



Laboratorium für Umweltanalytik GesmbH



**Forschungsgesellschaft für
Verbrennungskraftmaschinen und
Thermodynamik mbH**

Ermittlung von aktuellen Emissionsfaktoren für limitierte und nicht limitierte Schadstoffkomponenten des Straßen- und Schienenverkehrs

Erstellt im Auftrag der

**Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie
Radetzkystraße 2, A-1030 Wien**

**Asfinag BMG
Modecenter-Straße 16, 1030 Wien**

**ÖBB Infrastruktur AG
Praterstern 3, 1020 Wien**

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.

Vorbemerkungen

Der vorliegende Bericht setzt sich aus mehreren in sich geschlossenen Teilberichten zusammen.

- Zusammenfassung
- Straßentunnelmessung Plabutschunnel, Graz, Österreich
- Straßentunnelmessungen Kaisermühlentunnel, Wien, Österreich
- Eisenbahntunnel Lainzer Tunnel, Wien Österreich



Laboratorium für Umweltanalytik GesmbH



Zusammenfassung

Erstellt im Auftrag der

Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie
Radetzkystraße 2, A-1030 Wien

Asfinag BMG
Modecenter-Straße 16, 1030 Wien

ÖBB Infrastruktur AG
Praterstern 3, 1020 Wien

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.

1. Einleitung

Mit der Novelle der IG-L 2010 wurden Zielwerte für Arsen, Kadmium, Nickel und Benzo(a)pyren festgelegt, welche im Bundesgebiet ab 31.12.2012 nicht mehr überschritten werden dürfen. Für diese Parameter sieht allerdings das aktuelle „Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich“ noch keine Emissionsfaktoren vor. Bei UVP Feststellungs- und Genehmigungsverfahren von hochrangigen Straßenprojekten sowie bei Eisenbahnprojekten sind seit Inkrafttreten der IG-L Novelle Aussagen zu diesen Parametern erforderlich. Die in Überarbeitung befindliche RVS 04.02.12 sowie RVS 09.02.33 sehen ebenfalls die Behandlung dieser Schadstoffe vor. Derzeit muss man sich mit groben Abschätzungen basierend auf Datenmaterial aus den 1980er Jahren behelfen. Ziel des Vorhabens ist es diese Schwachstelle zu beheben. Zusätzlich werden im Rahmen des Projektes die Emissionsfaktoren für die Hauptschadstoffe wie NO_x , PM_{10} , und CO überprüft. Die Erhebung und Überprüfung der Emissionsfaktoren erfolgt mit Hilfe von Tunnelmessungen.

Tunnelmessungen haben für die Bestimmung von Emissionsfaktoren neben der zumeist hohen Quellstärke zusätzlich den Vorteil, dass es in längsgelüfteten Tunnelanlagen in Fahrtrichtung (Strömungsrichtung) zu einer Erhöhung der Schadstoffkonzentration kommt. Die im Tunnel emittierten Schadstoffe werden aufgrund des Schubes der Fahrzeuge oder mit Hilfe einer mechanischen Längslüftung zum Ausfahrtsportal transportiert, sodass die Emissionen über eine längere Strecke bis zum Messpunkt transportiert werden. Dies ermöglicht es, dass gerade für jene Schadstoffe, bei denen die Emissionsmengen sehr gering sind, durch die Ansammlung in der Tunnelluft eine Messung über der Nachweisgrenze eher möglich ist als im Freien.

Es wurden Tunnelmessungen in Straßentunneln und einem Eisenbahntunnel durchgeführt. Gerade für Straßentunnel ermöglicht eine hohe Verkehrsstärke gepaart mit langen Tunnelabschnitten das Erzielen höherer Konzentrationswerte. Allerdings herrscht im Tunnel im Vergleich zu Stadtverkehr bzw. Freilandstrecken ein anderes Fahrverhalten. In der Regel ist dieses geprägt durch ein gleichmäßiges Geschwindigkeitsprofil mit seltenen Brems- und Beschleunigungsvorgängen. Diese Verkehrssituation unterscheidet sich deutlich von jenen, die auf Freilandstraßen vor allem im städtischen Bereich beobachtet werden. Darüber hinaus kann davon ausgegangen werden, dass die Fahrbahn im Tunnel weniger stark verschmutzt ist als im Freiland. Daraus folgt, dass die im Tunnel ermittelten Emissionsfaktoren in der Regel geringer sind als jene auf anderen Straßenbereichen.

Untersuchungen in Eisenbahntunnel sind in der Literatur kaum zu finden, sie bieten jedoch eine gute Möglichkeit trotz geringer Zugfrequenzen Emissionsfaktoren bestimmen zu können. Herauszustreichen ist, dass die Diversität der detektierten Züge groß ist und daher ein Tunnel mit vornehmlich Güterverkehr für die Untersuchungen gewählt wurde.

2. Zusammenfassung der Emissionsfaktoren

2.1. Straßentunnel

Für die Bestimmung von aktuellen Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr wurden drei Messkampagnen in zwei verschiedenen österreichischen Straßentunneln durchgeführt. Im Jahr 2012 und 2013 im Plabutschunnel und im Jahr 2014 im Kaisermühlentunnel. Die beiden gewählten Tunnelanlagen unterscheiden sich nicht nur durch ihre Länge (Plabutschunnel: 10 km; Kaisermühlentunnel: 2,2 km) sondern auch durch die Anzahl der Fahrstreifen (Plabutschunnel: 2; Kaisermühlentunnel: 4) sowie dem Verkehrsaufkommen

(Plabutschunnel: 40.000 Kfz/Tag; Kaisermühlentunnel: ca. 100.000 Kfz/Tag) und daraus resultierendem Fahrverhalten im Tunnel.

Die aus den Messungen abgeleiteten Emissionsfaktoren sind flottenspezifische Emissionsfaktoren, die einem Mittelwert aus allen während der Messungen vorherrschenden Fahrsituationen entsprechen, somit lassen sich auch nur Mittelwerte von Emissionsfaktoren ableiten. In Summe hat man in beiden Tunnelanlagen zwischen 200.000 und 400.000 Fahrzeugkilometer pro Tag. Generell ist davon auszugehen, dass in beiden Tunneln aufgrund der „Section Control“ ein gleichförmiges Fahrverhalten ohne nennenswerte Brems- oder Beschleunigungsvorgänge herrscht, jedoch auf unterschiedlichen Geschwindigkeitsniveaus (Plabutschunnel: 100 km/h Pkw, 80 km/h Lkw; Kaisermühlentunnel: 80 km/h Pkw, 60 km/h Lkw).

Nachstehend werden die Ergebnisse der drei Messkampagnen zusammengefasst und kurz diskutiert. Abhängig von der Datenlagen wurden flottenspezifische Emissionsfaktoren für Fahrzeuge berechnet oder sofern möglich auch die Unterteilung in Pkw und Lkw getroffen.

Schwermetall Emissionsfaktoren

Die Schwermetallbestimmungen basieren auf der chemischen Analyse von Filtern. D.h. das Filtermaterial wird über eine vorher definierte Zeitspanne mit Staub belegt und anschließend die Bestandteile des Staubes im Hinblick auf Schwermetalle analysiert. Nur wenn sowohl bei Tunnelanfang als auch bei Tunnelende der Filter ordnungsgemäß belegt wurde kann das Analyseergebnis in die Auswertung mit einfließen. Durch die zeitweise nicht Verfügbarkeit einzelner Messwerte (Filter) reduziert sich die Anzahl der Datenpunkte. Bei der Messung im Plabutschunnel im Jahr 2012 reichte die Messtrecke (ca. 3 km) nicht aus um Schwermetalle im Staub nachzuweisen, daher wurde 2013 eine neuerliche Messung durchgeführt. Die flottenspezifischen Emissionsfaktoren sind stark abhängig vom Schwerverkehrsanteil der den detaillierten Teilberichten zu den einzelnen Messungen entnommen werden kann.

Tabelle 1: Mittlerer Kfz-Flotten Emissionsfaktor pro Fahrzeug für Schwermetalle inkl. 95 % Konfidenzintervall für die Messung im Plabutschunnel (Messung 2013) und im Tunnel Kaisermühlen (2014).

Schwermetall	Emissionsfaktor in [mg/km]	
	Plabutschunnel 2013	Kaisermühlentunnel 2014
Arsen (As)	n.d.	n.d.
Cadmium (Cd)	n.d.	n.d.
Antimon (Sb)	0,0029 ± 0,0009	0,005 ± 0,004
Kupfer (Cu)	0,0635 ± 0,0164	0,152 ± 0,152
Chrom (Cr)	0,0056 ± 0,0015	0,004 ± 0,005
Nickel (Ni)	0,0009 ± 0,0008	0,0009 ± 0,0016
Blei (Pb)	0,0009 ± 0,0003	n.d.
Eisen (Fe)	0,0223 ± 0,0021	1,851 ± 1,439
Mangan (Mn)	0,000185 ± 0,000016	0,003 ± 0,003
Molybdän (Mo)	0,000020 ± 0,000004	0,003 ± 0,003
Zink (Zn)	n.d.	0,034 ± 0,049
Cobalt (Co)	n.d.	0,0004 ± 0,0007

* n.d. (not detectable) unter der Nachweisgrenze

Es zeigt sich, dass die aus den Messungen im Plabutschunnel berechneten Emissionsfaktoren durchwegs niedriger sind als jene im Kaisermühlentunnel. Das ist vorrangig auf den unterschiedlichen Fahrzustand zurückzuführen. Der Tunnel Kaisermühlen ist ein zirka 2 km langer Tunnel auf der A22 Donauufer Autobahn und weist eine tägliche Fahrzeugfrequenz von bis zu 100 000 Fahrzeugen auf. Aufgrund dieser hohen Verkehrsbelastung ist in den Stoßzeiten mit stockendem Verkehr und mehr Bremsvorgängen zu rechnen, wohingegen im Plabutschunnel durchgängig flüssiger Verkehr vorherrscht.

