugen. Dies hat den Vorteil, dass man damit nicht nur die Partikelanzahlkonzentration bestimmen kann, sondern mit dem konstant durch das Gebläse abgesaugten Volumenstrom auch die Partikelanzahl je Sekunde berechnen kann. Somit können dann die NEP-Emissionen mit den TP-Emissionen verglichen werden. Es wurde auch noch eine weitere Entnahme zur Partikelmassemessung am Entnahmesystem installiert, um das Verhältnis PN/PM bestimmen zu können, welches für das Simulationsmodell benötigt wird. Die beiden Messaufbauten sind in den beiden folgenden Kapiteln detailliert beschrieben.

Die eingesetzte Messtechnik wurde von TP-Messungen übernommen. Dabei handelt es sich um ein Verdünnungssystem (verlustarm ausgelegt speziell für Messungen von PN<23nm) an das drei CPC's mit cut-off Punkten von 23, 10 und 4 nm angeschlossen worden sind.

Die Abbildung 4-3 zeigt den schematischen Aufbau des Verdünnungssystems. Der Probenentnahmestrom \dot{V}_1 beträgt 1l/min und wird über eine beheizte Leitung zum Verdünnungssystem geführt. In der ersten Verdünnungsstufe PD1 wird mit beheizter, gefilterter Druckluft verdünnt. Die Verdünnungsrate in beiden Verdünnungsstufen wird mittels mass flow controller geregelt. Nach der PD1 durchströmt der Probenstrom den Catalytic Stripper (CS). Dieser Katalysator ist beheizt und entfernt volatile Substanzen um derer Kondensation beim folgenden Abkühlen zu verhindern. Nach dem CS folgt die zweite Verdünnungsstufe PD2 in der der Probenstrom weiter verdünnt und auch abgekühlt wird. An das Verdünnungssystem sind die drei zuvor erwähnten CPC angeschlossen.

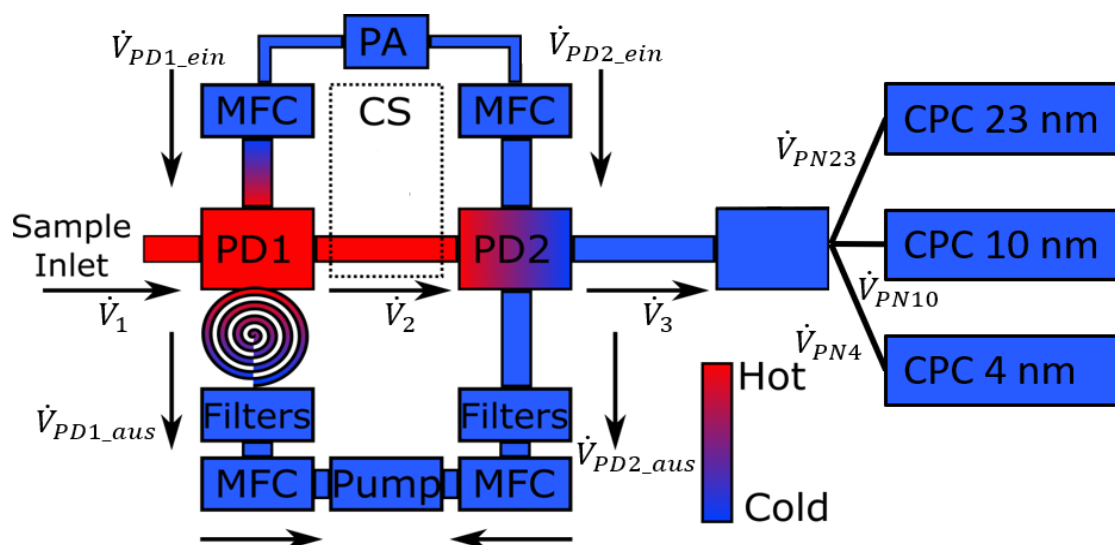


Abbildung 4-3: Aufbau des DTT Verdünnungssystems

Mit diesem Messaufbau, werden, zumindest bei Abgasemissionen, nur Partikel mit festem Kern gemessen bzw. alle löslichen Partikel, die im beheizten Katalysator entfernt. Bei Reifen- und Bremsabrieb wird ein ähnlicher Effekt erwartet. Nukleationspartikel aus verdampften Bindemitteln und anderen löslichen Bestandteilen sollten also nicht mit gemessen werden.

Ohne diesem Verdünnungssystem werden die gesamten Partikel (Total Particle Number, TPN), also inklusive der löslichen, gemessen.

4.3.1 Messung mit Sondenentnahme

Bei der Messung mit Sondenentnahme wurde messaufbaubedingt nur die Partikelkonzentration erfasst. Der Messaufbau diente zur Ermittlung der Abhängigkeiten der NEP (hier im speziellen der NEP des Reifens, da die Sonde direkt hinter dem angetriebenen Rad platziert

wurde). Damit sollte geprüft werden, ob die NEP stark von der Leistung am angetriebenen Rad und nicht rein von der Fahrzeuggeschwindigkeit abhängen, wie in zahlreicher Literatur (siehe Kapitel 3) angeführt wird.

Der Messaufbau mit Sondenentnahme ist in den Abbildung 4-4 bis Abbildung 4-6 dargestellt. Die Probe wird nach dem angetriebenen Rad entnommen, über eine beheizte Leitung in ein Verdünnungssystem geführt und anschließend zu den drei CPC's geleitet.

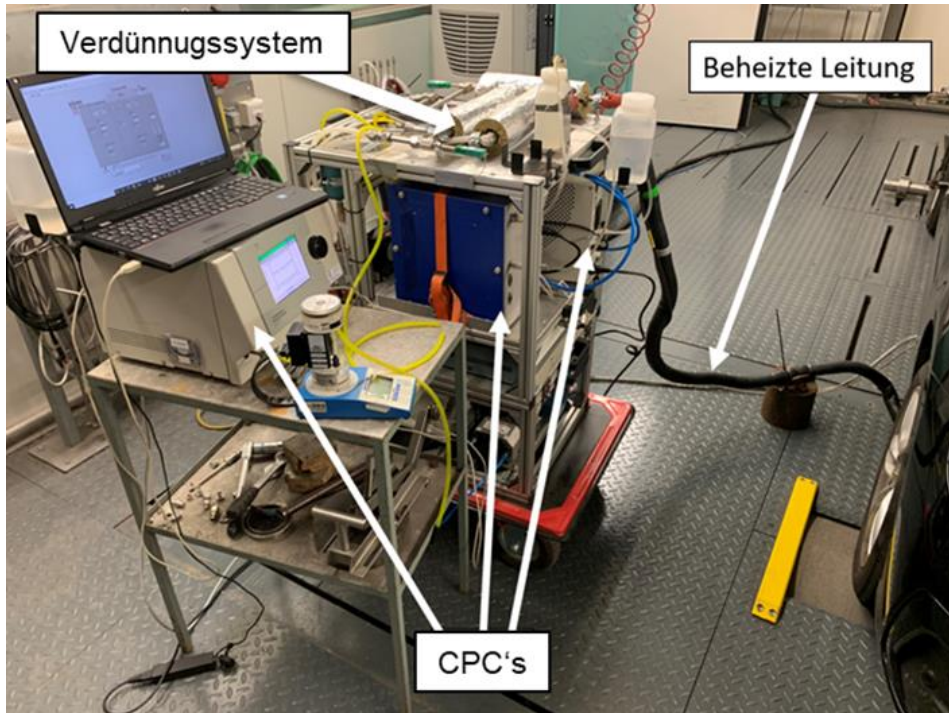


Abbildung 4-4: Messaufbau mit Sondenentnahme am PKW Rollenprüfstand

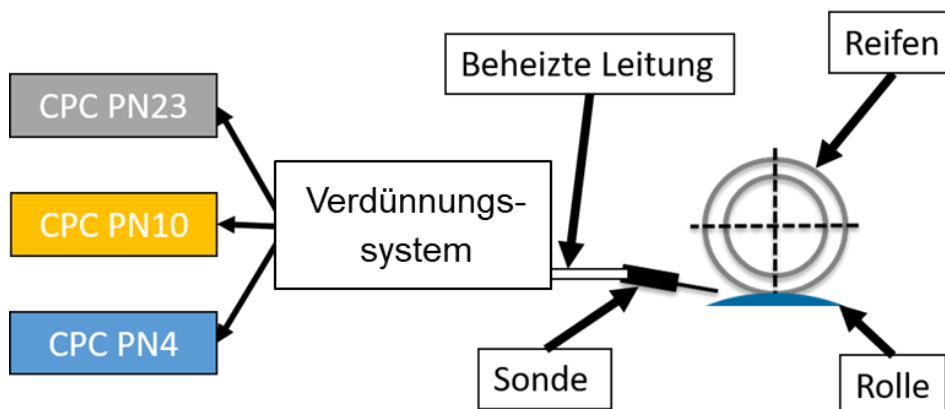


Abbildung 4-5: Schematische Darstellung Messaufbau mit Sondenentnahme

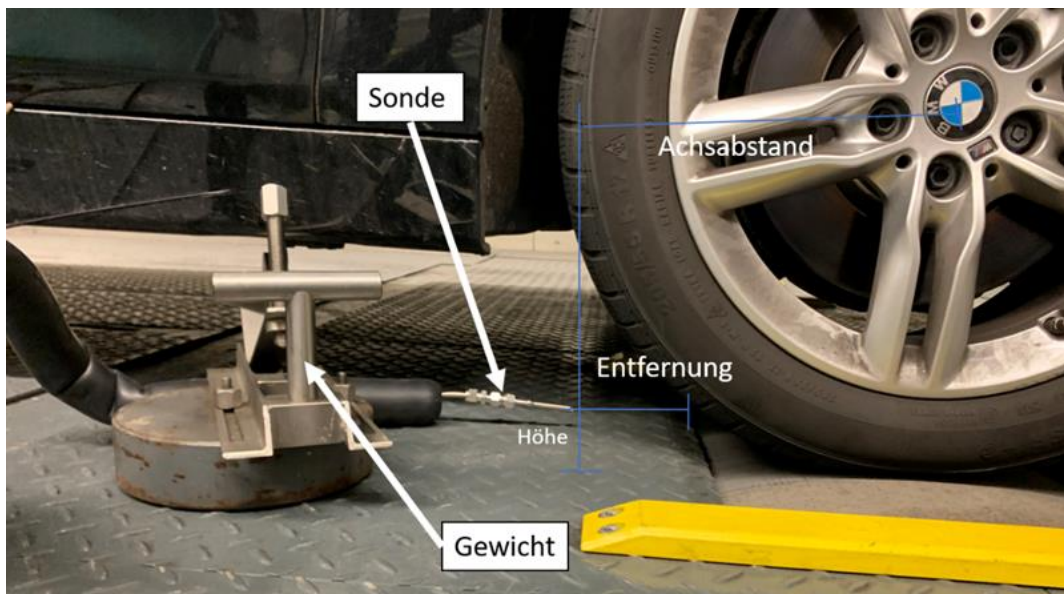


Abbildung 4-6: Detail der Probenahme hinter dem angetriebenen Rad des Versuchsfahrzeugs BMW 218d (Frontantrieb)

Übersicht der Ergebnisse der Sondenmessung:

Erste Messungen zeigten eindeutig eine Abhängigkeit der Partikelkonzentration von der Leistung am Rad bzw. einer Leistungsänderung am Rad. In den folgenden Diagrammen ist der zeitliche Verlauf von:

- Rollenleistung (schwarze Linie)
- Fahrzeuggeschwindigkeit (grüne Linie)
- PN₂₃ (orange Linie)
- PN₁₀ (gelbe Linie)
- PN₄ (blaue Linie)

bei einem Test mit verschiedenen konstanten Geschwindigkeiten und Radleistungen (Abbildung 4-7) und einem ERMES V9-Zyklus (Abbildung 4-8) dargestellt. Die Konstantpunkte sind für einige Zeit gehalten worden, um konstante NEP-Emissionen zu erhalten. Im Anschluss an die Konstantpunkte wurde das Fahrzeug zwei Mal auf circa 140km/h zügig beschleunigt und danach wieder auf 0 km/h verzögert. In den Beschleunigungs- und Verzögerungsphasen sind deutliche Spitzen bei den PN-Konzentrationen zu sehen. Dadurch wird die Annahme bestätigt, dass die NEP-Emissionen mit zunehmender Leistung und bei Leistungsänderungen steigen. Ob die NEP vom Reifen oder von der Bremsanlage kommen kann in diesem Versuch nicht eindeutig zugeordnet werden. Allerdings sind bei den Beschleunigungen und Konstantfahrten die Bremsen nicht betätigt.

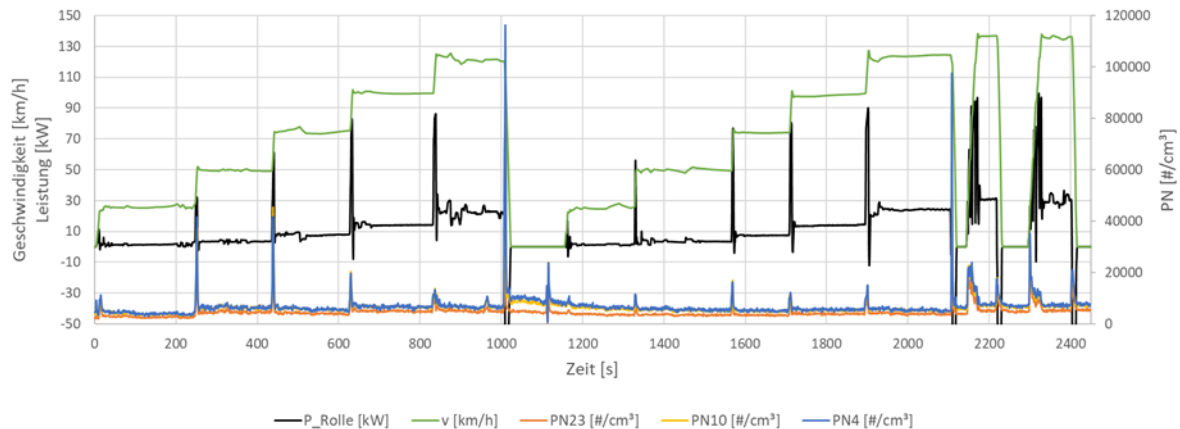


Abbildung 4-7: Zeitlicher Verlauf von Rollenleistung (schwarz), Fahrzeuggeschwindigkeit (grün), PN23 (orange), PN10 (gelb) und PN4 (blau) bei verschiedenen Konstantpunkten

Beim ERMES V9-Zyklus wurden die Messergebnisse der Konstantpunktfahrt bestätigt. Deutlich ersichtlich in Abbildung 4-8 sind NEP-Spitzen bei den Vollastbeschleunigungen und bei Verzögerungen. In den ersten 166 Sekunden des ERMES V9-Zyklus (Abbildung 4-8 grau schattierter Bereich) werden jeweils 4 identische Geschwindigkeitsprofile gefahren. Anhand diesen Profilen wurde untersucht, ob sich nach mehrmaliger Wiederholung das NEP-Emissionsverhalten ändert. Abbildung 4-9 zeigt die Summe der NEP je Wiederholung bzw. Subphase. Es ist keine signifikante Veränderung der PN-Konzentrationen ersichtlich. Die geringen Änderungen in den einzelnen Phasenkonzentrationen liegen im Bereich der Messunsicherheit. Wir schließen daraus, dass die Speicherung und späteres wieder frei setzen von Abriebpartikeln in Kavitäten am Reifen und Bremsbelägen für einen einfachen ersten Modellansatz vernachlässigt werden kann.

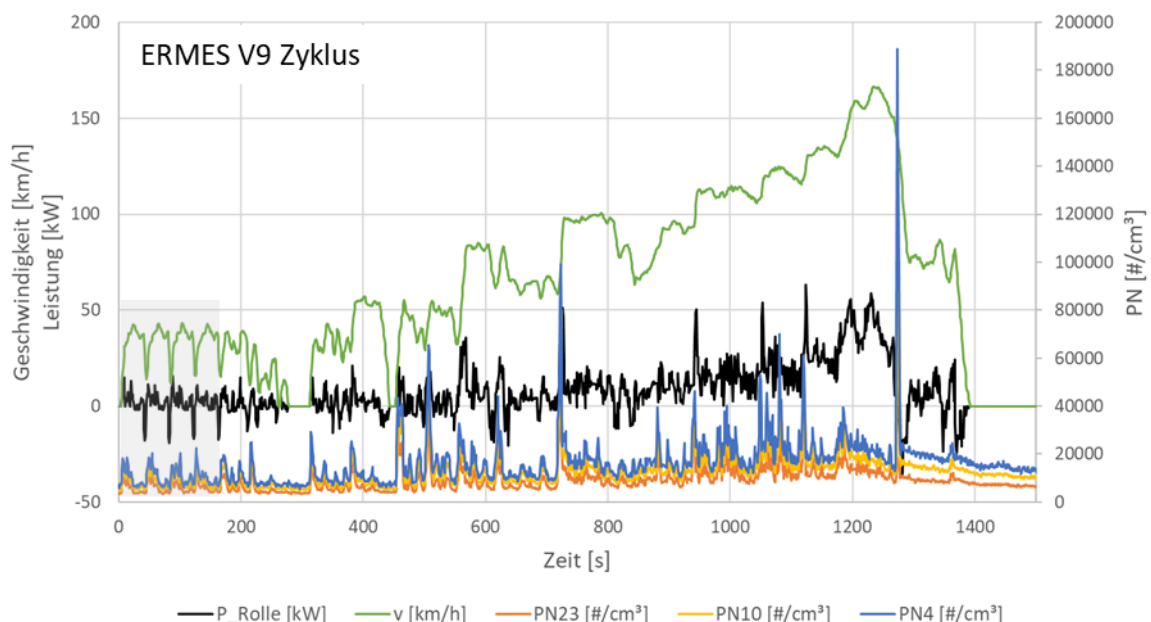


Abbildung 4-8: Zeitlicher Verlauf von Rollenleistung (schwarz), Fahrzeuggeschwindigkeit (grün), PN23 (orange), PN10 (gelb) und PN4 (blau) im ERMES V9

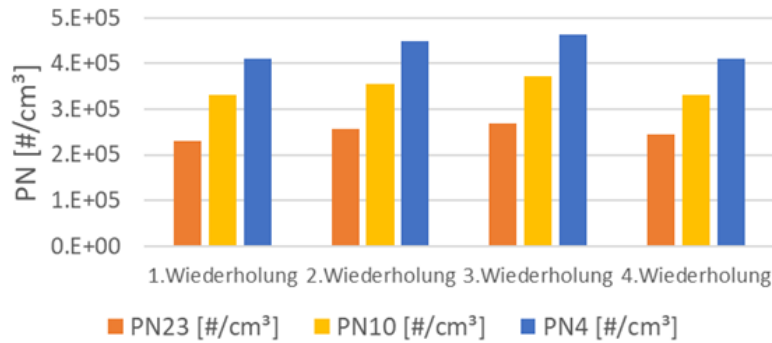


Abbildung 4-9: Änderung des NEP-Emissionsverhalten bei Wiederholung von Geschwindigkeitsverläufen

Bei hohen Belastungen des Reifens ist bei diesem Versuchsfahrzeug ein sehr deutlicher Anstieg der Emissionen kleinster Partikel (PN₁₀ und PN₄) aufgetreten. In Abbildung 4-10 ist deutlich ersichtlich, dass es bei einer Konstantfahrt mit 100km/h nach einer Rollenleistung von über 80 kW (die Leistung wurde bei konstanter Geschwindigkeit gleichmäßig erhöht bzw. verringert) zu einem starken Anstieg der NEP-Emissionen im Bereich <23nm kommt. Zu einer ähnlichen Erhöhung der NEP<23nm kommt es auch bei zwei starken Bremsvorgängen, bei denen die Bremsleistung über längere Zeit (maximal 40s) nahezu konstant gehalten wurde (zwischen Sekunde 3200 und 3400). Bei zuvor kürzeren Bremsphasen ist dieser Anstieg der NEP<23nm nicht zu beobachten. Die Messung wurde mit dem zuvor beschriebenen DTT-Verdünnungssystem mit beheiztem Katalysator durchgeführt. Nukleationspartikel aus verdampften organischen Bestandteilen sollten für diese Anstiege also nicht verantwortlich sein.

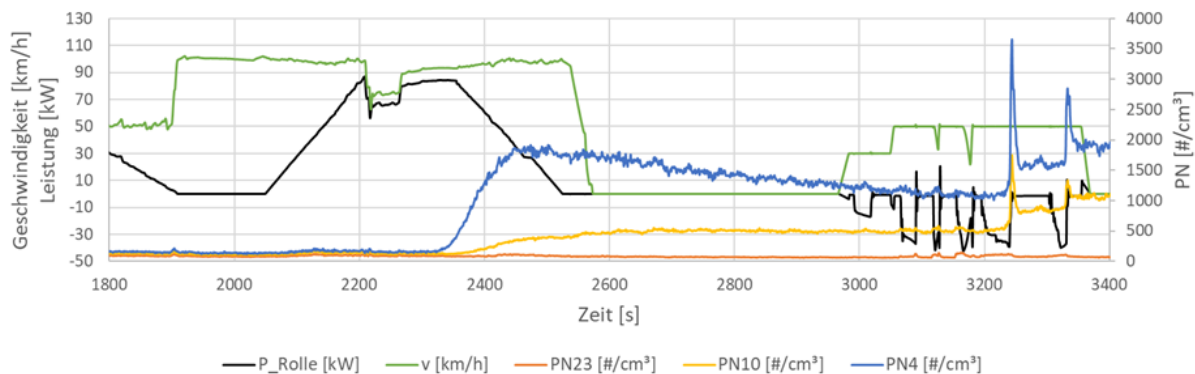


Abbildung 4-10: Leistungsrampe mit anschließenden Bremsvorgängen; Entstehung von NEP<23nm

4.3.2 Trichtermessung mit PN- und PM-Absaugung

Da mit dem im vorigen Kapitel beschriebenen Messaufbau nur Partikelkonzentrationen gemessen werden konnten, ist im nächsten Schritt der Messaufbau adaptiert worden. Eine Absaugung mit Trichter wurde installiert. Damit sollte es möglich sein mittels der konstanten Absaugung über ein Gebläse einerseits alle vom Reifen emittierten NEP einzusaugen und zu messen und andererseits mittels des abgesaugten Volumenstroms NEP-Emissionsfaktoren in [# / s] bzw. die daraus resultierenden NEP in [# / km] zu bestimmen um die NEP mit PN-Abgasgrenzwerten und TP-Emission vergleichbar zu machen. Zusätzlich zur PN-Messung ist auch noch eine PM-Messung (gravimetrisch über Filterbeladung) am Messaufbau installiert

worden. Durch simultanes Messen von PN und PM₁₀ konnte somit das Verhältnis von PN₂₃/PM₁₀ als Input für Simulation berechnet werden. Als Versuchsfahrzeug für diese Messungen diente ein Ford Focus TR Titanium mit Sommerbereifung und OEM-Bremsanlage. In Abbildung 4-11 ist der schematische Messaufbau dargestellt. Im grün strichlierten Bereich ist die PN-Messtechnik dargestellt, der rot strichlierte Bereich kennzeichnet PN und PM Mess-technik. Abbildung 4-12 zeigt den Messaufbau am PKW-Rollenprüfstand. Im Unterschied zur Sondenmessung wird hier hinter dem Reifen ein Trichter installiert. Über diesen Trichter saugt ein Gebläse mit konstanten Volumenstrom. Nach dem Trichter befinden sich die Entnahmestellen der PN- und PM-Messung. Der konstante Volumenstrom sollte so groß sein, dass er alle NEP ansaugt. Erste Messungen zeigten aber, dass das verbaute Gebläse nicht genügend Leistung hat um alle NEP anzusaugen, wodurch mit dieser Testreihe keine quantitativen Messergebnisse erzeugt werden konnten⁴. Der Faktor PN₂₃/PM₁₀ kann jedoch trotz des zu geringen Volumenstroms bestimmt werden.

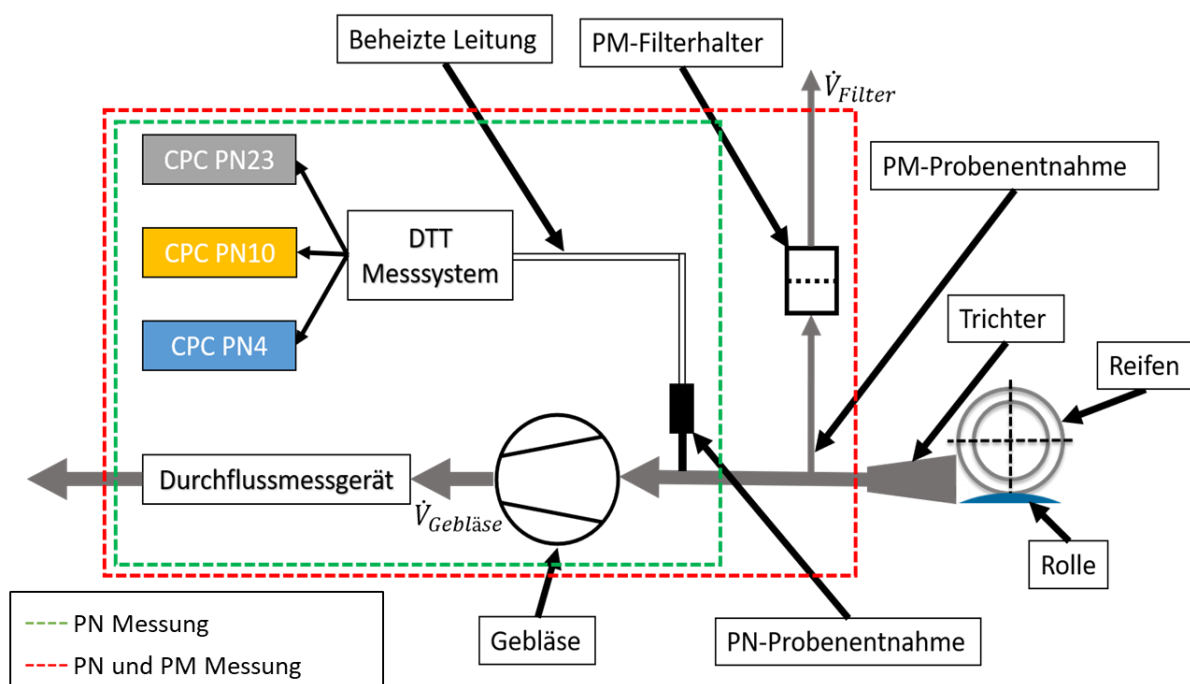


Abbildung 4-11: schematischer Messaufbau der Trichtermessung

⁴ Um das zu prüfen, wurde der abgesaugte Volumenstrom bei konstanten Lastpunkten des Kfz schrittweise erhöht. Der damit berechnete absolute NEP-Emissionsstrom [#s], der sich aus der gemessenen Konzentration, abzüglich der Hintergrundkonzentration und dem jeweiligen Volumenstrom ergibt, sollte ab einem bestimmten Volumenstrom konstant bleiben. Ab diesem wäre sichergestellt, dass die gesamte NEP-Emission angesaugt wird. Ein solcher konstanter Wert hat sich aber bis zur Maximalleistung des Gebläses nicht eingestellt