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe Emissionsfaktoren

Emissionsfaktoren sind nur für den Kaisermühlentunnel angeführt, da im Plabutschunnel für diese Komponenten keine Beprobung erfolgte. Aufgrund der physikalischen Stoffeigenschaften können 4- bis 6-Ring Aromaten analysiert werden, da diese überwiegend in der Partikelphase vorliegen und damit durch das eingesetzte Probenahmeverfahren ausreichend vollständig erfasst wurden. Die großen Konfidenzintervalle resultieren aus hohen und – abhängig von den meteorologischen Bedingungen – stark schwankenden Umgebungskonzentrationen.

Tabelle 2: Mittlerer Kfz-Flotten Emissionsfaktor für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) inkl. 95 % Konfidenzintervall pro Fahrzeug für die Messung im Tunnel Kaisermühlen (2014).

PAH	Emissionsfaktor in [$\mu\text{g}/\text{km}$]
	Kaisermühlentunnel 2014
Fluoranthren	$0,7 \pm 1,9$
Pyren	$1,1 \pm 1,9$
Benz(a)anthracen	$0,7 \pm 0,3$
Chrysen	$0,8 \pm 0,3$
Benzo(b+k)fluoranthene	$0,5 \pm 0,7$
Benzo(a)pyren	$0,3 \pm 0,3$
Indeno(1,2,3-cd)pyren	$0,2 \pm 0,4$
Benzo(ghi)perylen	$0,4 \pm 0,4$
Dibenz(ah+ac)anthracen	$0,0 \pm 0,1$

Validierung vorhandener Emissionsmodelle

Bezogen auf CO, PM₁₀, NO_x und NO₂ und dienen die Messungen zur Validierung vorhandener Emissionsfaktoren. Verglichen werden dabei die aus der Messung abgeleiteten Emissionsfaktoren mit Werten einzelner Fahrsituation bzw. Fahrmustern, wie sie mit Hilfe des Handbuches für Emissionsfaktoren 3.2. oder NEMO berechnet werden können.

Vorab ist darauf hinzuweisen, dass die aus den Messungen ermittelten Emissionsfaktoren einen Mix aus unterschiedlichen Fahrsituationen abbilden (alle während der Messdauer vorherrschenden). Diese sind schwer mit den konkreten Fahrmustern aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 3.2) zu vergleichen. Um eine Bewertung der Ergebnisse zu ermöglichen werden trotz dieser Einschränkung die Emissionsfaktoren aus dem Emissionsmodell in nachstehender Tabelle angeführt. Bei den Messungen im Plabutschunnel muss darauf hingewiesen werden, dass die Steigung bzw. das Gefälle von $\pm 1\%$ bei der Berechnung mittels Handbuch für Emissionsfaktoren auf „eben (0%)“ gesetzt wurde. Auch hier ergeben sich Diskrepanzen bei der Vergleichbarkeit.

CO Emissionsfaktoren

Im Rahmen der Messung wurden bei zwei Messkampagnen (Plabutsch 2013 und Kaisermühlentunnel 2014) auch Emissionsfaktoren für Kohlenmonoxid bestimmt. Es zeigt sich, dass die Emissionen für PKW sehr gut vom Handbuch für Emissionsfaktoren abgebildet wurden. Bezogen auf die Messung im Plabutschtunnel (2013) ergibt sich doch in den Modellen eine deutliche Unterschätzung der LKW Emissionen. Die Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge (LKW) streuen deutlich mehr als jene für PKW, da eine deutlich höhere Bandbreite an Fahrzeugen vor allem in Bezug auf die Beladung (Gesamtgewicht) vorhanden ist. Das Gesamtgewicht der Fahrzeuge wirkt sich direkt auf die Motorlast und damit die Emissionsmenge aus. Aufgrund nichtvorhandener Daten über die tatsächliche Beladung der Fahrzeuge mussten statistische Angaben herangezogen werden.

Tabelle 3: CO Emissionsfaktoren in [g/km] abgeleitet aus zwei Messkampagnen.

Fahrzeug	CO Emissionsfaktoren		
	Messung	HBEFA 3.2	NEMO
Plabutschtunnel 2013			
PKW	0,23	0,23	0,51
LKW (SNF)	3,31	1,10	1,16
Kaisermühlentunnel 2014			
PKW	0,31	0,29	
LKW (SNF)	1,17	1,02	

⁽¹⁾ Fahrmuster: Autobahn, 100 km/h, flüssig; NEMO: AB_100

⁽²⁾ Fahrmuster: Autobahn, 80 km/h (PKW), 60 km/h (LKW), gesättigt

PM₁₀ Emissionsfaktoren

Die aus den Messkampagnen abgeleiteten PM₁₀ Emissionsfaktoren umfassen sowohl PM₁₀ exhaust als auch PM₁₀ non-exhaust. D.h. zieht man vom PM₁₀ gesamt Emissionsfaktor den PM₁₀ exhaust Emissionsfaktor ab, erhält man die PM₁₀ non-exhaust Emissionsfaktoren. Im Kaisermühlentunnel ist eine Unterteilung des Emissionsfaktors nach PKW und LKW aufgrund der angewandten Messmethodik nicht möglich.

Tabelle 4: PM₁₀ Emissionsfaktoren in [g/km] abgeleitet aus den drei Messkampagnen.

Fahrzeug	PM ₁₀ Emissionsfaktoren		
	Messung	HBEFA 3.2	NEMO
Plabutschtunnel 2012			
PKW	0,022	0,011 ^{*(1)}	0,015 ^{*(1)}
LKW (SNF)	0,095	0,048*1	0,051 ^{*(1)}
Plabutschtunnel 2013			
PKW	0,015	0,009 ^{*(1)}	0,014 ^{*(1)}
LKW (SNF)	0,076	0,042 ^{*(1)}	0,055 ^{*(1)}
Kaisermühlentunnel 2014			
PKW	0,043	0,018 ^{*(2)}	
LKW (SNF)			

* die angegebenen Werte entsprechen den PM₁₀ exhaust Emissionsfaktoren für PKW und SNF

⁽¹⁾ Fahrmuster: Autobahn, 100 km/h, flüssig; NEMO: AB_100

⁽²⁾ Fahrmuster: Autobahn, 80 km/h (PKW), 60 km/h (LKW), gesättigt

Es zeigt sich, dass der PM₁₀ non-exhaust Anteil in Tunnelanlagen deutlich geringer ist als auf Freilandstraßen, weshalb die Anwendung der gängigen Emissionsfaktoren für PM₁₀ non-exhaust von Freilandstraßen (z.B. Lohmeyer, A., Düring I., Nitzsche, E., Moldenhauer, A., Stockhause, M. 2004) zu Überschätzungen führt.

NO_x Emissionsfaktoren

Die Bestimmung der NO_x Emissionsfaktoren dient in erster Linie dazu die gewonnenen Messdaten zu überprüfen. Anhand der NO_x Emissionsfaktoren, sowie der statistischen Qualität dieser, kann auf die Streuung des Datenkollektives rückgeschlossen werden. D.h. die NO_x Emissionsfaktoren dienen dazu die zeitliche Verschiebung zu bestimmen und Datenbereiche aufgrund fehlerhafter Datenerfassung aus der Auswertung auszuschließen. Die ausgeschlossenen Datenbereiche werden auch bei der Auswertung anderer kontinuierlich gemessener Schadstoffe nicht berücksichtigt. Darüber hinaus bleibt die zeitliche Verschiebung bei allen anderen Schadstoffen unverändert.

Tabelle 5: NO_x Emissionsfaktoren in [g/km] abgeleitet aus den drei Messkampagnen.

Fahrzeug	NO _x Emissionsfaktoren		
	Messung	HBEFA 3.2	NEMO
Plabutschtunnel 2012			
PKW	0,30	0,28 ⁽¹⁾	0,35 ⁽¹⁾
LKW (SNF)	3,15	2,52 ⁽¹⁾	4,53 ⁽¹⁾
Plabutschtunnel 2013			
PKW	0,28	0,29 ⁽¹⁾	0,46 ⁽¹⁾
LKW (SNF)	3,31	2,29 ⁽¹⁾	3,54 ⁽¹⁾
Kaisermühlentunnel 2014			
PKW	0,35	0,34 ⁽²⁾	
LKW (SNF)	5,19	3,98 ⁽²⁾	

⁽¹⁾ Fahrmuster: Autobahn, 100 km/h, flüssig; NEMO: AB_100

⁽²⁾ Fahrmuster: Autobahn, 80 km/h (PKW), 60 km/h (LKW), gesättigt

Bei Gegenüberstellung der NO_x Emissionsfaktoren aus den Tunnelmessungen mit jenen aus der HBEFA-Modellierung zeigt sich, dass die Modellberechnungen vor allem in Bezug auf LKW geringere Emissionsfaktoren liefern. Die Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge (LKW) streuen deutlich mehr als jene für PKW, da eine deutlich höhere Bandbreite an Fahrzeugen vor allem in Bezug auf die Beladung (Gesamtgewicht) vorhanden ist. Das Gesamtgewicht der Fahrzeuge wirkt sich direkt auf die Motorlast und damit die NO_x Emissionsmenge aus. Aufgrund nichtvorhandener Daten über die tatsächliche Beladung der Fahrzeuge mussten statistische Angaben herangezogen werden.

NO₂ Emissionsfaktoren

Betrachtet man die Emissionsfaktoren von Stickstoffdioxid (NO₂) so zeigt sich, dass vor allem der Anteil von NO₂ an NO_x mit der Fahrzeugart (Pkw bzw. Lkw) stark variiert, was vorrangig auf die unterschiedliche Abgasnachbehandlung zurückzuführen ist.

Tabelle 6: NO₂ Emissionsfaktoren in [g/km] abgeleitet aus den drei Messkampagnen. Die Klammerwerte geben den prozentualen Anteil von NO₂ an NO_x an.

Fahrzeug	NO ₂ Emissionsfaktoren		
	Messung	HBEFA 3.2	NEMO
Plabutschunnel 2012			
PKW	0,09 (30%)	0,09 (32%) ⁽¹⁾	0,06 (29%)
LKW (SNF)	0,23 (7%)	0,27 (11%) ⁽¹⁾	0,15 (3%)
Plabutschunnel 2013			
PKW	0,08 (29%)	0,09 (31%) ⁽¹⁾	0,06 (13%)
LKW (SNF)	0,28 (7%)	0,26 (11%) ⁽¹⁾	0,14 (4%)
Kaisermühlentunnel 2014			
PKW	0,12 (34%)	0,10 (29%) ⁽²⁾	
LKW (SNF)	0,35 (7%)	0,35 (9%) ⁽²⁾	

⁽¹⁾ Fahrmuster: Autobahn, 100 km/h, flüssig; NEMO: AB_100

⁽²⁾ Fahrmuster: Autobahn, 80 km/h (PKW), 60 km/h (LKW), gesättigt

2.2. Bahntunnel

Im November 2014 wurde im Lainzer Tunnel eine 1-wöchige Messkampagne zur Bestimmung aktueller Emissionsfaktoren von limitierten und nicht-limitierten Schadstoffen von Eisenbahnzügen durchgeführt. Für die Parameter TSP und PM₁₀ wurden kontinuierliche Messungen für die Schwermetalle in Staub Halbtagesproben gezogen.

Bedingt durch die komplexen inhomogenen Strömungsverhältnisse im Gegenverkehrstunnel erfolgte die Berechnung der Emissionsfaktoren, im Gegensatz zu jenen in Straßentunneln, auf Basis diskontinuierlicher 12h Mittelwerte unter Heranziehen der vektoriell ermittelten Tunnellängsströmung. Durch diesen Umstand ist mit höheren Unsicherheiten bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren zu rechnen.

Bei der Verwendung der Emissionsfaktoren ist zu berücksichtigen, dass diese ausschließlich für Elektrotraktion gelten und keine Dieselmotoremissionen beinhalten. Für Stations- und Kurvenbereiche sind aufgrund von Brems- und Beschleunigungsvorgängen Zuschläge zu berücksichtigen.

Tabelle 7: Mittlere Güterzug -Emissionsfaktoren pro km für die im Lainzer Tunnel bestimmten Staubfraktionen sowie Gehalte an Schwermetallkomponenten in den beiden Staubfraktionen unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle in [%].

Schwermetall	Emissionsfaktor	
	Metalle in TSP	Metalle in PM ₁₀
TSP [g/km]	5,1 ± 84%	
PM ₁₀ [g/km]		2,4 ± 101%
Eisen (Fe) [% w/w]	34 ± 30%	38 ± 23%
Magnetit (Fe ₃ O ₄) [% w/w]	47 ± 30%	52 ± 23%
Kupfer (Cu) [µg/g]	3175 ± 111%	1505 ± 136%
Zink (Zn) [µg/g]	1660 ± 36%	2043 ± 41%
Mangan (Mn) [µg/g]	1976 ± 11%	2107 ± 18%
Chrom (Cr) [µg/g]	610 ± 33%	558 ± 32%
Molybdän (Mo) [µg/g]	98 ± 51%	143 ± 34%
Nickel (Ni) [µg/g]	248 ± 33%	234 ± 61%
Blei (Pb) [µg/g]	59 ± 45%	84 ± 64%
Vanadium (V) [µg/g]	75 ± 20%	86 ± 31%

3. Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse

Durch die Tunnelmessungen war es möglich für Schadstoffe wie z.B. die Schwermetalle Emissionsfaktoren abzuleiten, für die es aufgrund der geringen Emission pro Einzelfahrzeug kein belastbares Datenmaterial aus Prüfstands- oder Freilandmessungen gibt. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die durchgeführten Messungen spezielle Fahrmuster abbilden und die Ergebnisse nicht direkt auf andere Fahrsituationen und Streckenabschnitte umgelegt werden können. Die durchgeführten Messungen sind repräsentativ für Tunnelanlagen im übergeordneten Straßennetz mit sehr gleichförmigen Fahrverhalten. Vor allem in Bezug auf PM_{10} können die Ergebnisse nicht auf Freilandstrecken übertragen werden, da der Anteil von PM_{10} non-exhaust im Tunnel stark reduziert ist.

Bei den Messergebnissen, die für Validierungszwecken von bestehenden Emissionsdatenbanken herangezogen werden zeigte sich, dass bei NO_x -PKW eine gute Übereinstimmung erzielt wurde. Beim LKW passten die Werte im Plabutschunnel relativ gut, im Kaisermühlentunnel liegt eine modellmäßige Unterschätzung vor. Die Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge (LKW) streuen deutlich mehr als jene für PKW, da eine deutlich höhere Bandbreite an Fahrzeugen vor allem in Bezug auf die Beladung (Gesamtgewicht) vorhanden ist. Das Gesamtgewicht der Fahrzeuge wirkt sich direkt auf die Motorlast und damit die NO_x Emissionsmenge aus. Aufgrund nichtvorhandener Daten über die tatsächliche Beladung der Fahrzeuge mussten statistische Angaben herangezogen werden.

Die Ergebnisse der Messungen im Bahntunnel ermöglichen eine Quantifizierung in erster Näherung. Aufgrund der im Rahmen dieses Forschungsvorhabens gewonnenen methodischen Erkenntnisse sind zur Absicherung der Emissionsfaktoren für Güterzüge und zur Ermittlung von Personenzügen, welche aufgrund der geringeren Zuglasten auch geringere Emissionsfaktoren erwarten lassen, Messungen in einem zweiröhrigen Tunnel mit Richtungsverkehr erforderlich.

Plabutschtunnel

**Zwei Messungen:
24.08.2012 – 07.09.2012
30.08.2013 – 16.09.2013**

durchgeführt:



Bericht Nr. FVT-117/14 V&U 12/45/6200 vom 26.11.2014

Freigegeben: DI. Dr. Peter Sturm _____ 26.11.2014

Mag. Dr. Marlene Hinterhofer
Erstellt: Ing. Thomas Nöst _____ 26.11.2014

Inhalt Plabutschtunnel

Plabutschtunnel	2
1. Einleitung	4
2. Bestimmung der Emissionsfaktoren	4
2.1. Bestimmung der Verdünnung	6
Basierend auf Längsströmungsmessung	7
Basierend auf CO ₂ Immissionskonzentration	8
Diskussion der Ergebnisse	9
2.2. NO _x Emissionsfaktoren	9
NO ₂ Primäranteil an den NO _x Emissionen	17
2.3. PM ₁₀ Emissionsfaktoren	20
PM _{2,5} Anteil an den PM ₁₀ Emissionen	31
Rußanteil an den PM ₁₀ bzw. PM _{2,5} Emissionen	33
2.4. CO Emissionsfaktoren	35
2.5. Filteranalysen zur Schwermetallbestimmung	38
Antimon Emissionsfaktoren Tunnel	40
Kupfer Emissionsfaktoren Tunnel	42
Chrom Emissionsfaktoren Tunnel	44
Nickel Emissionsfaktoren Tunnel	47
Blei Emissionsfaktoren Tunnel	49
Zusammenfassung der Schwermetall Emissionsfaktoren Tunnel	52
3. Abbildungsverzeichnis	53
4. Literaturverzeichnis	56

1. Einleitung

Mit der Novelle der IG-L 2010 wurden Zielwerte für Arsen, Kadmium, Nickel und Benzo(a)pyren festgelegt, welche im Bundesgebiet ab 31.12.2012 nicht mehr überschritten werden dürfen. Für diese Parameter sieht allerdings das aktuelle „Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich“ noch keine Emissionsfaktoren vor.

Bei UVP Feststellungs- und Genehmigungsverfahren von hochrangigen Straßenprojekten sowie bei Eisenbahnprojekten sind seit Inkrafttreten der IG-L Novelle Aussagen zu diesen Parametern erforderlich. Die in Überarbeitung befindliche RVS 04.02.12 sowie RVS 09.02.33 sehen ebenfalls die Behandlung dieser Schadstoffe vor. Derzeit muss man sich mit groben Abschätzungen basierend auf Datenmaterial aus den 1980er Jahren behelfen. Ziel des Vorhabens ist es diese Schwachstelle zu beheben.

Zusätzlich werden im Rahmen des Projektes die Emissionsfaktoren für die Hauptschadstoffe wie NO_x , PM_{10} , CO_2 und CO überprüft. Gegenstand dieses Berichtes sind die Auswertungen der Messungen im Plabutschtunnel 2012 und 2013.