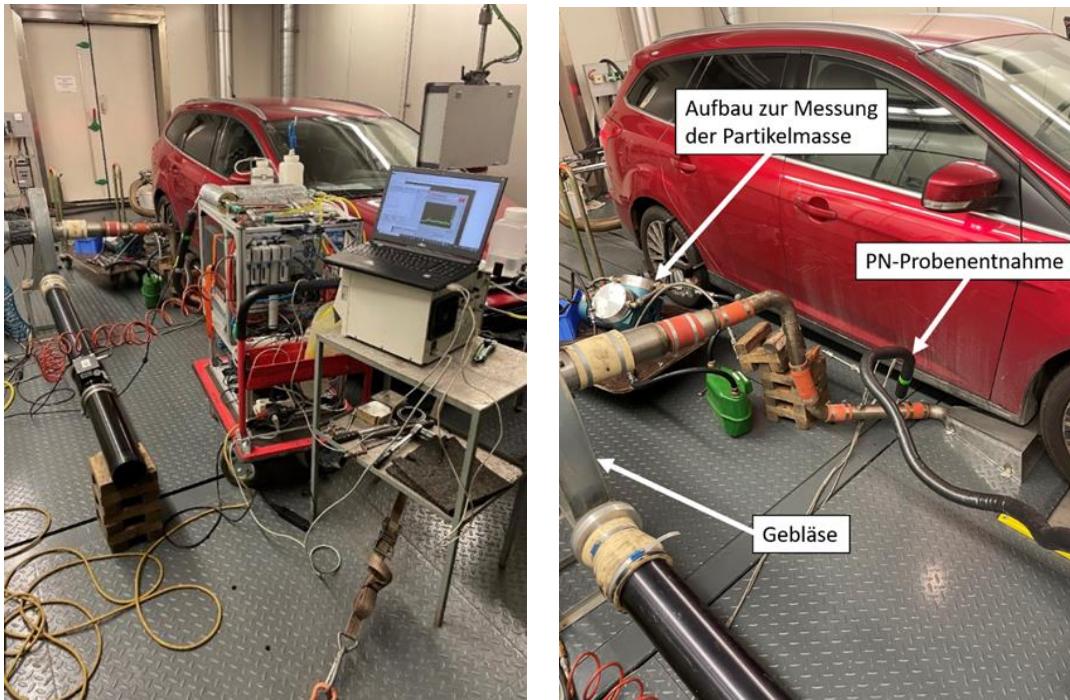


Abbildung 4-12: Trichtermessaufbau mit PN- und PM-Messung am PKW-Rollenprüfstand (links) und Detail der Entnahmestellen des Trichtermessaufbaus (rechts)

Übersicht der Ergebnisse der Sondenmessung:

Bei langen Konstantfahrten mit höheren Leistungen am Rad konnte auch bei diesem Messaufbau ein markanter Anstieg der NEP<23nm beobachtet werden wie in Abbildung 4-13 dargestellt. Bei dieser Konstantfahrt wurde eine nahezu konstante Leistung von 30 kW bei 75 km/h Fahrtgeschwindigkeit am Rollenprüfstand eingestellt. Bei dieser Messung ergab sich aus der simultan zu der Partikelanzahl auch gemessenen Partikelmasse ein Faktor PN_{23}/PM_{10} von $1,25E+10$ wie auch in Tabelle 5-3 dargestellt.

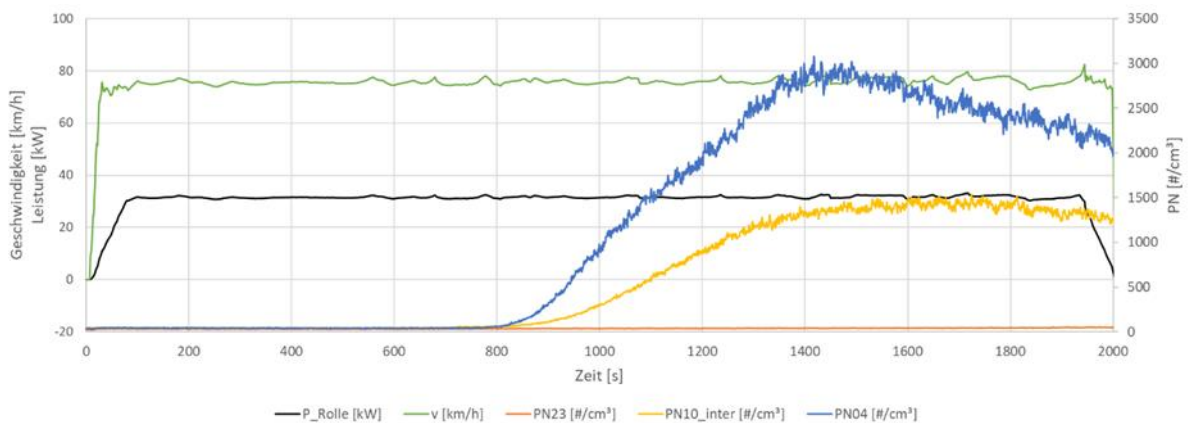


Abbildung 4-13: Zeitlicher Verlauf von Rollenleistung (schwarz), Fahrzeuggeschwindigkeit (grün), PN23 (orange), PN10 (gelb) und PN4 (blau) bei der Konstantpunktfahrt mit 75km/h und 30 kW Rollenleistung, gemessen mit dem Messaufbau mit Ansaugtrichter

Abbildung 4-14 zeigt den sekundlichen Verlauf der NEP des WLTC. Bei diesem Messaufbau konnte keine so ausgeprägte Leistungsabhängigkeit der NEP-Emissionen wie bei der Sondenmessung (Abbildung 4-8) gefunden werden. Die genaue Ursache für diese Ergebnisse

konnte bislang nicht geklärt werden. Eventuell besteht lokal am Kontaktpunkt des Reifens (Sondenmessung) eine starke, zeitlich klar zugeordnete Lastabhängigkeit während die gesamte Konzentration in Umgebung von Reifen und Bremse, wie sie mit dem Trichter bei unvollständiger Absaugung erfasst wird, eher Durchschnittskonzentrationen über längere Zeiten wieder gibt.

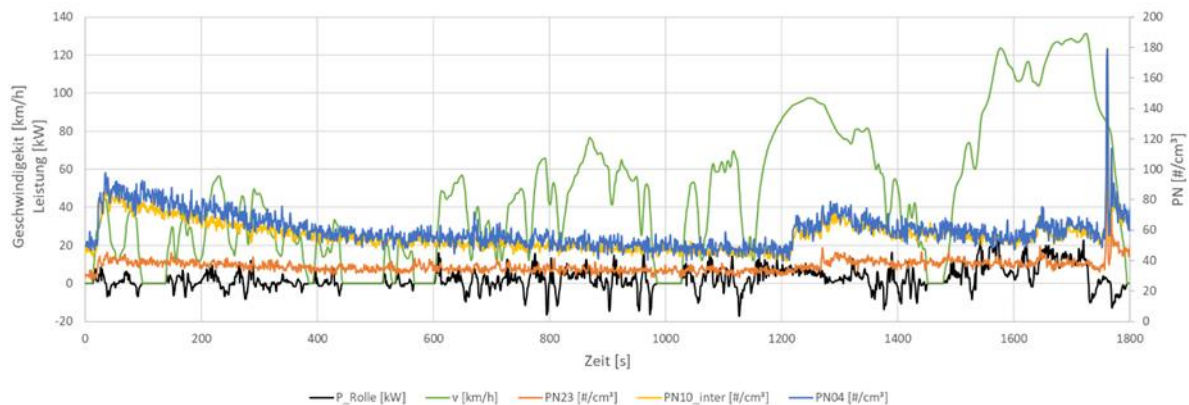


Abbildung 4-14: Zeitlicher Verlauf von Rollenleistung (schwarz), Fahrzeuggeschwindigkeit (grün), PN23 (orange), PN10 (gelb) und PN4 (blau) im WLTC, gemessen mit dem Messaufbau mit Ansaugtrichter

4.4 Zusammenfassung der Messergebnisse

Die Messungen zeigten, dass es grundsätzlich möglich ist, mit gegenüber reinen Abgastests vertretbarem Zusatzaufwand NEP-Messungen am PKW-Rollenprüfstand durchzuführen. Eine Leistungsabhängigkeit der Partikelkonzentration konnte bei der Sondenmessung gezeigt werden. Bei der getesteten Trichtermessung müsste die Absaugung neu ausgelegt werden um alle NEP einsaugen zu können. Damit könnten im Rahmen von Abgastests auch Daten zu NEP-Emissionen erzeugt werden.

Im Zuge dieses Projekts sind zwei PKW vermessen worden. Bei einer Stichprobe von zwei Fahrzeugen ist die Repräsentativität der Messergebnisse sehr unsicher. Deshalb wird empfohlen mehr Fahrzeuge mit unterschiedlicher Bereifung und Bremsanlage (unterschiedliche Bremsbeläge und Scheibendurchmesser) zu vermessen um die Belastbarkeit der Modell-Eingabedaten zu erhöhen. Alternativ bzw. zusätzlich können auch Messdaten von Bremsen- und Reifentests für die Modellparametrierung verwendet werden (Kap. 5). Allerdings ist dort der Anteil von im Radkasten, an der Felge etc. abgeschiedenen NEP nicht erfasst. Eine Kombination von Fahrzeug- und Komponententestdaten könnte verlässlicheren Aufschluss geben.

Dazu sollten die Messergebnisse nach Marken und Typen von Reifen und Bremsbelägen getrennt gesammelt und zu analysiert werden. Damit können später bei Bedarf auch die Anteile dieser Marken und Typen in der Flotte berücksichtigt werden, sofern sich signifikant unterschiedliche Emissionsniveaus ergeben.

Bei allen Messkampagnen wäre es sinnvoll auch Reifen- und Bremsentemperatur zu messen und den Einfluss auf das NEP-Emissionsverhalten genauer zu untersuchen. Bisherige Messungen lassen darauf schließen, dass sich der Schwerpunkt der NEP-Größenverteilung mit zunehmender Reifen- bzw. Bremsentemperatur stark in Richtung kleinerer Partikelgrößen verschiebt.

5 Modellansatz

Nachfolgend sind die Modellansätze für Brems- und Reifenabrieb, wie sie mit Stand 20.12.2022 in der Software PHEM implementiert sind, beschrieben.

Dies stellt die erste Softwareversion von PHEM dar, mit der Reifen- und Bremsabrieb PM und PN berechnet werden können. Weitere Optimierungen sind möglich, bei denen zusätzliche erklärende Parameter wie etwa Bremsscheibentemperatur oder Reifenschlupf sowie zusätzliche Messdaten integriert werden könnten. Diese Optimierungen sind allerdings erst sinnvoll, wenn die zur Entwicklung und Bedienung nötigen Messdaten verfügbar sind.

5.1 Modell für Bremsabrieb

Ziel bei der Entwicklung des Modells war es, die Haupteinflüsse des Fahrzyklus und der Fahrzeugkonfiguration (Masse, Fahrwiderstände, elektrisches Bremsen,...) auf die Emissionswerte des Bremsverschleißes bewerten zu können. Daher waren die verfügbaren Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Straßenkategorie oder der Durchschnittsgeschwindigkeit nicht ausreichend. Entsprechend der Ergebnisse in Kap. 3.1.1 sind in dem neu entwickelten Modell die Bremsleistung und die Drehzahl der Bremsscheiben die erklärenden Parameter. Der Einfluss der Bremsscheibentemperatur kann später hinzugefügt werden, wenn Daten aus realen Fahrten zur Modellbildung verfügbar sind.

5.1.1 Abhängigkeiten

Als Parameter für die Quantifizierung des Bremsverschleißes in [mg] haben wir die Bremsenergie [Ws] angenommen. Somit sollten die Bremsemissionen [mg/s] bzw. [#s] mit der Bremsleistung [W] korrelieren. Diese Annahme wird durch verschiedene Literaturdaten gestützt (Kap. 3.1.1). Darüber hinaus zeigen in der Literatur angegebene Emissionsfaktoren in der Regel steigende Tendenzen mit dem Fahrzeuggewicht und damit einer höheren erforderlichen Bremsleistung.

Wir berechnen die Bremsleistung mit dem Modell PHEM⁵ aus den Gleichungen der Längsdynamik aus der Summe aller Antriebskräfte am Rad (Massenträgheit, Luft- und Rollwiderstand sowie Steigung und die vom Antriebsstrang bereitgestellte Bremsleistung, Gleichung 1 1). Die Berechnung erfolgt in 1Hz.

$$P_b = (-1) \cdot P_a + P_{Roll} + P_{Luftw} + P_{Stg} + P_e = F_b \cdot r \cdot \omega \quad \text{Gleichung 1}$$

mit: P_b Bremsleistung der mechanischen Bremsen [W],
nur relevant wenn positiv

P_a Beschleunigungsleistung (negativ bei Verzögerung) [W]

P_{Roll} Leistung zur Überwindung des Rollwiderstandes [W]

P_{Luft} Leistung zur Überwindung des Luftwiderstandes [W]

P_{Stg} Leistung zur Überwindung des Steigungswiderstandes (negativ bei Gefälle) [W]

⁵ Passenger car and Heavy duty Emission Model der TU Graz. Das Modell wird auch zur Berechnung der Abgas-Emissionsfaktoren im Handbuch Emissionsfaktoren (HBEFA) genutzt (www.hbefa.net). PHEM berechnet die Antriebsleistung aus den Gleichungen der Fahrzeuglängsdynamik in 1 Hz Auflösung.

- P_e Leistung vom Antrieb (bei Verzögerung die Schleppleistung Motor und Verluste in Achse und Getriebe)
- F_b Bremskraft [N]
- ω Drehzahl der Bremsscheibe [s⁻¹]
- r Radius der Bremsscheibe [m]

Da die in den Hohlräumen der Beläge gespeicherten Partikel eher bei höheren Geschwindigkeiten freigesetzt werden, haben wir eine Abhängigkeit von der Drehzahl der Scheiben angenommen. (Niemann, 2021) fand quadratische bis kubische Abhängigkeiten. In (Zhengyo, 2022) werden lineare bis quadratische Abhängigkeiten berichtet. Die Rotationsgeschwindigkeit der Scheibe ist gleich der Raddrehzahl, die in der Software PHEM aus Fahrzeuggeschwindigkeit und Raddurchmesser berechnet wird. Den Exponenten für den Einfluss der Scheibendrehzahl haben wir aus den Messdaten so bestimmt, dass die vom Modell berechneten PN-Emissionen die geringste quadratische Abweichung zu den Messwerten haben.

Folgende Parameter werden im Modell (noch) nicht explizit abgebildet:

- Die Temperatur ist ein wichtiger Parameter mit exponentiell ansteigenden Emissionen oberhalb von ca. 180°C bis 210°C. Da wir jedoch noch keine Daten zur Simulation der Bremstemperatur für repräsentative Einbausituationen im Fahrzeug haben, haben wir die Temperatur in dieser ersten Modellversion nicht als expliziten Parameter berücksichtigt. Die Temperatureffekte sind also so, wie in den Messdaten enthalten, derzeit nur implizit im Modell abgebildet.
- Die Art der Bremsbeläge scheint einen großen Einfluss auf die Emissionswerte zu haben. Bisher konnten wir noch keine repräsentative Mischung verschiedener Bremsbeläge (organisch, anorganisch, bzw. Anteile nach Herstellern) berücksichtigen, da die Mischung in der realen Flotte nicht bekannt ist und die Testdaten aus der Literatur zu inhomogen sind, um sie in verschiedene Bremsbelagstypen aufzuteilen. Wenn in Zukunft mehr Daten über WLTP-Bremsverschleißtests zur Verfügung stehen, könnte ein gewichteter Satz von Testdaten als Grundlage für die Modellparametrisierung verwendet werden.
- Der zu erwartende Einfluss der Bremsenhistorie als Folge abnehmender Emissionen von Bindemitteln und in Hohlräumen angelagerten Partikeln wird nicht explizit berücksichtigt, um das Modell einfach zu halten. Für die Modellparametrisierung wurden alle Testergebnisse von mehreren Bremsvorgängen aus repräsentativen Zyklen verwendet. Bremsabrieb, der nach dem erneuten Öffnen der Bremse emittiert wird, wird also anteilig den Bremsereignissen angerechnet. Daher sollte das Modell die durchschnittlichen Emissionen als Funktion der Bremsleistung und der Drehzahl unabhängig von der Vorgeschichte darstellen. Der Historieneffekt kann vermutlich einen Teil der Streuung in den 1 Hz aufgelösten Testdaten erklären.

5.1.2 Das charakteristische Bremsabrieb Emissions-Polygon

Die Bremsabriebs-PN-Emissionen in [#s] werden aus einer Kennlinie interpoliert, die aus Messdaten von Tests am Bremsprüfstand gewonnen wird. Dafür werden alle Testdaten ein-

gerastert, in den Rastern jeweils die Mittelwerte gebildet und durch diese ein Polygon aufgespannt (Abbildung 5-1). Die bisherigen Messdaten stammen aus dem Projekt uCARE (Ligterink, 2021) von WLTP-Bremstests und anderen Realzyklen.

In diese Kennlinie können in Zukunft beliebige Messdaten eingepflegt werden. Damit kann bei Vorliegen neuer Messdaten jederzeit ein Update erfolgen. Damit können die PN-Bremsabriebe missionen wie folgt berechnet werden:

$$E_{bn} = C_{(P_b \cdot \omega^z)} \quad \text{Gleichung 2}$$

$$\omega = \frac{v}{r_w} \quad \text{Gleichung 3}$$

$$E_b = E_b \cdot Rf \cdot D_{(\omega)} \quad \text{Gleichung 4}$$

- mit:
- E_{bn}Bremsabrieb PN [#s]
 - E_bBremsabrieb PM [mg/s]
 - $C_{(P_b \cdot \omega^z)}$...Charakteristische Kurve als Polygon (aus Messdaten)
 - r_wDynamischer Rad-Radius [m]
 - vFahrzeuggeschwindigkeit in [m/s]
 - Rf„Release factor“, hier = 0,5, da angenommen wird, das nur 50% der Massemissionen in die Umgebungsluft gelangen
 - $D_{(\omega)}$ PM/PN Verhältnis als Funktion der Scheibendrehzahl (Abbildung 5-2)

Das charakteristische Polygon für PN wurde aus den durchschnittlichen PN-Emissionen pro $(P_b \cdot \omega^z)$ - Raster aus allen Testdaten berechnet. Der beste Regressionskoeffizient für eine Anpassungsfunktion wurde für $z=0,5$ gefunden. Daher haben wir $(P_b \cdot \omega^{0.5})$ auf der x-Achse verwendet. Dies unterstützt den Einfluss der Geschwindigkeit der rotierenden Scheibe, ist aber ein geringerer Einfluss als in (Niemann, 2021) berichtet. Die Stützpunkte des Polygons wurden über $(P_b \cdot \omega^{0.5})$ aufgetragen und dann geglättet, um Ausreißer in Abschnitten mit wenigen Messwerten zu entfernen. Abbildung 5-1 zeigt die resultierende Kurve für PN.

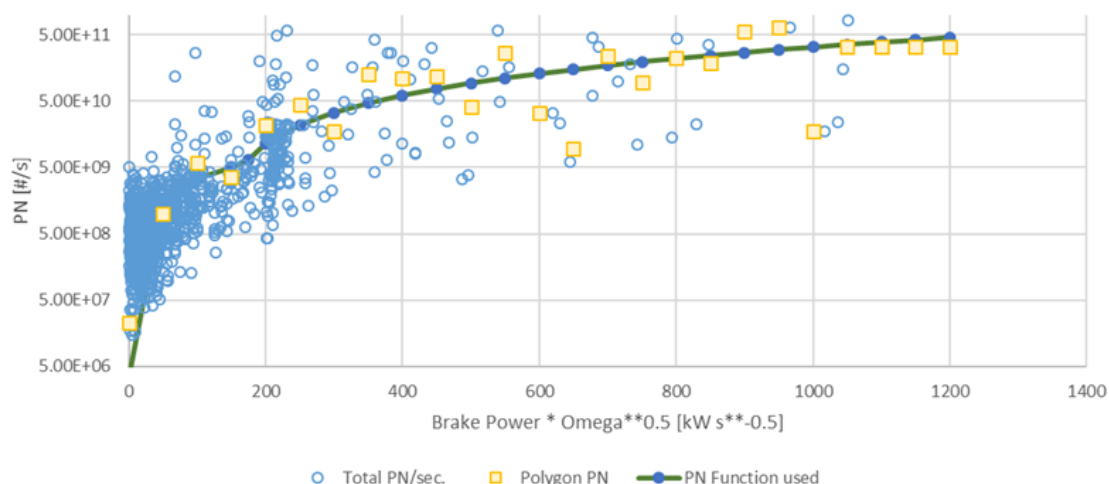


Abbildung 5-1: Charakteristisches Polygon für die PN Emissionen je Bremse⁶

⁶ Um die durchschnittlich in der Literatur angegebenen Bremsemissionen mit dem Modell zu erreichen, wurde die Kurve in der Modellversion 12/2022 um 40% angehoben. Diese Unsicherheit liegt durchaus

Die PM_{10} -Emissionen werden aus den PN-Emissionen anhand einer Dichtefunktion in Abhängigkeit von der Scheibendrehzahl berechnet. Dies spiegelt einen Trend wider, der z. B. in (Niemann, 2021) auf der Grundlage systematischer Tests auf einem Bremsenprüfstand berichtet wurde, nämlich, dass die Partikeldichte [mg/#] mit zunehmender Scheibendrehzahl abnimmt. Abbildung 2 zeigt die im Modell verwendete Anzahlfunktion. Sowohl in (Niemann, 2021) als auch in (Hesse, 2021) werden etwas niedrigere Werte für PN/ PM_{10} -Verhältnisse angegeben. Die hier verwendete Funktion wurde so angepasst, dass sie etwa dem Durchschnitt der bisher in der Literaturstudie gefundenen PM_{10} -Bremsabrieb-Emissionen für eine 50%ige Freisetzung als PM_{10} in der Luft entspricht. Aus der Literaturstudie wurden dafür jeweils nur reale Testzyklen mit typischen EU-Bremsbelag/Bremsscheiben-Kombinationen berücksichtigt.

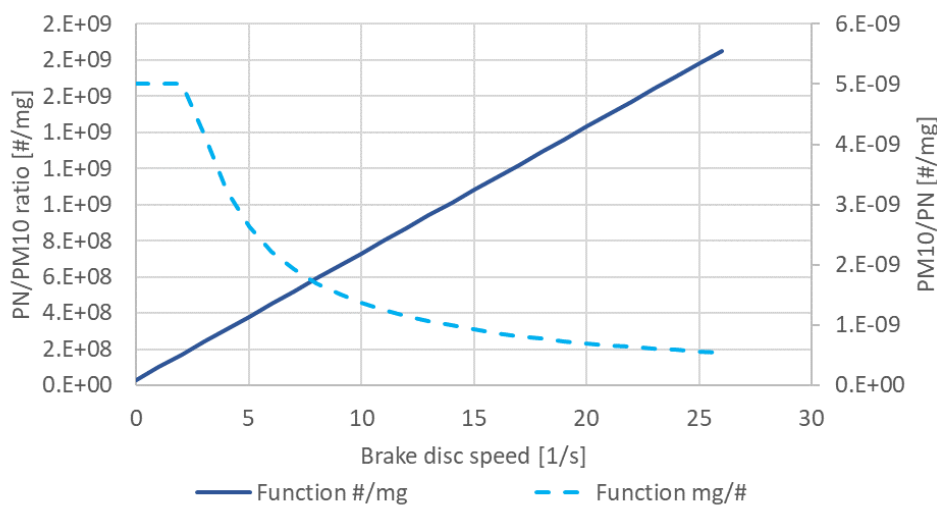


Abbildung 5-2:: PN/PM-Verhältnis zur Berechnung von PM_{10} aus PN

Tabelle 5-1 fasst die Verhältnissfaktoren für $PM_{2.5}$ und TPM zu PM_{10} zusammen, die jeweils aus der Literaturstudie in Kap. 3.1 stammen. Für SNF würde die Literatur einen etwas geringeren Faktor für $PM_{2.5}/PM_{10}$ ergeben. Da keine physikalische Erklärung dafür gefunden wurde, nehmen wir dasselbe Verhältnis wie für PKW an, da dieses auf einer deutlich breiteren Messbasis beruht.

Tabelle 5-1: Verhältnissfaktoren zur Bestimmung anderer Partikelkenngößen aus den PM_{10} Modellergebnissen für Bremsabriebemissionen

	PKW	SNF
$PM_{2.5} / PM_{10}$	0,45	0,45
TPM / PM_{10}	3,75	3,75
Share of retarder on brake work	0%	65% ⁽¹⁾

(1) Für SNF, die mit Retarder ausgestattet sind. Vorläufiger Wert aus einer Messung der TU Graz.

in der Streubreite der Messdaten. Ob mit der Kalibrierung das Ergebnis besser abgesichert ist, kann nicht gesagt werden, da die Repräsentativität der Literaturwerte für den Flottendurchschnitt ebenso unsicher sein könnte wie die hier genutzten Basis-Messdaten.

Beispiele für Ergebnisse und ein Vergleich mit Literaturwerten werden später zusammen mit dem Reifenabrieb gezeigt.

5.2 Modell für Reifenabrieb

Ziel bei der Entwicklung des Modells war es, die Haupteinflüsse des Fahrzyklus und der Fahrzeugkonfiguration (Masse, Fahrwiderstände, etc.) auf die Emissionswerte aus Reifenabrieb bewerten zu können. Wie schon für Bremsabrieb, waren die verfügbaren Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Straßenkategorie oder der Durchschnittsgeschwindigkeit dafür nicht ausreichend. In dem neu entwickelten Modell, ist die Radleistung der erklärende Parameter. Einflüsse vom Reifenschlupf und damit von übertragenem Moment und Fahrzeug Geschwindigkeit könnten zumindest bei hohen Momenten und niederen Geschwindigkeiten ebenso signifikant sein. Daten zur Quantifizierung dieses Effektes konnten wir bisher nicht finden. Zur Untersuchung wären gezielte Versuche am Reifen- oder Rollenprüfstand notwendig.

5.2.1 Abhängigkeiten

Da die von uns in uCARE entwickelte Methode, die Reifenabriebemissionen in Abhängigkeit von der übertragenen Radleistung zu berechnen, in der erweiterten Literaturstudie bestätigt wurde (Kap. 3.2.3) wird an dem Ansatz hier unverändert festgehalten. Es wurde lediglich die Datengrundlage mit den neuen Literaturstellen erweitert.