Der Plabutschtunnel wird in Richtungsverkehr geführt und ist ungefähr 10 km lang. Prinzipiell ist der Tunnel mit einer Vollquerlüftung ausgestattet, beiden Tunnelröhren werden im Richtungsverkehr betrieben. Da der Schub der Fahrzeuge bereits ausreicht, um eine Längsgeschwindigkeit von 3 bis ca. 7 m/s aufzubauen, wird der Tunnel in der Regel kaum mechanisch belüftet.

Aufgrund der Länge der Tunnelanlage in Kombination mit dem starken Verkehrsaufkommen werden höhere Konzentrationen detektiert, was eine Auswertung erleichtert. Die im Tunnel integrierten Längsströmungsmessgeräte bzw. die gemessenen CO_2 Konzentrationen liefern die Daten zur Ermittlung der Verdünnung und über die gemessenen NO_x Konzentrationen wird die Qualität der Messergebnisse bewertet.

Beide Messungen wurden in der Oströhre des Plabutsch (Fahrtrichtung Linz) durchgeführt. Der Tunnel besitzt einen Scheitelpunkt, weshalb der erste Teil der Messstrecke 1 % Steigung aufweist und der zweite etwas kürzere Teil 1 % Gefälle besitzt. Die Geschwindigkeitsbeschränkung im Tunnel beläuft sich auf 100 km/h für PKW bzw. 80 km/h für SNF und wird mittels Section Control überprüft.

Die jeweils zweiwöchigen Messungen fanden im Jahr 2012 von 24.8. bis 7.9. und im Jahr 2013 von 30.8. bis zum 16.9. statt. Da nur vollständige Datensätze bei der Auswertung berücksichtigt werden können, spielt auch die Datenverfügbarkeit eine entscheidende Rolle für die Qualität der Ergebnisse. In der ersten Messperiode (2012) beläuft sie sich auf ca. 35 % in der zweiten Messperiode (2013) auf 98 % mit Ausnahme der Rußmessung bei der die Verfügbarkeit bei rund 40 % liegt. Vor allem die Speicherung der Daten der Längsströmungsmessgeräte war im Rahmen der 2012 durchgeführten Messung mit Problemen behaftet.

2. Bestimmung der Emissionsfaktoren

Tunnelmessungen haben neben der zumeist hohen Quellstärke zusätzlich den Vorteil, dass es in Tunnelanlage zu einer Erhöhung der Schadstoffkonzentration kommt. Die im Tunnel emittierten Schadstoffe werden aufgrund des Schubes der Fahrzeuge oder mit Hilfe einer mechanischen Längslüftung zum Ausfahrtsportal transportiert, sodass die Emissionen über eine längere Strecke bis zum Messpunkt transportiert werden. Das Fahrverhalten im Tunnel ist geprägt durch ein gleichmäßiges Geschwindigkeitsprofil mit seltenen Brems- und Beschleunigungsvorgängen.

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren basiert auf der Differenz von Immissionskonzentrationen am Tunnelanfang bzw. Tunnelende. Die Messstrecke ist jene Strecke die sich zwischen den beiden Messcontainern befindet. Kennt man die Anzahl der Fahrzeuge innerhalb dieser Strecke, die Streckenlänge sowie die Verdünnung der Schadstoffe können Emissionsfaktoren berechnet werden.

Vom Tunnelbetreiber werden für die Berechnung der Emissionsfaktoren die Messdaten der Längsströmungsmessgeräte (Verdünnung), die Parameter der Lüftungsanlage sowie die Verkehrsdaten zur Verfügung gestellt.

Darüber hinaus wurden von der Asfinag Verkehrsdaten in Minutenauflösung von der Messstelle nördlich des Tunnelportals auf der A9 übermittelt, die dann aufgrund der höheren zeitlichen Auflösung in die Berechnung einfließen.

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren für die gasförmigen Schadstoffe sowie PM₁₀ basiert auf den Minutenwerten die erst im Zuge der Auswertung weiter zusammengefasst wurden. Ein gleitender 10 Minuten Mittelwert hat sich für die Berechnung als optimal herausgestellt, da kurzfristige Spitzenwerte herausgemittelt werden aber die Dynamik der Werte nicht zur Gänze verloren geht. Dafür müssen die Werte jedoch zeitlich geschiftet werden, um den Zeitversatz zwischen den beiden Messungen zu korrigieren. Der berücksichtigte Zeitversatz wird anhand der NO_x Immissionsmessung ermittelt und bleibt im Rahmen der weiterführenden Auswertung unverändert.

Die Erfassung der Schwermetalle erfolgt mittels Filterbelegung. D.h. der Luftstrom wird für eine definierte Zeit über einen Filter geleitet und die festen Bestandteile scheiden sich inkl. der Schwermetalle auf dem Material ab. Die gesammelten Filterproben werden chemisch analysiert und mit dem Verkehrsaufkommen im Tunnel während der Sammelperiode in Verbindung gebracht.

Um eine bessere Vorstellung vom Messaufbau zu erhalten ist dieser in Abbildung 1 inkl. der gemessenen Parameter schematisch dargestellt. Bei den eingesetzten Messgeräten handelt es sich um konventionelle Messgeräte zur dynamischen Erfassung von Luftschadstoffkonzentrationen.

Messperiode 2012

Pannenbucht 9:

- PM₁₀ Messung: Sharp 5030
- NO_x Messung: API 200 A

Pannenbucht 1:

- PM₁₀ Messung: TEOM FDMS
- NO_x Messung: API 200 A

Messperiode 2013

Pannenbucht 1:

- PM₁₀ Messung: Sharp 5030
- NO_x Messung: API 200 A
- CO: Horiba
- CO₂: Horiba
- Ruß: 5012 MAAP
- PM_{2,5} Messung: TEOM FDMS
- Schwermetalle: DIGITEL

Pannenburg 17:

- PM₁₀ Messung: Sharp 5030
- NO_x Messung: Thermo 42i
- CO: API 300
- CO₂: Maihak
- Schwermetalle: DIGITEL

Plabutschunnel Röhre Richtung Norden

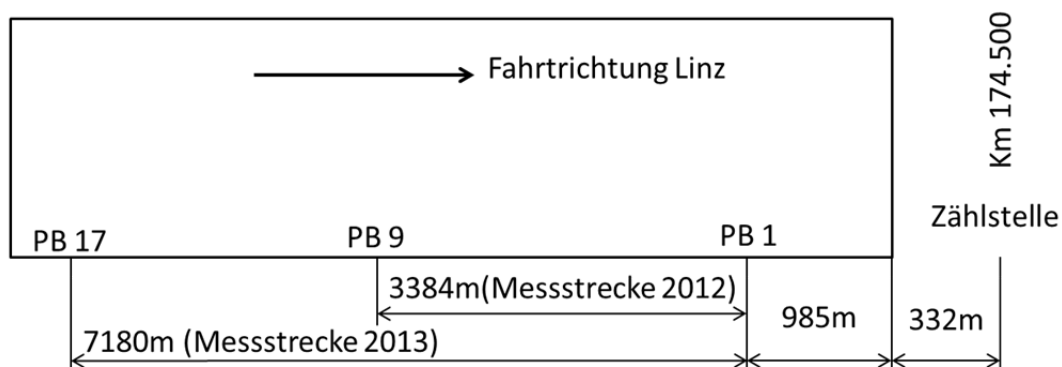


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Anordnung der Messgeräte während der Messungen in den Jahren 2012 und 2013.



Abbildung 2: Eingesetzte Messcontainer (Messung 2012).

2.1. Bestimmung der Verdünnung

Um von den gemessenen Immissionen auf einen Emissionsfaktor rückrechnen zu können, ist es notwendig Parameter zur Berechnung der Verdünnung zu erfassen. Ein direktes Maß zur Bestimmung der Verdünnung ist die Längsgeschwindigkeit. Da dieser Parameter auch für die Lüftung der Tunnelanlage entscheidende Bedeutung hat, verfügen Tunnel mit einer Länge von mehr als 700 m über Längsströmungsmessgeräte. Die Daten dieser Messgeräte sind im Zuge der Auswertung zur Verfügung gestellt worden. D.h. das Maß der Verdünnung kann direkt über die Längsgeschwindigkeit erfasst werden.

Stehen keine Längsströmungsmessgeräte zur Verfügung besteht auch die Möglichkeit die Verdünnung über CO₂ zu berechnen. Hierfür werden für die Messstrecke anhand des Verkehrsaufkommens CO₂ Emissionen berechnet und im Anschluss daran das Verhältnis zu den gemessenen CO₂ Immissionen ermittelt, dieses ist ein Maß für die Verdünnung.

Bei dieser Vorgehensweise ist die Qualität des Ergebnisses vor allem von der Qualität der Berechnung der CO₂ Emissionen abhängig. Zur Berechnung dieser ist wiederum ein repräsentativer Emissionsfaktor notwendig der unter anderem auch von der richtige Klassifizierung der Fahrsituation abhängig ist. Im gegenständlichen Fall ist die Klassifizierung der Fahrsituation verhältnismäßig einfach zu bewerkstelligen (Autobahn; PKW: 100 km/h, LKW: 80 km/h, Section Control).

Im Zuge des Projektes wurden beide Vorgehensweisen zur Berechnung der Verdünnung untersucht und miteinander verglichen. Nachstehend werden die Ergebnisse dargestellt und die Qualität anhand der Berechnung der NO_x Emissionsfaktoren bewertet.