Wir gehen also davon aus, dass der wichtigste Einflussfaktor für die Masse an Reifenabrieb [mg] die Energie [kWh] ist, die von den Reifen auf die Straße übertragen wird und daher die Emissionsfaktoren in [mg/h] von der vom Rad übertragenen Leistung [kW] abhängen, siehe Gleichung 5. Die Anzahlmissionen werden aus den Massemissionen mittels einer durchschnittlichen Dichtefunktion berechnet, die das Verhältnis PN/PM bestimmt.

$$E_t = C_{(Pt)} \cdot \frac{1}{3600} \quad \text{Gleichung 5}$$

$$E_{tn} = \frac{E_t}{Fd_r} \quad \text{Gleichung 6}$$

mit: P_t Leistung am Reifen [kW], siehe Gleichung 7
 E_t Reifenabrieb Massemissionen PM_{10} [mg/s]
 $C_{(Pt)}$ Charakteristisches Polygon aus Messdaten, mit dem PM_{10} [mg/h] als Funktion der Leistung am Reifen abgebildet werden
 E_{tn} Reifenabrieb Anzahlmissionen PN [#s]
 Fd_r Dichtefunktion für Reifenabrieb [mg/#]

Die hier definierte Leistungsabhängigkeit erklärt die vorgenannten Abhängigkeiten, da Geschwindigkeit, Bremskraft und Lenkwinkel mit der Leistung an den Rädern zusammenhängen. In der Literaturrecherche wurde ein entsprechender Ansatz nur in (Steiner, 2021) gefunden. Dort werden die Reifenabriebemissionen auf Basis der Radararbeit mit einem konstanten Faktor je Radararbeit berechnet.

5.2.2 Das charakteristische Reifenabrieb Emissions-Polygon

Das Hauptproblem bei der Parametrisierung der Kennlinie $C_{(Pt)}$ ist, vorhandene Daten aus der Literatur in radleistungsabhängige Emissionsdaten zu übersetzen. Messdaten mit expliziter Angabe der Radleistung oder Arbeit und der Abriebemissionen sind uns bisher nicht bekannt.

Auch das Labor, das im Rahmen des EU uCARE-Projektes die Abriebmessungen durchgeführt hatte, konnte die dabei wirkende Radleistung nicht angeben⁷.

Für die Bestimmung der zu den Emissionswerten aus der Literatur zugehörigen Radleistungen haben wir die Gleichungen der Längsdynamik verwendet, die auch im Modell PHEM verwendet werden, z. B. (Matzer, 2019). Wenn Literaturstellen die Reifenemissionen je Reifen für verschiedene Fahrzustände angeben, haben wir die Leistung pro Reifen als 25 % der Gesamtantriebsleistung für des Fahrzeug berechnet, Gleichung 7. Wenn bekannt war, ob die Werte für angetriebene oder geschleppte Reifen gelten, konnte die jeweils passende Leistung berechnet werden. Diese ist bei den Reifen auf der angetriebenen Achse natürlich deutlich höher.

Wir haben den absoluten Wert der sekundlich berechneten Radleistung unter der Annahme verwendet, dass Bremsen (negative Leistung) die gleiche Auswirkung auf den Reifenverschleiß hat wie positive Kraftübertragung.

$$P_t = 0.25 \cdot Abs (P_{air} + P_{grad} + P_{acc} + P_{roll}) \quad \text{Gleichung 7}$$

mit: P_t Mittlere übertragene Leistung je PKW-Reifen [kW]
 P_{air} Leistung zur Überwindung des Luftwiderstandes [kW]
 P_{grad} Leistung zur Überwindung des Steigungswiderstandes [kW]
 P_{acc} Leistung zur Beschleunigung (positive und negative) [kW]
 P_{roll} Leistung zur Überwindung des Rollwiderstandes⁸ [kW]

Bei Kurvenfahrten ergibt sich eine zusätzliche Radleistung aus der Fliehkraft, die einen Kraftvektor senkrecht zur Fahrtrichtung des Reifens verursacht und dem Schräglaufwinkel von Vorder- bzw. Hinterrädern. Die Fliehkraft ergibt sich aus Fahrzeugmasse, Geschwindigkeit und Kurvenradius, der Schräglaufwinkel aus Radius und Geschwindigkeit. Bei den Literaturdaten zu Messungen an Kreiselpfständen (siehe Tabelle 5-2), sind allerdings keine Fahrzeugmassen appliziert, die Fliehkräfte erzeugen würden. Die Fliehkraft der Reifenmasse wird durch den Dreharm aufgenommen. Bei diesem Versuchsaufbau ergeben sich also nur zusätzliche Kräfte aus dem Schräglauf der Reifen.

In (Bittermann, 2019) wurden die Anteile des Fahrwiderstandes aus Kurvenfahrten für eine Vielzahl an Radien und Geschwindigkeiten berechnet. Als Kurvenradien wurden dabei die minimalen Kurvenradien aus den Projektierungsrichtlinien vorgegeben. Die Berechnungen wurden für einen BMW X7 Diesel durchgeführt. Der zusätzliche Leistungsbedarf während Kurvenfahrten ergab sich dabei meistens zwischen 0,5 und 5%. Wenn enge Radien mit höherer Geschwindigkeit gefahren werden, nimmt der Anteil des Kurvenwiderstandes allerdings auf über 25% zu (z.B. Kreisverkehr mit 40 m Radius mit 25 km/h gefahren). Für die meisten

⁷ In eventuellen zukünftigen Reifentests sollte unbedingt darauf geachtet werden, dass die im Test auftretenden Kräfte am Rad erfasst werden können

⁸ Dieser Leistungsanteil wird hier mit $P_{roll} = v \cdot (r_0 + r_1 \cdot v)$ berechnet. Ob bzw. wie der Rollwiderstand, der vorwiegend wegen Reibungsverlusten im Reifen entsteht, berücksichtigt werden muss, ist unsicher. Da in der Literatur Messaufbauten geschildert sind, bei denen offensichtlich (fast) nur Rollwiderstand auftritt, und dort jeweils Abriebemissionen gemessen wurden, nehmen wir an, dass auch der Rollwiderstand für Abrieb relevant ist..

Strecken kann die Radleistung infolge von Kurven im Rahmen der derzeitigen Modellgenauigkeit vernachlässigt werden⁹. Will man lokale Emissionen bei engen Kurven genauer bestimmen, müsste man Kurvenradien und dort gefahrene Geschwindigkeiten im Modell integrieren.

Je nach Versuchsaufbau, ergeben sich unterschiedliche Leistungskomponenten am Rad. Die Methoden, die wir zur Berechnung der Radleistung für die verschiedenen Testbedingungen aus der Literatur verwendet haben, sind in Tabelle 5-2 zusammengefasst.

Tabelle 5-2: Methoden zur Bestimmung der Radleistung für Emissionsdaten aus der Literatur


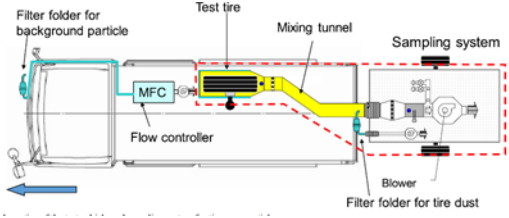
Datengrundlage Literatur	Verwendete Methode zur Leistungsschätzung
Durchschnittliche Emissionsfaktoren, die als Funktion der Durchschnittsgeschwindigkeit angegeben werden, wie z. B. in (EPA, 2021)	Gewichtete Radarbeit [kWh/km] aus allen HBEFA 4.2-Verkehrssituationen für durchschnittliche PKW-Daten, aufgetragen über der mittleren Zyklus-Geschwindigkeit.
Emissionsdaten vom Kreislauf-Prüfstand (die Reifen bewegen sich kreisförmig auf einer Asphaltplatte) 	$P_t = P_{roll} + P_{cornering}$ (wenn kein Drehmoment durch den Prüfstand auf die Radachse übertragen wird)
Tests am Fahrzeug mit separatem Reifenhalter, wie z. B. in (Tongawa, 2021) 	Über die Längsdynamik unter Verwendung der in der Literatur angegebenen vertikalen Radlast und Geschwindigkeit. Je nach Aufbau mit oder ohne Antriebs- und Bremsleistung
Konstante Emissionsfaktoren für durchschnittliche Fahrsituationen.	Nicht zur Erstellung der charakteristischen Emissionskurven verwendet. Die Daten werden nur für die Kalibrierung des endgültigen Modells verwendet.

Abbildung 5-3 zeigt die Daten aus verschiedenen Literaturquellen und aus dem uCARE-Testprogramm (Ligterink, 2022), aufgetragen über der jeweils nach Tabelle 5-2 berechneten Radleistung. Die Daten des MOVES 3-Modells wurden durch Wiegen der Reifen von Fahrzeugen gewonnen und in MOVES 3 entsprechend der vorherrschenden Nutzung der Fahrzeuge in Geschwindigkeitsbereiche sortiert. Die anderen Daten stammen aus direkten Reifenmessungen an Fahrzeugen oder auf Reifenprüfständen. Angesichts der sehr unterschiedlichen

⁹ Bei der Berechnung der Abgasemissionen für HBEFA mit dem Modell PHEM werden Kurvenwiderstände ebenfalls nicht berücksichtigt, z.B. (Matzer, 2019). Repräsentative Kurvigkeiten nach Straßenkategorien wären dafür nötig, wurden bisher aber nicht erhoben.

Prüfverfahren und der Unsicherheiten bei der Messung der größenabhängigen Reifenverschleißemissionen sowie bei der Bewertung der Radleistung ist die Übereinstimmung der Daten erstaunlich gut.

Aus diesen Daten wurde für die Simulation der PM₁₀-Reifenverschleißemissionen pro Reifen die Kennlinie "TUG Modell" erstellt. Gegenüber dem uCARE Modell in (Ligterink, 2022) haben sich geringfügige Änderungen infolge zusätzlich eingearbeiteter Literaturquellen ergeben.

In der Modellanwendung, wird die Radleistung durch das Modell PHEM simuliert. Die Leistung pro Reifen wird, wie oben erwähnt, einfach als 25 % der gesamten Radleistung angenommen, wobei die unterschiedlichen Leistungsverteilungen bei Fahrzeugen mit Vorder- und Hinterrad-antrieb und bei Bremsvorgängen nicht abgebildet werden, da auch die für die charakteristische Emissionskurve verwendeten Basisdaten diese Unterscheidung nicht beinhalten. Wenn in Zukunft bessere Messdaten verfügbar sind, wäre eine getrennte Berechnung für Vorder- und Hinterachse einfach einzuführen.

Offensichtlich fehlt es an Testdaten für höhere Radleistungswerte. Das liegt an den Prüfmethoden, die oft ohne Drehmomentübertragung, also nur unter Wirkung des Rollwiderstandes testen oder durchschnittliche Fahrdaten verwenden, bei denen die mittlere Gesamtleistung an allen Rädern typischerweise deutlich unter 25 kW liegt. Die Abflachung der Kurve oberhalb von ca. 4 kW/Reifen ergibt sich zum einen aus der Modell-Kalibrierung auf die in der Literatur berichteten Gesamttestergebnisse und zum anderen aus der Annahme, dass der Durchmesser der Partikel aus dem Reifenabrieb mit zunehmender Leistung zunimmt. Dieser Trend wird z.B. auch in (Schmerwitz, 2022) berichtet. Somit liegt bei steigender Radleistung ein zunehmender Massenanteil oberhalb der PM₁₀-Größe.

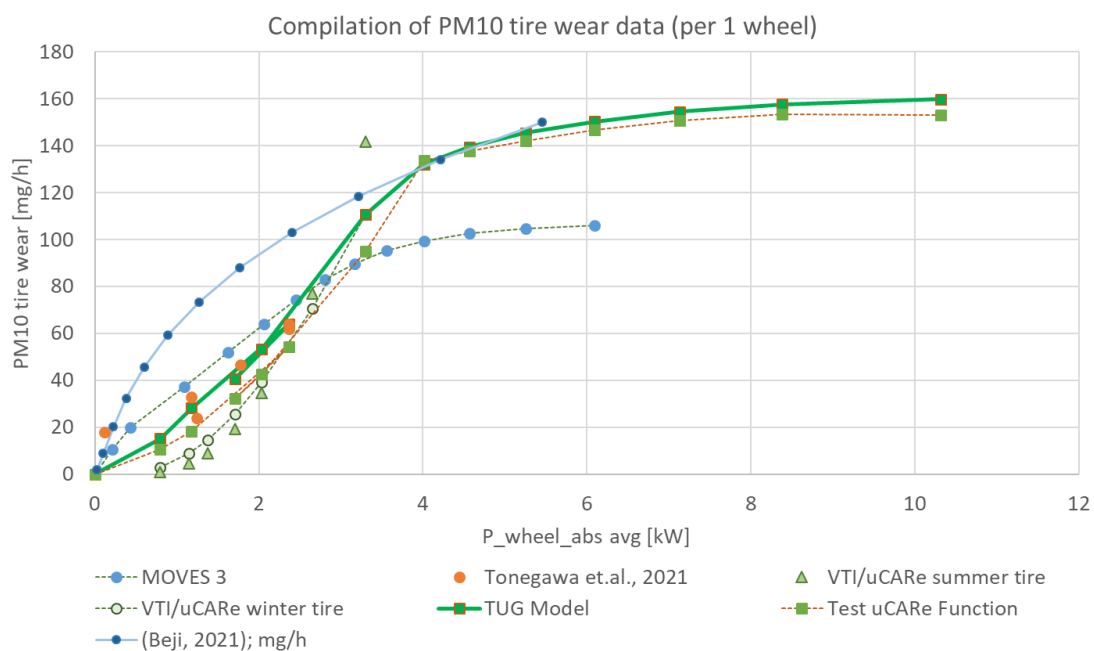


Abbildung 5-3: Charakteristisches Polygon für PM₁₀-Reifenabrieb ($C_{(PM)}$) aus der Literatur mit Radleistung berechnet nach Tabelle 5-2 (die Werte beziehen sich auf ein einzelnes Rad)

Die Verhältnisse von PM_{2.5} und TPN zu PM₁₀ sowie PN₂₃/PM₁₀ werden aus der Literatur bzw. den eigenen Prüfstandmessungen abgeleitet (Tabelle 5-3). Die Literaturwerte zu den PM

nach unterschiedlichen Größen zeigen deutlich kleinere Partikel bei schweren Nutzfahrzeugen. Ob das eine Folge der bei SNF viel höheren Reifendrucke, höherer Flächenbelastungen, eventuell anderer Gummimischungen oder anderer physikalischer Eigenschaften oder nur ein Artefakt ist, können wir derzeit nicht bewerten.

Das Verhältnis PN_{23}/PM_{10} wurde bei uns bisher nur für PKW gemessen. In (Emission Analytics, 2022) wurden nahezu dieselben Werte gemessen. Mangels Mess- und Literaturdaten für SNF wenden wir den Faktor vorläufig auch für SNF an.

Bei allen Verhältnisfaktoren könnte eine Abhängigkeit von Moment und Raddrehzahl bestehen, die mangels Mess- und Literaturdaten derzeit aber nicht berücksichtigt wird.

Tabelle 5-3: Verhältnisfaktoren zur Bestimmung anderer Partikelkenngößen aus den PM10 Modellergebnissen für Reifenabriebemissionen

	PKW	SNF
$PM_{2.5} / PM_{10}$	0,58	0,68
TPM / PM_{10}	14	8
PN_{23} / PM_{10}	1,25E+10	1,25E+10
PM Straßenabrieb / Reifenabrieb	1.1	2.2

6 Beispiel Modellergebnisse

Die in Kap. 5 beschriebenen Methoden und Eingabedaten wurden in der Software und im Datensatz des Kfz-Emissionsmodells PHEM integriert. Damit können neben den Abgasemissionen und dem Energieverbrauch jetzt auch Brems- und Reifenabriebemissionen berechnet werden. Die gezeigten Straßenabriebemissionen wurden als Post-Prozessing mit den in Tabelle 5-3 gezeigten Verhältnisfaktoren zu den von PHEM berechneten Reifenabriebemissionen bestimmt.

Abbildung 6-1 zeigt als Beispiel die berechneten Non-Exhaust $PM_{2.5}$ -Emissionen für verschiedene HBEFA-Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung. In HBEFA 4.2 sind die Non-Exhaust-Emissionen steigungsunabhängig und beinhalten auch Wiederaufwirbelung. Die (teilweise) höheren Werte im Vergleich zum neuen Ansatz sind damit plausibel. Emissionen aus Wiederaufwirbelung könnten im neuen Ansatz bei Bedarf auch gerechnet werden¹⁰.

Mit dem neuen Ansatz ergibt sich, anders als in HBEFA 4.2, eine Abhängigkeit vom Zyklus und von der Steigung:

- Auf Autobahnzyklen mit flüssigem Verkehr (Land/AB/>130/flüssig) gibt es kaum mechanische Bremsengriffe. Die Radabriebemissionen und damit die gesamten NEP sind bergauf höher als bergab, da bergauf mehr Radleistung nötig ist.
- In Innerortszyklen (Agglo/Sammel/...) dominiert der Bremsabrieb die $PM_{2.5}$. Da bergab höhere Bremskräfte nötig sind als bergauf, sind in diesem Fall die NEP bei -2% höher als bei +2% Neigung.

¹⁰ Wir würden eine Abhängigkeit von Fahrzeuggeschwindigkeit und Querschnittsfläche erwarten, wenn die Aufwirbelung vorwiegend durch turbulente Luftbewegungen entsteht. Zur Modellbildung wären aber noch vertiefende Untersuchungen erforderlich.

- Mit steigendem LOS nehmen die NEP zu, da die Bremsenergie je km bei höherem Verkehrsaufkommen steigt (rechte Balken, gesättigter in Vergleich zu dichtem Verkehr).

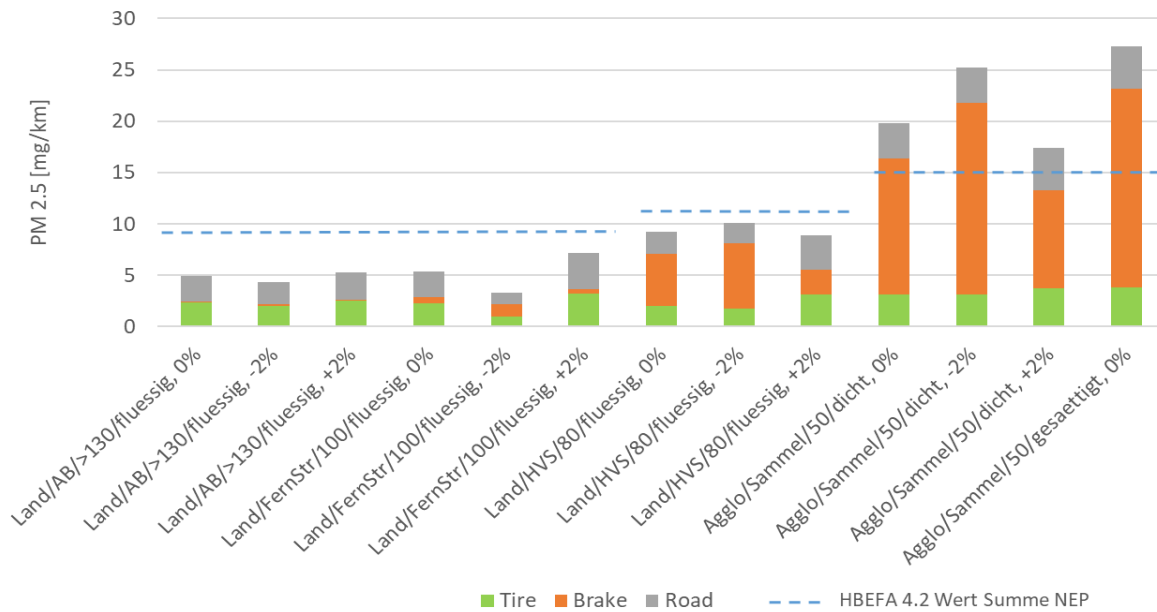


Abbildung 6-1: Ergebnisse zu verschiedenen HBEFA-Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung

Wie schon beschrieben, sind die Absolutwerte der NEP-Emissionen im neuen Modell noch einigermaßen unsicher.

Das hier vorgestellte Modell kann dank seines physik-basierten Ansatzes auch Vergleiche verschiedener Antriebsarten plausibel durchführen. Abbildung 6-2 zeigt die Ergebnisse zum Vergleich von Otto-Diesel- und Elektroantrieben. Der Vollständigkeit halber wurden auch die Abgaspartikel mit dargestellt. Diese wurden ebenfalls mit PHEM simuliert. Dabei wurde der EURO 6d-Datensatz aus HBEFA 4.2 verwendet. Das Batterie-elektrische Fahrzeug hat hier ein Leergewicht von 1750 kg, Otto- und Diesel wie in HBEFA (1450kg bzw. 1615 kg). Bei allen wurde mit 120 kg Beladung gerechnet. Bei der Partikelmasse dominiert Bremsabrieb gefolgt von Straßen- und Reifenabrieb. Da das Elektroauto vorwiegend mit dem Elektromotor abriebfrei bremst, hat es insgesamt deutliche Vorteile gegenüber konventionellen PKW, auch wenn die Reifen- und Straßenabriebemissionen des BEV etwas höher sind.

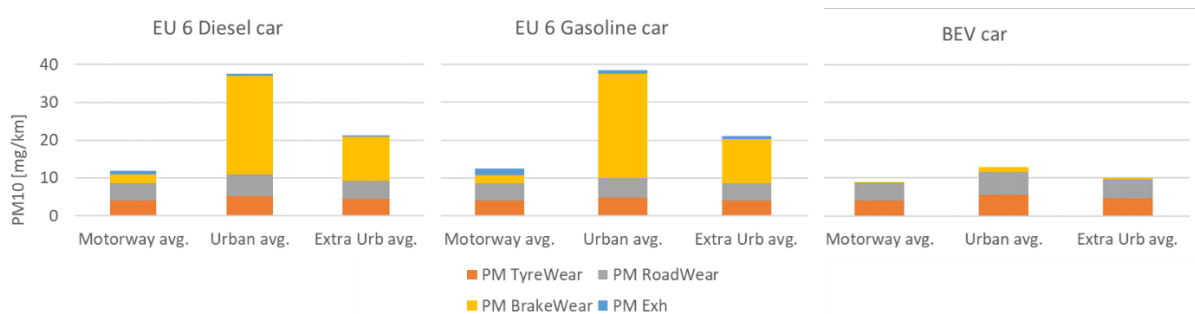


Abbildung 6-2: Ergebnisse zu PM₁₀ Emissionen von verschiedenen PKW-Antriebsystemen

Abbildung 6-3 zeigt die Ergebnisse für PN₂₃-Emissionen. Bei der Partikelanzahl dominieren bei Non-Exhaust-Partikeln (NEP) Reifen- und Straßenabrieb gegenüber Bremsabrieb, mit besonders hohen Unsicherheiten zu den Straßenabriebemissionen. Bei den Diesel-PKW sind die Abgas-PN schon niedriger als die NEP PN, bei den Ottomotoren sind die Abgaspartikel noch deutlich höher als die NEP. Der etwas höhere Reifen- und Straßenabrieb des BEV wird von den Abgasemissionen und den höheren Bremsemissionen der konventionellen PKW wieder überkompensiert

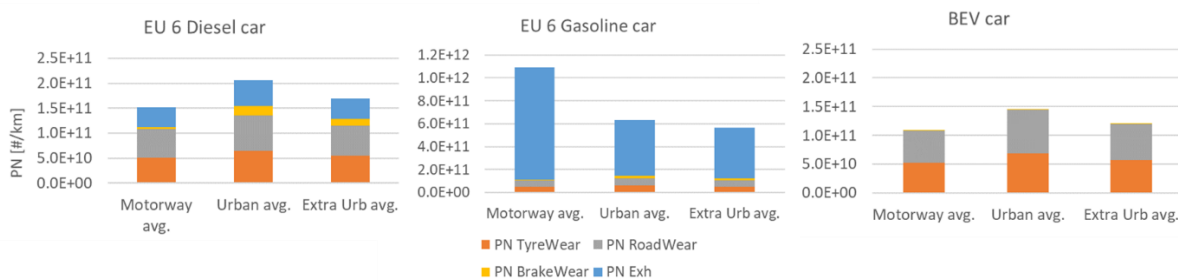


Abbildung 6-3: Ergebnisse zu PN₂₃ Emissionen von verschiedenen PKW-Antriebsystemen (Achtung: Achsen haben unterschiedliche Skalierungen!)

Um das Modell für schwere Nutzfahrzeuge anwenden zu können, mussten folgende Annahmen getroffen werden, die in Folgeprojekten durch Messungen validiert werden sollten:

- 1) Das charakteristische Polygon für den Bremsabrieb, das von Messungen mit PKW-Bremsen abgeleitet wurde, gilt auch für schwere Nutzfahrzeuge¹¹. Wegen der größeren Scheibendurchmesser ergeben sich höhere Umfangsgeschwindigkeiten und generell andere Bremskräfte als bei PKW. Daher ist diese Annahme natürlich unsicher.
- 2) Das charakteristische Polygon für den Reifenabrieb, das von Messungen mit PKW-Reifen abgeleitet wurde, gilt auch für schwere Nutzfahrzeuge. Der größere Reifenumfang, der deutlich höhere Reifendruck und höhere Aufstandskräfte sowie eventuell andere Reifenmixturen könnten aber andere Emissionsniveaus je übertragener Energie als bei PKW-Reifen erzeugen.
- 3) Die SNF über 12 Tonnen besitzen alle einen Retarder, der wesentliche Anteile der Bremsenergie aufnimmt. Hier haben wir vorläufig mit 65% Anteil Retarder an der Bremsenergie gerechnet. Da dieser Wert nur auf einem gemessenen LKW basiert, sollten dazu weitere Messdaten gesammelt und ein Retarder-Modell erstellt werden

Abbildung 6-4 zeigt die Ergebnisse zu PM₁₀ Non-Exhaust für den mittleren Sattelzug EURO VI D, simuliert mit dem neuen Modell im Vergleich zu den HBEFA 4.2 Non-Exhaust-Ergebnissen. Die HBEFA-Werte beinhalten wiederum Aufwirbelung. Ob diese die große Differenz plausibel erklären, ist derzeit offen, HBEFA gibt ja mehr als die doppelten NEP gegenüber dem neuen Modell an. In HBEFA 4.2 ist keine Differenzierung nach SNF-Größenklassen und Steigungen vorhanden und der Einfluss der Verkehrssituationen nur grob abgebildet.