Basierend auf Längsströmungsmessung

Um die Verdünnung über die Längsströmung im Tunnel zu ermitteln wurden die Werte der fix montierten Längsgeschwindigkeitsmessung im Tunnel herangezogen. Der Plabutschunnel verfügt über zahlreiche Längsströmungsmessungen. Im gegenständlichen Fall wurden die Daten der Messung bei der Pannenbucht 1, am Tunnelausgang, und die Daten der Messung bei der Pannenbucht 17, am Tunneleingang, verwendet. Ein Vergleich der beiden Messungen ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Messdaten waren über den gesamten Messzeitraum verfügbar. Wie sich bei der Validierung der Ergebnisse mit der NEMO[1] Emissionsberechnung zeigte, wurden die besten Ergebnisse mit dem Mittelwert aus beiden Längsströmungsmessungen erzielt. Zusätzlich benötigt man die Größe des Tunnelquerschnitts welche aus einem Konstruktionsplan ermittelt wurde.

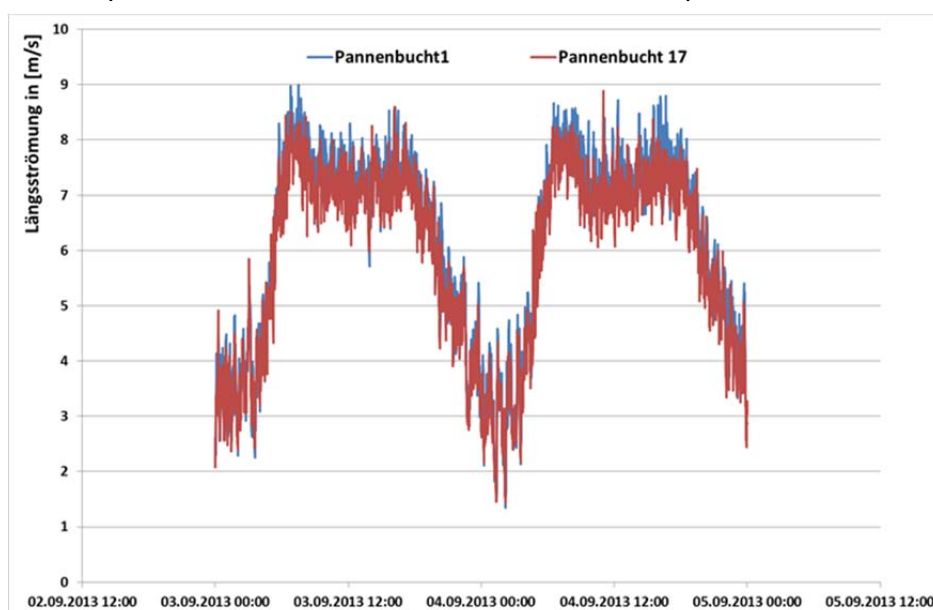


Abbildung 3: Exemplarischer Vergleich der Längsströmung bei den beiden Messstellen der Messung 2013, Pannenbucht 1 und Pannenbucht 17, für den Zeitraum vom 03.09.2013 bis zum 04.09.2013.

Die Berechnung des Volumenstroms Vol zu gelangen basiert auf Gleichung (1):

$$Vol \left[\frac{m^3}{s} \right] = LG \left[\frac{m}{s} \right] * A [m^2] \quad (1)$$

Das LG in der Formel stellt die gemittelte Längsströmungsgeschwindigkeit der beiden Messstellen für die Strömungsgeschwindigkeit dar. Zuvor wurde noch der zeitliche Versatz der Messdaten angepasst.

Mit dem so errechneten Volumenstrom werden dann die gemessenen Immissionen für den jeweiligen Schadstoff in [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] auf Emissionen in [g/km] umgerechnet. Zur Validie-

Die Berechnung der Emissionen, in diesem Fall für NO_x, sieht wie in Gleichung (2) dargestellt aus:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = \frac{Diff \left[\frac{\mu g}{m^3} \right] * Vol \left[\frac{m^3}{s} \right] * 60 [s]}{Messstrecke [km] * 10^6} \quad (2)$$

Der Term *Diff* stellt die Konzentrationsdifferenz zwischen den beiden Messstellen dar, jedoch unter Berücksichtigung des zeitlichen Versatzes. Dieser wird mittels einer Abgleichung mit der NEMO[1] Berechnung durchgeführt. Die Multiplikation mit dem Faktor 60 ergibt sich auf Grund des notwendigen Abgleichs der Einheiten. Der Volumenstrom ist in [m³/s] gegeben, die Konzentrationsdifferenz stellt einen Minutenwert dar. Die Messstrecken für die jeweiligen Messperiode (2012 bzw. 2013) sind in Abbildung 1 dargestellt.

Nach der Berücksichtigung der Verdünnung werden Emissionsfaktoren aufgeteilt in PKW- und LKW- Emissionsfaktoren in [g/vkm] berechnet. Dies geschieht mittels multipler Regression.

Wendet man die beschriebene Methode auf die NO_x- Messwerte an so erhält man folgendes Ergebnis:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 3,04 \text{ nLKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,305 \text{ nPKW} \left[\frac{g}{km} \right] \quad (3)$$

Das Bestimmtheitsmaß, R², liegt in diesem Fall bei 0,853.

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Emissionsfaktoren aus NEMO [1] so zeigt sich, dass die aus der Messung berechneten Emissionsfaktoren etwas niedriger sind:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 3,54 \text{ nLKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,46 \text{ nPKW} \left[\frac{g}{km} \right] \quad (4)$$

Basierend auf CO₂ Immissionskonzentration

In diesem Fall wird der Volumenstrom über die CO₂ Immissionsmessung [mg/m³], die sowohl am Messstreckenbeginn und am Messstreckende erfasst wird (Pannenburg 17 bzw. Pannenburg 1), bestimmt. Darüber hinaus fließt die CO₂ Emissionsberechnung von NEMO[1] in [g/km] in die Berechnung mit ein. Zur Bestimmung des Volumenstroms *Vol* wird folgender Zusammenhang genutzt:

$$Vol \left[\frac{m^3}{s} \right] = \frac{CO_2 \left[\frac{g}{km} \right] * Messstrecke [km] * 1000}{60 [s] * CO_2 \left[\frac{mg}{m^3} \right]} \quad (5)$$

Die weitere Vorgangsweise zur Berechnung der Emissionsfaktoren erfolgt analog zu der Berechnung anhand der Längsströmung. Diese Methodik führt zu nachstehenden NO_x Emissionsfaktoren:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 3,31 \text{ nLKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,284 \text{ nPKW} \left[\frac{g}{km} \right] \quad (6)$$

Bei dieser Berechnungsmethode liegt das Bestimmtheitsmaß bei 0,94.

Stellt man wiederum den Vergleich zu den NEMO [1] Emissionsfaktoren her (siehe Gleichung 4), so sieht man, dass die berechneten Faktoren zwar niedriger sind, allerdings der

LKW Emissionsfaktor besser übereinstimmt. Da die Emissionen der LKW maßgeblich zum Immissionsniveau beitragen ergibt sich ein besseres Bestimmtheitsmaß der Ausgleichsebene.

Diskussion der Ergebnisse

Als Entscheidungskriterium für die Vorgehensweise zur Bestimmung der Verdünnung wird das Bestimmtheitsmaß, R^2 , herangezogen. Diese ist im Fall der Berechnung über die CO_2 Messwerte deutlich höher. Das heißt der Zusammenhang zwischen Verkehrsaufkommen und gemessener CO_2 Emission ist sehr signifikant, weshalb über diesen Zusammenhang die Verdünnung bestimmt wird.

Betrachtet man die berechneten NO_x Emissionsfaktoren der beiden Varianten und vergleicht diese mit der NEMO [1] Emissionsrechnung, repräsentiert der für das Emissionsniveau maßgeblich LKW Emissionsfaktor bei der CO_2 basierten Berechnungsmethode recht gut den NEMO [1] Emissionsfaktor.

Nachfolgend werden die in den Messungen bestimmten Emissionsfaktoren dargestellt und detailliert diskutiert, beginnend mit PM_{10} .

2.2. NO_x Emissionsfaktoren

Die Bestimmung der NO_x Emissionsfaktoren erfolgt durch Differenzbildung der beiden Immissionsmessstellen im Tunnel. Die Differenz ist ein Maß für die Emissionen die auf der Messstrecke zwischen der ersten und der zweiten Messstelle freigesetzt werden. Durch Multiplikation der Immissionsdifferenz mit der Verdünnung kann auf die Emissionsmenge rückgeschlossen werden. Setzt man diese Emissionsmenge mit Hilfe der multiplen Regression in Zusammenhang mit den Verkehrszahlen, aufgliedert in PKW und LKW, so erhält man für die einzelnen Fahrzeugklassen Emissionsfaktoren.

Anhand der NO_x Emissionsfaktoren, sowie der Qualität dieser, kann auf die Streuung des Datenkollektives rückgeschlossen werden. D.h. die NO_x Emissionsfaktoren dienen dazu die zeitliche Verschiebung zu bestimmen und Datenbereiche aufgrund fehlerhafter Datenerfassung aus der Auswertung auszuschließen. Die ausgeschlossenen Datenbereiche werden auch bei der Auswertung anderer Schadstoffe nicht berücksichtigt. Darüber hinaus bleibt die zeitliche Verschiebung bei allen anderen Schadstoffen unverändert.

Nachfolgend werden die Ergebnisse aus beiden Messperioden gegenübergestellt und miteinander verglichen.

Messung 2012

Vorneweg muss gesagt werden, dass 2012 bei einer Messdauer von 2 Wochen und einer möglichen Datensatzanzahl von 20880 Datensätzen, für 7172 Datenpunkte (Minutenwerte) alle relevanten Messdaten verfügbar (PM_{10} und NO_x jeweils aus beiden Pannenbüchern, Längsgeschwindigkeitsmessung, Verkehrszahlen inkl. Schwerverkehrsanteil) sind. Das heißt ca. 35 % der erhobenen Datensätze sind vollständig verfügbar und können für die Auswertung herangezogen werden.

Betrachtet man die Ergebnisse der Immissionsmessung (siehe Abbildung 4) so zeigt sich, dass die NO_x Immissionskonzentration zwischen der ersten Messung (Tunnelmitte) und der zweiten Messung (Tunnelausgang) deutlich zugenommen hat. D.h. die Länge der Messstrecke in Kombination mit dem Verkehrsaufkommen ist ausreichend um eine Schadstoffhöhung zu erzielen.

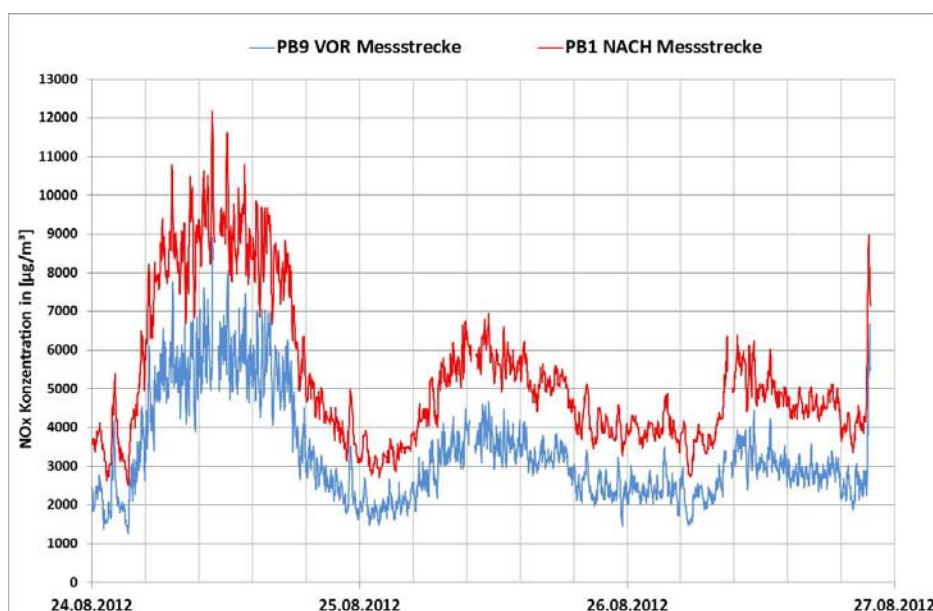


Abbildung 4: Verlauf der gemessene NO_x Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 24.08.2012 und 27.08.2012.

Vergleicht man die gemessene Immissionsdifferenz mit den Verkehrszahlen ist klar zu erkennen, dass die Immissionskonzentration wie erwartet unmittelbar mit dem Verkehrsaufkommen im Tunnel zusammenhängt und einen ähnlichen Verlauf zeigt. Daraus kann geschlossen werden, dass der gewählte Versuchsaufbau dazu geeignet ist Emissionsfaktoren zu bestimmen.

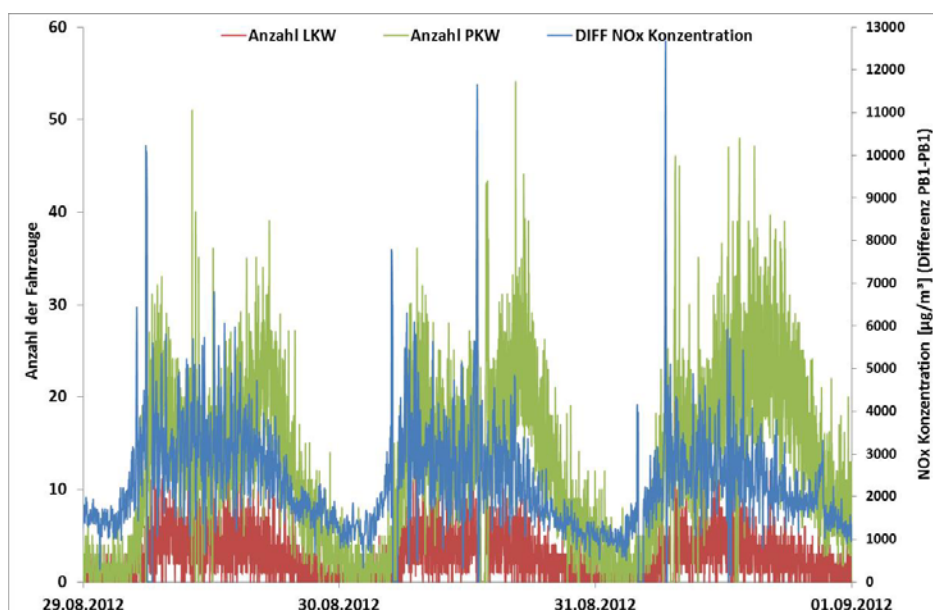


Abbildung 5: Verlauf der gemessene NO_x Konzentrationsdifferenz sowie der Verkehrszahlen, aufgeteilt in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 29.08.2012 und 01.09.2012.

Um einen Überblick über die Daten zu bekommen und den Datensatz mit jenen aus der 2013 durchgeführten Messung vergleichen zu können, sind die NO_x Emissionswerte, Anzahl der LKW und Anzahl der PKW in Abbildung 6 als Histogramm dargestellt. Es zeigt sich, dass sowohl die Fahrzeuganzahl als auch die Emissionen ähnliche Verteilungen aufweisen.

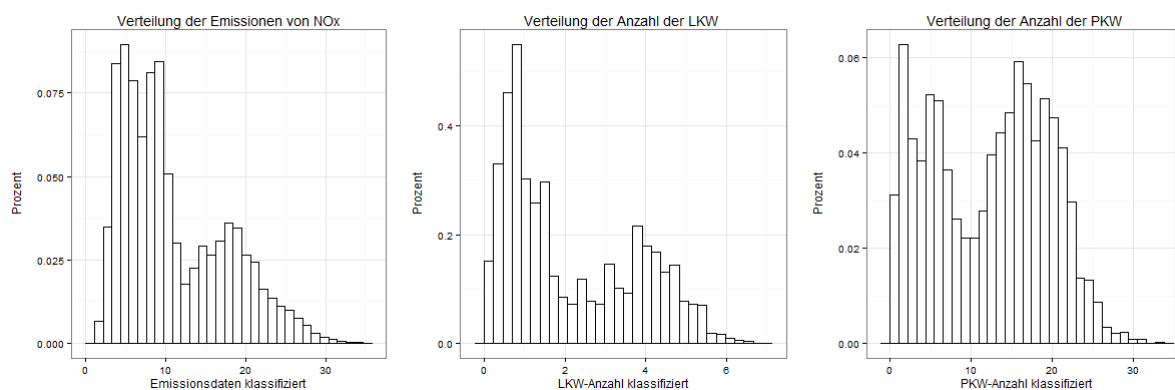


Abbildung 6: Klassifizierte Verteilung der NO_x Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze.

Die Differenz zwischen beiden Messpunkten entspricht den Emissionen der Fahrzeuge, die auf einer Strecke von 3384 m mit einem durchschnittlichen Gefälle von 0,58 % freigesetzt werden. Berücksichtigt man die Verdünnung, berechnet über die Längsgeschwindigkeit sowie die zurückgelegte Strecke, können die gemessenen Immissionskonzentrationen auf Emissionen (g/km) zurückgerechnet werden. In weiterer Folge werden die einzelnen Datenpunkte in Abhängigkeit von der Fahrzeuganzahl (gesplittet nach PKW und LKW) dargestellt und eine Ausgleichsebene mittels multipler Regression bestimmt (siehe Abbildung 7).

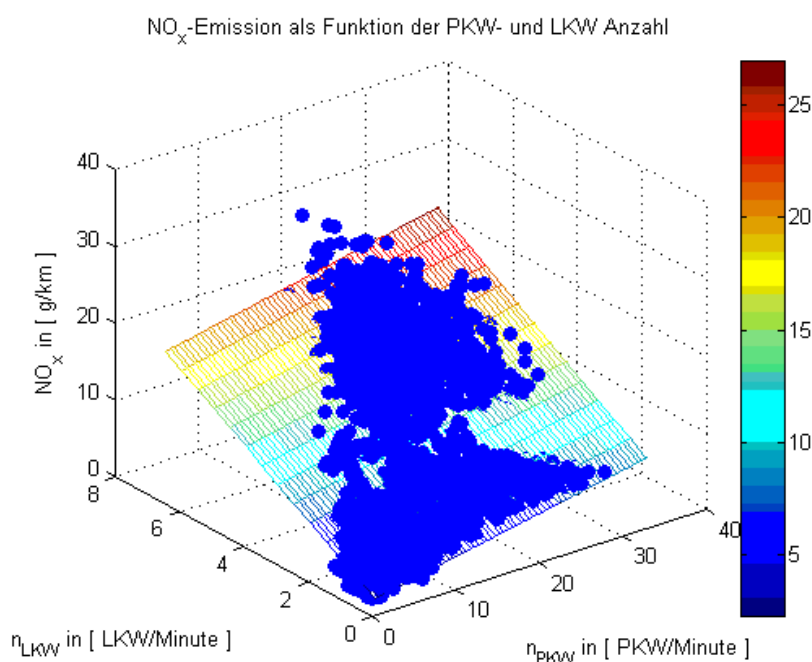


Abbildung 7: Darstellung der gemessenen NO_x Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgedgliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren NO_x Datenpunkte, wobei die Farbskala die NO_x Konzentration in [g/km] widerspiegelt.