Im Vergleich zur (spärlichen) Literatur zu NEP von SNF, liegt das Ergebnis des neuen Modells auf ähnlichem Niveau. Für Articulated HGVs gibt (Monks, 2019) für PM₁₀ Bremsabrieb

¹¹ Bei den SNF wurde das Polygon direkt aus den Messdaten verwendet, bei PKW wurde es in der Modellversion 12/2022 um 40% angehoben, um die Literatur-Mittelwerte zu Bremsenabriebemissionen zu treffen. Bei SNF ist die Literaturabdeckung für eine solche Kalibrierung zu dünn.

51/27/8,4 mg/km für IO/AO/AB an. Für den Mix der Verkehrssituationen in Abbildung 6-4 ergibt das neue Modell 70/26/7 mg/km. Für PM₁₀-Reifenabrieb gibt (Monks, 2019) dazu 47/38/32 mg/km an. Das neue Modell ergibt 18/9/8 mg/km für IO/AO/AB, liegt also deutlich unter dieser Literatur. (Monks, 2019) leitet die Emissionsfaktoren ohne weitere Erklärung aus Literatur ab, so dass diese Daten nicht unbedingt repräsentativ sein müssen.

Wie schon bei PKW beschrieben, zeigt das neue Modell plausible Effekte für Steigungen (bergab erhöht Bremsabrieb, senkt aber Reifen- und Straßenabrieb). Der Anteil des Bremsabriebs an den PM₁₀ ist trotz 65% Retarder-Bremsarbeit sehr hoch. Für LKW ohne Retarder oder bei Fahrern, die diesen z.B. Innerorts nicht nutzen, wären die Brems-PM etwa drei Mal höher als hier gezeigt.

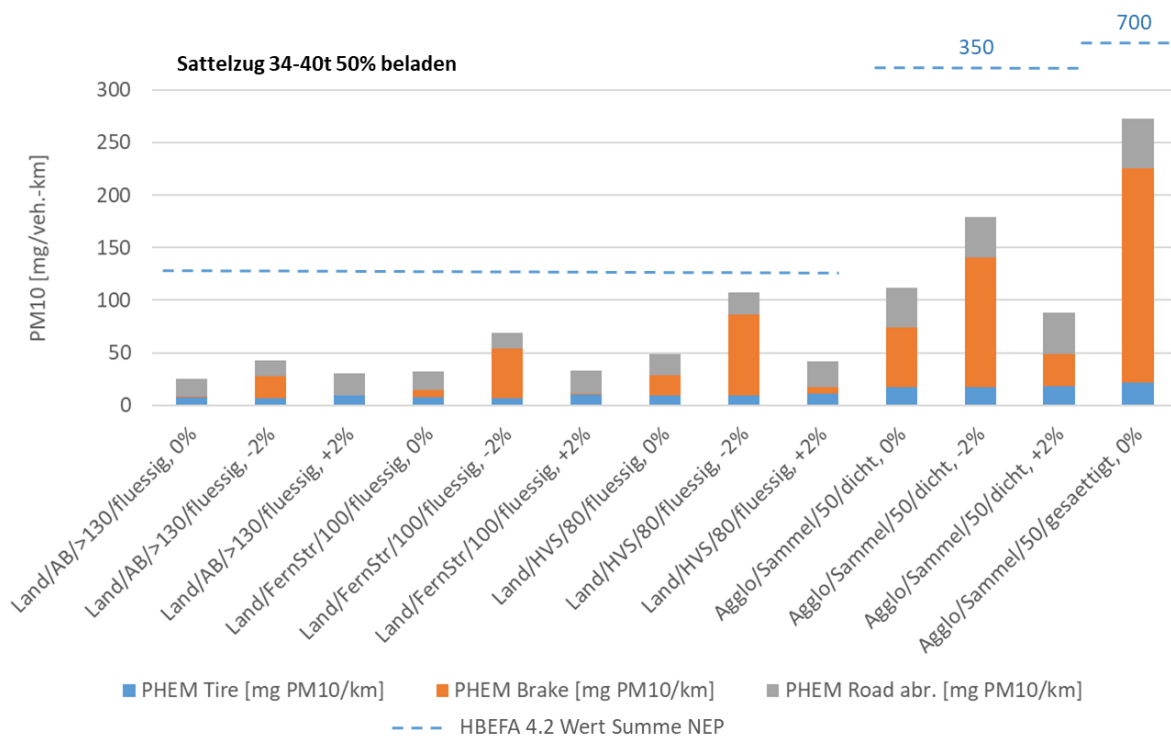


Abbildung 6-4: PM₁₀ Non-Exhaust Ergebnisse für den mittleren EURO VI D Sattelzug zu verschiedenen HBEFA Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung

Im Vergleich zum Sattelzug ergeben sich für kleinere Solo-LKW mit dem neuen Modell deutlich niedrigere NEP (Abbildung 6-5). Wie schon erwähnt, differenziert HBEFA 4.2 nicht nach SNF-Klassen, so dass die Differenz der HBEFA-Werte zu den neuen Modellergebnissen noch größer als bei dem Sattelzug wird.

Der Anteil der Bremsemissionen ist bei dem Solo-LKW geringer als bei dem Sattelzug. Das resultiert aus dem höheren Luftwiderstand im Verhältnis zur Masse von Solo-LKW gegenüber Sattel- und Lastzügen (ähnliche Frontfläche aber größere Länge und damit Masse bei Sattelzügen). Dementsprechend ergibt sich beim Solo-LKW z.B. auf der Autobahn auch bei 2% Gefälle noch fast kein Bremsbedarf, bei Sattelzügen aber schon.

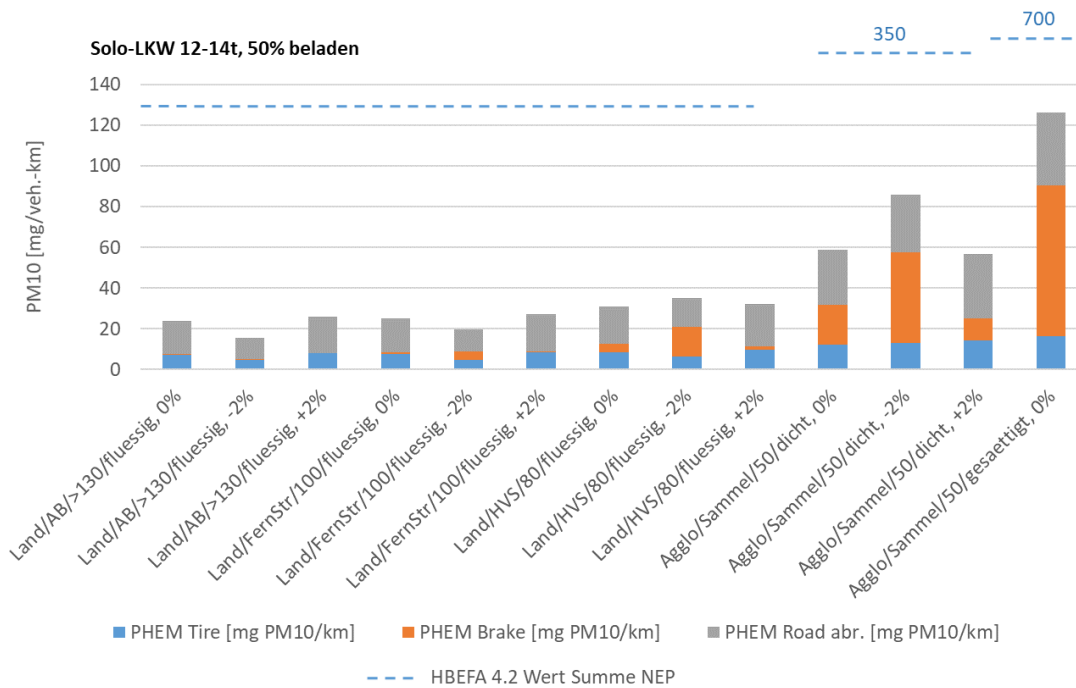


Abbildung 6-5: PM10 Non-Exhaust Ergebnisse für den mittleren EURO VI D Solo-LKW mit 12-14t maximal zulässigem Gesamtgewicht zu verschiedenen HBEFA-Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung

Abbildung 6-6 zeigt die mit dem neuen Modell berechneten PN₂₃ NEP-Emissionen. Vergleichswerte aus der Literatur konnten dazu nicht gefunden werden. Da hier mit den charakteristischen Polygonen von PKW simuliert wurde, sind die für den LKW gezeigten Ergebnisse natürlich höchst unsicher. Reifen und Straßenabrieb sind hier dominant und liegen ca. um das 6 bis 7-fache über dem Abgasniveau von EURO VI D. Für robustere PN-Emissionsfaktoren für Reifen und Bremsen von Nutzfahrzeugen wären z.B. Vergleichsmessungen zu PKW am Rollenprüfstand, wie z.B. in Kap. 4 gezeigt, zu empfehlen.

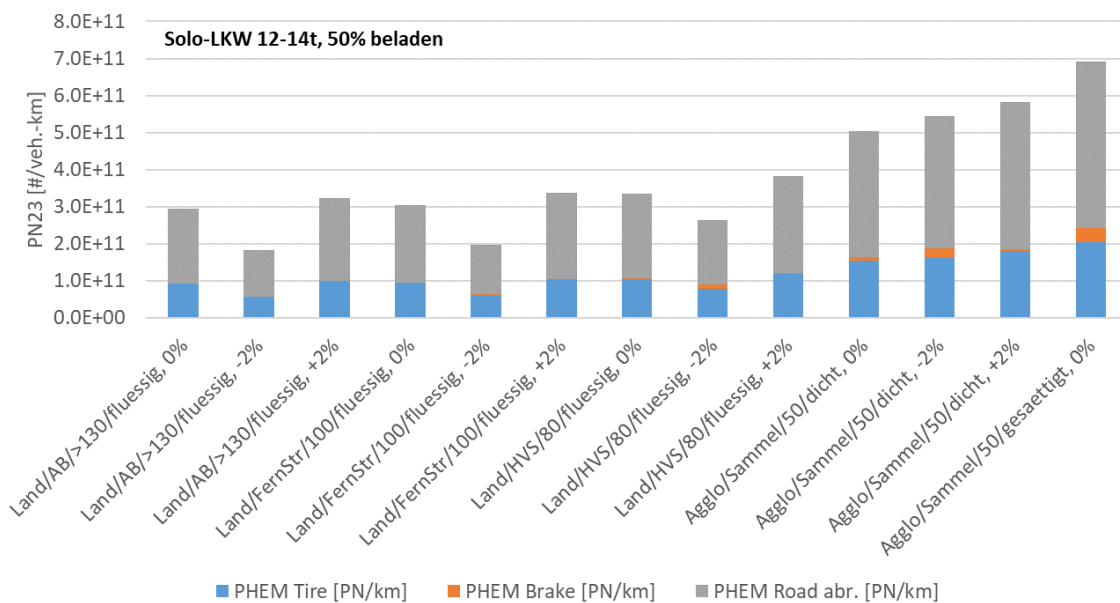


Abbildung 6-6: PN Non-Exhaust-Ergebnisse für den mittleren EURO VI D Solo-LKW mit 12-14t maximal zulässigem Gesamtgewicht zu verschiedenen HBEFA-Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung

7 Zusammenfassung und Empfehlungen

In dem Bericht wird ein neues Modell für die Berechnung von Non-Exhaust PM- und PN-Emissionsfaktoren (NEP) vorgestellt, das für alle Kfz-Kategorien, Antriebsarten, Größenklassen und Verkehrssituationen angewendet werden kann. Da es auf physikalischen Zusammenhängen beruht und aus heutiger Sicht die wesentlichsten Abhängigkeiten berücksichtigt, sind die Ergebnisse zwischen Kfz-Kategorien, Beladungen etc. über alle Verkehrssituationen auch vergleichbar.

Die NEP werden aus den von Reifen bzw. Bremsen übertragenen Energien mittels charakteristischer Polygone berechnet. Die Polygone können in Zukunft einfach mit weiteren Messdaten erweitert und bei Vorliegen entsprechender Daten auch nach Häufigkeitsverteilungen von Bremsbelägen/Scheiben bzw. Reifentypen in der Flotte gewichtet werden.

Derzeit stammen die charakteristischen Polygone aus Messdaten von wenigen Bremsbelägen am Bremsenprüfstand bzw. aus sehr inhomogenen Messdaten bei Reifenabrieb.

Die Modellergebnisse liegen für PKW und LKW im Mittel im Bereich der Literaturdaten. Das neue Modell hat aber eine wesentlich höhere Auflösung als die in der Literatur gefundenen Werte. So ergeben sich z.B. bei Bergabfahrten deutlich höhere, bergauf deutlich niedrigere Bremsemissionen als in der Ebene. Bei Reifen- und Straßenabrieb ist der Effekt umgekehrt.

Für schwere Nutzfahrzeuge und 2-Räder sollten die Abhängigkeiten noch geprüft werden. In der vorliegenden Version wurde für alle Kfz mit denselben charakteristischen Polygonen gerechnet, die jeweils auf Messungen an PKW bzw. PKW-Komponenten beruhen. Speziell die charakteristischen Polygone für Reifen-, Brems- und Straßenabrieb könnten von den für PKW erzeugten merklich abweichen. Bisher stehen dazu aber noch keine Messwerte zur Verfügung. Die grundsätzlichen Abhängigkeiten sollten mittels Vergleichsmessungen zu PKW am Rollenprüfstand überprüft und ggf. angepasst werden. Bei Tests am Rollenprüfstand sollten sowohl PN als auch PM₁₀ und PM_{2.5} aus Reifenabrieb bei verschiedenen Lasten gemessen werden, um auch den Zusammenhang von Partikelmasse- zu Partikelanzahlemissionen sowie das PM_{2.5}/PM₁₀ Verhältnis verifizieren zu können. Längerfristig erwarten wir infolge der Euro 7 Limits, die ja auch für schwere Nutzfahrzeuge eingeführt werden sollen, eine stark zunehmende Anzahl an standardisierten Messwerten für Reifen- und Bremsabrieb, die dann im Modell genutzt werden können.