Die durch multiple Regression bestimmte Ausgleichsebene entspricht nachstehender Form und weist folgende Konstanten auf:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 3,149 nLKW \left[\frac{g}{km} \right] + 0,299 nPKW \left[\frac{g}{km} \right] \quad (7)$$

Die Ausgleichsebene weist ein Bestimmtheitsmaß R^2 von 0,925 auf, was gleichbedeutend ist mit der Tatsache, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Fahrzeuganzahl und der gemessenen NO_x Konzentration besteht.

In Tabelle 1 werden die berechneten NO_x Emissionsfaktoren gegliedert in PKW und LKW aufgelistet und mit jenen vom Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [2] sowie NEMO [1] verglichen.

Tabelle 1: NO_x Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel.

Fahrzeug	Quelle		
	Messung 2012	HBEFA 3.2*	NEMO
PKW	0,30	0,28	0,35
LKW (SNF)	3,15	2,52	4,53

Fahrzyklus AB_100, mittleres Gefälle 0,58 %

* im HBEFA 3.1 wurde die Längsneigung der Strecke auf 0 % gesetzt

Es zeigt sich, dass die aus der Messung berechneten Werte vergleichbar sind jenen der angeführten Emissionsmodelle. Wie Abbildung 8 zeigt geben auch die errechneten Emissionsfaktoren die Messung sehr gut wieder. Die in Abbildung 9 dargestellte Korrelation zwischen berechneten Werten und gemessenen Werten zeigt eine sehr gute Übereinstimmung. Wobei die Rückrechnung mit den aus der Messung abgeleiteten Emissionsfaktoren leicht unterschätzt. Die Vorgehensweise sowie der Datensatz scheinen jedoch für eine weiterführende Auswertung geeignet zu sein.

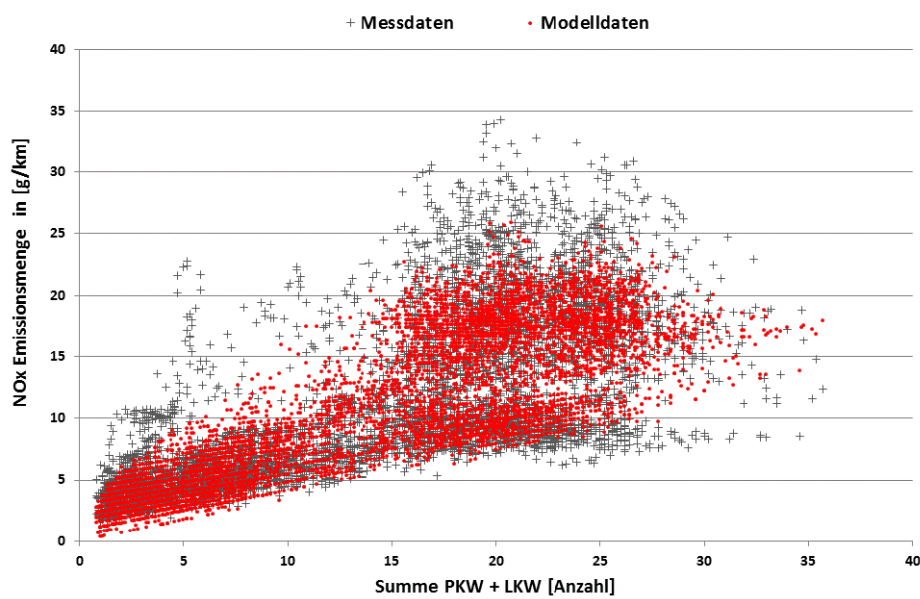


Abbildung 8: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte).

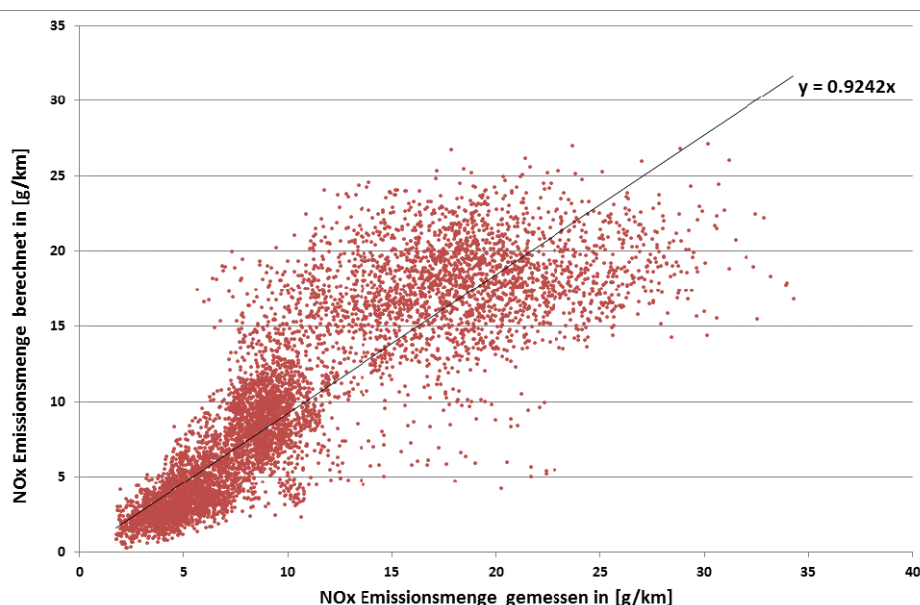


Abbildung 9: Korrelation zwischen den rückgerechneten NO_x Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen NO_x Emissionskonzentrationen.

Um die Qualität des Modells beurteilen zu können, wurde die Verteilung der Residuen herangezogen (siehe Abbildung 10). Die Fehler (Residuen) sollten für jede unabhängige Variable normalverteilt sein. Erst bei sehr großen Fallzahlen hat die Abweichung von der Normalverteilung in der Regel nur einen sehr geringen oder gar keinen Effekt auf die Modellaussagen. Bei kleinen Fallzahlen dagegen ist die Prüfung der Normalverteilung der Fehler zwingend notwendig [3][3]. Es zeigt sich, dass im gegenständlichen Fall die Residuen nahezu normalverteilt sind.

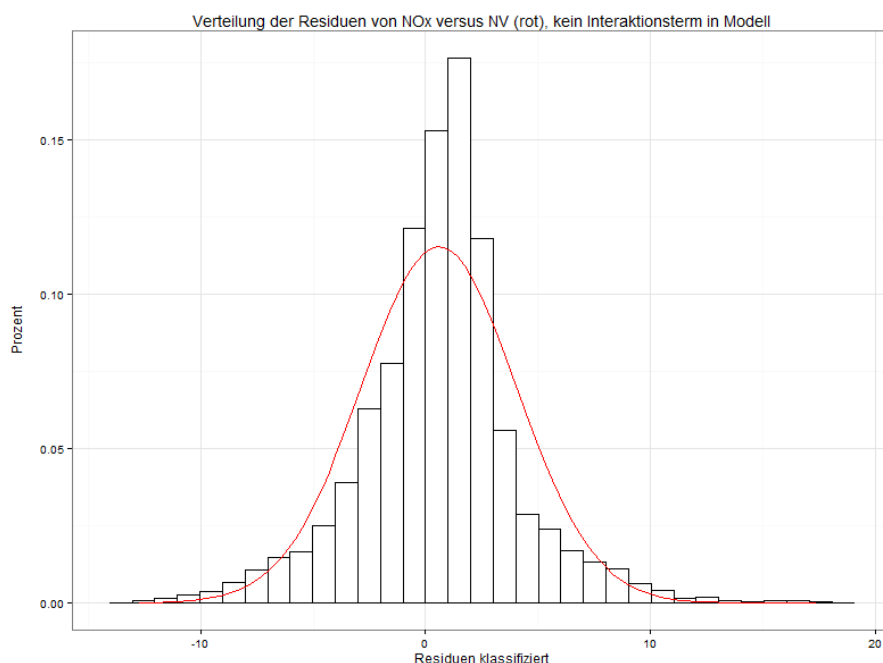


Abbildung 10: Verteilung der Residuen für die NO_x Emissionswerte Plabutschtunnel (Summe Prozent ist gleich 1).

Messung 2013

Die Messdauer beträgt im Jahr 2013 17 Tage. Durch Veränderung der Abläufe hinsichtlich der Sicherung der Daten des Tunnelbetreibers konnte die Datenverfügbarkeit erheblich verbessert werden. Es sind von 24480 möglichen Datensätzen (Minutenwerte) rund 98% vorhanden. Dies gilt gleichermaßen für NO_x , PM_{10} , CO an beiden Messstellen und für $\text{PM}_{2,5}$ am Tunnelende (Pannenbucht 1). Lediglich bei der Rußmessung musste einen Messgeräteausfall verzeichnet werden. Hier sind nur für einen Zeitraum von ungefähr 7 Tagen Daten vorhanden. Die Daten der Längsströmungsgeschwindigkeitsmessungen, Verkehrsmessungen, CO - Messungen und Trübsichtmessungen im Tunnel wurden vom Tunnelbetreiber für den gesamten Messzeitraum zur Verfügung gestellt.