Bei schweren Nutzfahrzeugen wird der Bedarf an mechanischer Bremsleistung wesentlich durch die Bremsleistung der Retarder- und Motorstaubremsen vermindert. Diese Systeme sind bei LKW über 12 Tonnen und bei Bussen über 7,5 Tonnen TPMLM verpflichtend. Die Auswertung einer dazu durchgeführten Messfahrt zeigte eine Minderung der mechanischen Bremsleistung um über 60%. Für realistische NEP-Emissionsfaktoren von SNF sollte daher auch ein realitätsnahes Retarder-Modell entwickelt und implementiert werden. Für SNF-Gewichtsklassen, für die kein Retarder vorgeschrieben ist, sollte der Anteil an Kfz mit Retarder in der Flotte erhoben werden. Quellen dafür müssen allerdings erst noch identifiziert werden. Stichprobenartige Befragungen von Importeuren und Herstellern wären die Minimal-Option, wenn keine nutzbaren statistischen Daten existieren.

Wegen der Aktivitäten zur Entwicklung genormter Testverfahren und auch von Emissionsgrenzwerten für Reifen- und Bremsabriebemissionen in der EU, nehmen die Messaktivitäten und auch die Menge und Qualität der Daten und Publikationen zu den Non-Exhaust Partikeln

EU-weit deutlich zu. Die öffentlichen Daten sollten in Zukunft systematisch gesammelt und als Modelleingabe weitgehend automatisiert ausgewertet werden. Wenn umfangreichere Messdaten gesammelt sind, sollten die charakteristischen Polygone für Brems- und Reifenabrieb nach Technologien bzw. Reifenarten und soweit möglich auch nach Marken und Typen getrennt erzeugt werden. Damit können bestandsgewichtete Polygone für die jeweilige Flotte erzeugt und im Modell als Eingabe verwendet werden. Auch Effekte von verschiedenen Grenzwerten wären damit besser abschätzbar, indem z.B. die Technologien und Typen, die Grenzwerte nicht einhalten, nicht mehr in die bestandsgewichteten Polygone kommender Neuzulassungen einbezogen werden.

Damit wäre eine zukunfts-fitte Möglichkeit geschaffen, die Non-Exhaust-Partikel des Straßenverkehrs mit relativ geringem Aufwand viel besser als bisher zu erfassen und repräsentative Emissionsfaktoren zu erzeugen.

8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Literaturdaten zu Bremsabriebemissionsfaktoren für PKW	10
Abbildung 3-2: Literaturdaten zu Bremsabriebemissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge	10
Abbildung 3-3: Literaturdaten zu Reifenabriebemissionen von PKW (linkes Bild) und sonstigen Kfz (rechtes Bild)	13
Abbildung 4-1: Geschwindigkeitsverlauf des WLTC.....	17
Abbildung 4-2: Geschwindigkeitsverlauf des ERMES V9.....	17
Abbildung 4-3: Aufbau des DTT Verdünnungssystems.....	19
Abbildung 4-4: Messaufbau mit Sondenentnahme am PKW Rollenprüfstand.....	20
Abbildung 4-5: Schematische Darstellung Messaufbau mit Sondenentnahme.....	20
Abbildung 4-6: Detail der Probennahme hinter dem angetriebenen Rad des Versuchsfahrzeugs BMW 218d (Frontantrieb)	21
Abbildung 4-7: Zeitlicher Verlauf von Rollenleistung (schwarz), Fahrzeuggeschwindigkeit (grün), PN23 (orange), PN10 (gelb) und PN4 (blau) bei verschiedenen Konstantpunkten...22	22
Abbildung 4-8: Zeitlicher Verlauf von Rollenleistung (schwarz), Fahrzeuggeschwindigkeit (grün), PN23 (orange), PN10 (gelb) und PN4 (blau) im ERMES V9	22
Abbildung 4-9: Änderung des NEP-Emissionsverhalten bei Wiederholung von Geschwindigkeitsverläufen	23
Abbildung 4-10: Leistungsrampe mit anschließenden Bremsvorgängen; Entstehung von NEP<23nm.....	23
Abbildung 4-11: schematischer Messaufbau der Trichtermessung	24
Abbildung 4-12: Trichtermessaufbau mit PN- und PM-Messung am PKW-Rollenprüfstand (links) und Detail der Entnahmestellen des Trichtermessaufbaus (rechts)	25
Abbildung 4-13: Zeitlicher Verlauf von Rollenleistung (schwarz), Fahrzeuggeschwindigkeit (grün), PN23 (orange), PN10 (gelb) und PN4 (blau) bei der Konstantpunktfahrt mit 75km/h und 30 kW Rollenleistung, gemessen mit dem Messaufbau mit Ansaugtrichter.....	25
Abbildung 4-14: Zeitlicher Verlauf von Rollenleistung (schwarz), Fahrzeuggeschwindigkeit (grün), PN23 (orange), PN10 (gelb) und PN4 (blau) im WLTC, gemessen mit dem Messaufbau mit Ansaugtrichter	26
Abbildung 5-1: Charakteristisches Polygon für die PN Emissionen je Bremse.....	29
Abbildung 5-2: PN/PM-Verhältnis zur Berechnung von PM10 aus PN.....	30
Abbildung 5-3: Charakteristisches Polygon für PM10-Reifenabrieb ($C_{(PM)}$) aus der Literatur mit Radleistung berechnet nach Tabelle 5-2 (die Werte beziehen sich auf ein einzelnes Rad) .34	34
Abbildung 6-1: Ergebnisse zu verschiedenen HBEFA-Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung.....	36
Abbildung 6-2: Ergebnisse zu PM ₁₀ Emissionen von verschiedenen PKW-Antriebsystemen	36

Abbildung 6-3: Ergebnisse zu PN ₂₃ Emissionen von verschiedenen PKW-Antriebsystemen (Achtung: Achsen haben unterschiedliche Skalierungen!)	37
Abbildung 6-4: PM10 Non-Exhaust Ergebnisse für den mittleren EURO VI D Sattelzug zu verschiedenen HBEFA Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung	38
Abbildung 6-5: PM10 Non-Exhaust Ergebnisse für den mittleren EURO VI D Solo-LKW mit 12-14t maximal zulässigem Gesamtgewicht zu verschiedenen HBEFA-Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung	39
Abbildung 6-6: PN Non-Exhaust-Ergebnisse für den mittleren EURO VI D Solo-LKW mit 12-14t maximal zulässigem Gesamtgewicht zu verschiedenen HBEFA-Zyklen mit jeweils -2%, Null und +2% Steigung	39

9 Literaturverzeichnis

- Baensch-Baltruschat, Kocher B., et.al.: Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment; Science of the Total Environment 733 (2020) 137823
- Beddows D.C.S., Roy H.: PM10 and PM2.5 emission factors for non-exhaust particles from road vehicles: Dependence upon vehicle mass and implications for battery electric vehicles; Atmospheric Environment 244 (2021) 117886
- Beji A., Deboudt K., et.al.: Determinants of rear-of-wheel and tire-road wear particle emissions by light-duty vehicles using on-road and test track experiments; Atmospheric Pollution Research 12 (2021) 231–244
- Beji A., K. Deboudt b, S. Khardi a, B. Muresan a,* , L. Lumière a: Determinants of rear-of-wheel and tire-road wear particle emissions by light-duty vehicles using on-road and test track experiments; Atmospheric Pollution Research 12 (2021) 231–244
- Bejia A., K. Deboudtb, S. Khardia, B. Muresana, P. Flamentb, M. Fourmentinb, L. Lumièrea: Non-exhaust particle emissions under various driving conditions: Implications for sustainable mobility; Transportation Research Part D 81 (2020) 102290
- Bittermann A.: Entwicklung einer neuartigen Methode zur Optimierung des Emissionsverhaltens von Diesel PKW im Rahmen der EU-RDE-Gesetzgebung; Dissertation an der Technischen Universität Graz; 2019
- Buschmeier J., Oelze B.: Influence of tire size and vehicle load on abrasion rate and mileage of passenger car tires; VDI Reports No 2398; 2022
- Emission Analytics: newsletter, Following the tyre tracks...; Where do tyre emissions go?; <https://www.emissionsanalytics.com/news/>; visited 19.10.2022
- EPA: Brake and Tire Wear Emissions from Onroad Vehicles in MOVES3; EPA-420-R-20-014; USA, 2020
- Garg, B.D., Cadle, S.H., Mulawa, P.A., et.al: Brake wear particulate matter emissions. Environ. Sci. Technol. 34 (21), 4463–4469; 2000
- Grigoratos, T.; Martini, G. Workshop on Brake Emissions—Towards a Regulation on Brake Wear Emissions. In Proceedings of the 82nd UNECE GRPE Session, Virtual Meeting, Brussels, Belgium, 13 January 2021
- Hesse, D.; Hamatschek, C.; Augsburg, K.; Weigelt, T.; Prahst, A.; Gramstat, S. Testing of Alternative Disc Brakes and Friction Materials Regarding BrakeWear Particle Emissions and Temperature Behavior. Atmosphere 2021, 12, 436. <https://doi.org/10.3390/atmos12040436>; 2021

Hesse, D.; Hamatschek, C.; Augsburg, K.; Weigelt, T.; Prahst, A.; Gramstat, S. Testing of Alternative Disc Brakes and Friction Materials Regarding BrakeWear Particle Emissions and Temperature Behavior. *Atmosphere* 2021, 12, 436. <https://doi.org/10.3390/atmos12040436>

Höltig P.: Quantification and characterization of tire and road wear particles in traffic related sediments; Dissertation an der Universität Leipzig, 2022

Hüglin Christoph, Grange Stuart K.: Chemical characterisation and source identification of PM10 and PM2.5 in Switzerland; EMPA 2021

Jiang R., Liu Y., et.al.: Exhaust and non-exhaust airborne particles from diesel and electric buses in Xi'an: A comparative analysis; Elsevier; *Chemosphere* 306 (2022) 135523

Ligterink N., et.al: uCARE, You Can Always Reduce Emissions because you care; Horizon 2020 project, GA 815002; <https://www.project-ucare.eu/project-results/deliverables/>; 24.10.2022

Liu Y., Wu S., et.al.: Brake wear induced PM10 emissions during the world harmonised light-duty vehicle test procedure-brake cycle; *Journal of Cleaner Production* 361 (2022) 132278

Matzer C., Weller K., Dippold M., Lipp S., Röck M., Rexeis M., Hausberger S.: Update of emission factors for HBEFA Version 4.1; Final report, I-05/19/CM EM-I-16/26/679 from 09.09.2019, TU Graz

Mellios G.: Guidebook updates; Chapters 1 . 3 .b.i iv / Road Transport COPERT v5.6; European Environment Agency; TFEIP Meeting; 2022

Monks et.al., AIR QUALITY EXPERT GROUP; Non-Exhaust Emissions from Road Traffic; 2019

Niemann H.: Experimentelle Einflussgrößenanalyse der Partikelemission von Pkw-Scheibenbremsen; Dissertation TU Darmstadt, 2021

OECD: Non-exhaust Particulate Emissions from Road Transport - An Ignored Environmental Policy Challenge; OECD, 2020

Park Jongsun et.al.: Analysis of wear induced particle emissions from brake pads during the worldwide harmonized light vehicles test procedure (WLTP); ELSEVIER; *Wear* 466-467 (2021) 203539

Proposal for a new UN GTR on Laboratory Measurement of Brake Emissions for Light-Duty Vehicles; Submitted to the Informal Working Group on non-exhaust for Particulate Measurement Programme on 17.06.2022

Sanders, P.G., Dalka, T.M., et.al.: Brake dynamometer measurement of airborne brake wear debris. In: SAE 2002 World Congress, Detroit, Michigan, 2002

Sang-Hee Woo, Yongrae Kim, Sunyoup Lee, Young Choi, Seokhwan Lee: Characteristics of brake wear particle (BWP) emissions under various test driving cycles; Elsevier; *Wear* 480-481 (2021) 203936

Schläfle S., Gauterin F., et.al.: Construction of a test bench for measuring tire-road particulate emissions on real-road surfaces; VDI-Reports No. 2398; 2022

Schmerwitz F., Wietking S. et.al.: Characterization of Tire Road Wear Particles in the Field and at Laboratory Scale; 12th International Munich Chassis Symposium p729-743, 2021; Springer Verlag 2022

Steiner M.: Schlussbericht Mikroplastik: Eintrag von Reifenabrieb in Oberflächengewässer; Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU); 2021

Wakeling D., Murrels T., et.al.: Air Quality Modelling on the Contribution of Brake Wear Emissions to Particulate Matter Concentrations Using a High-Resolution Brake Use Inventory; FAT-Schriftenreihe 318; 2019

Yan H., Zhang L., et.al.: Investigation of the external conditions and material compositions affecting the formation mechanism and size distribution of tire wear particles; Atmospheric Environment 244 (2021) 118018

Zhengyu M., et.al.: Determining factors and parameterization of brake wear particle emission; ELSEVIER; Journal of Hazardous Materials 434 (2022) 128856

Zum Hagen: On-road vehicle measurements of brake wear particle emissions; Atmospheric Environment 217 (2019) 116943