Anhand von Abbildung 11 kann man den deutlichen Unterschied in den NO_x Konzentrationen zwischen der Messstelle nahe des Tunnelleingangs, in der Pannenbucht 17, und der Messstelle in der Nähe des Tunnelausgangs, in der Pannenbucht 1, erkennen. Das bedeutet, dass die Konzentration an NO_x entlang der Messstrecke deutlich gestiegen ist und somit die Messstrecke ausreichend lange gewählt wurde um eine sinnvolle Datenauswertung zu ermöglichen.

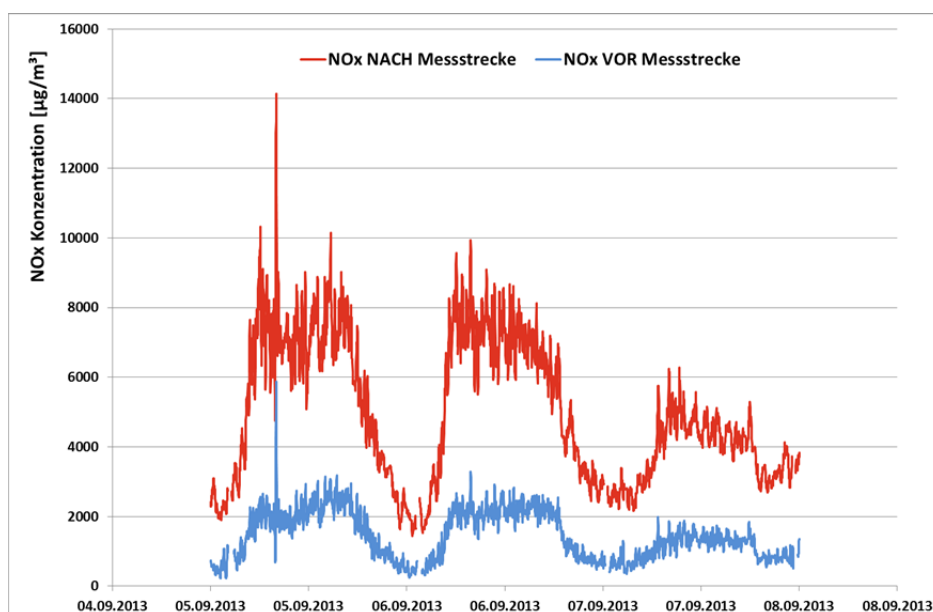


Abbildung 11: Verlauf der gemessene NO_x Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 05.09.2013 und 08.09.2013.

Betrachtet man den Verkehrsverlauf bezogen auf die gemessene NO_x - Emissionsdifferenz (siehe Abbildung 12) der beiden Messstellen, ist deutlich erkennbar, dass ein deutlicher Zusammenhang der Verläufe besteht.

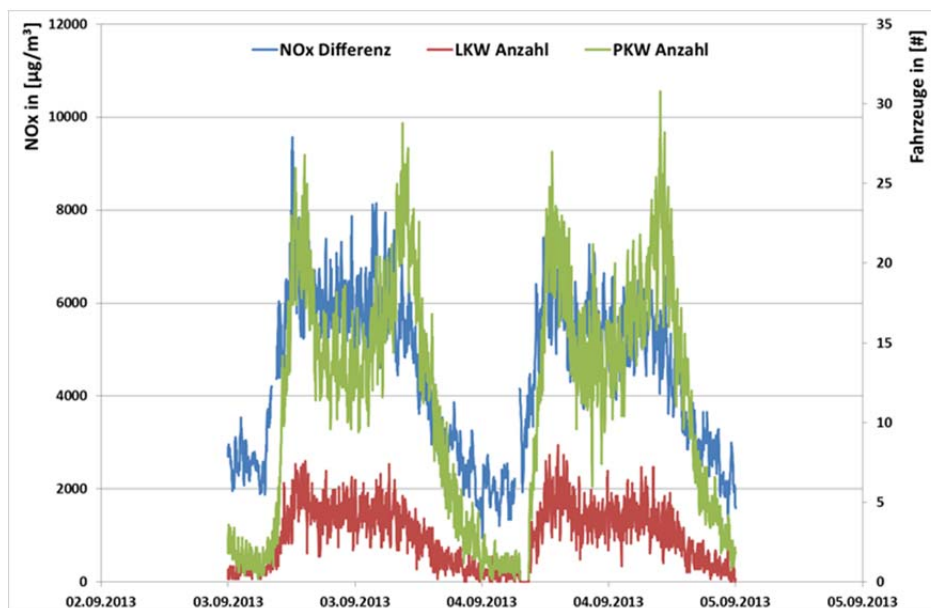


Abbildung 12: Verlauf der gemessene NO_x Konzentrationsdifferenz sowie der Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013.

Zur überblicksmäßigen Darstellung und um den Datensatz mit jenem aus der 2012 durchgeführten Messung vergleichen zu können, sind die NO_x Emissionswerte, Anzahl der LKW und Anzahl der PKW in Abbildung 13 als Histogramm dargestellt. Es zeigt sich, dass sowohl die Fahrzeuganzahl als auch die Emissionen ähnliche Verteilungen aufweisen, analog zur Messung 2012.

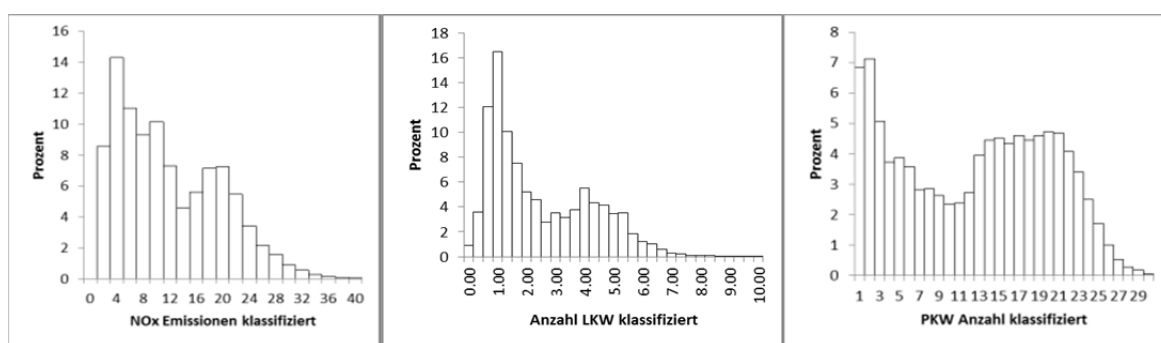


Abbildung 13: Klassifizierte Verteilung der NO_x Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze.

Die für die Emissionsfaktorenberechnung entscheidende Strecke zwischen den beiden Messstellen beträgt 7180 m, wobei in der ersten Hälfte der Messstrecke eine Steigung von einem Prozent und im zweiten Abschnitt ein Gefälle von einem Prozent auftritt. Um von der Messung auf die Emissionen (in g/km) rückrechnen zu können, muss zusätzlich die Verdünnung, in diesem Fall über die CO₂- Konzentrationen bestimmt, berücksichtigt werden.

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren basiert auf den Differenzen der Schadstoffe und der PKW- bzw. LKW-Anzahl. Durch multiple Regression wird eine Ausgleichsebene für die Datenpunkte erzeugt, die den Zusammenhang der Parameter wiedergibt. Das Ergebnis ist in Abbildung 14 dargestellt.

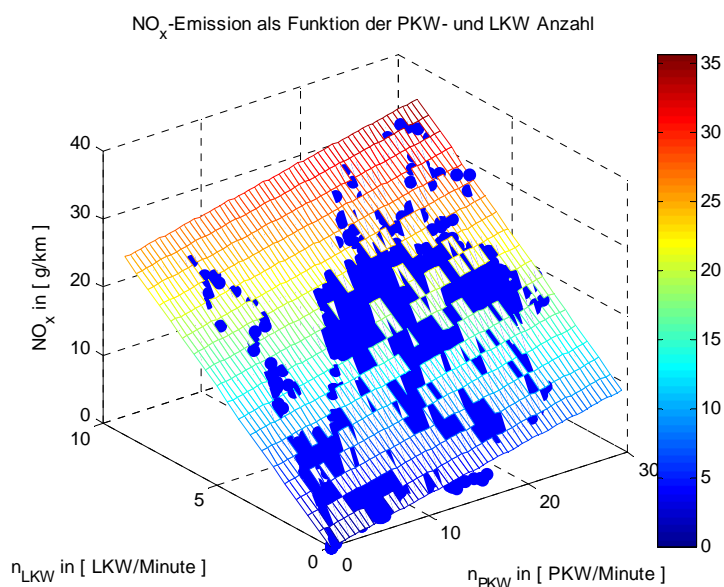


Abbildung 14: Darstellung der gemessenen NO_x Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren NO_x Datenpunkte, wobei die Farbskala die NO_x Konzentration in $[\text{g}/\text{km}]$ widerspiegelt.

Durch diese Ausgleichsebene, welche mittels multipler Regression bestimmt wurde, erhält man die NO_x Emissionen in Gramm pro Kilometer in Abhängigkeit der LKW und PKW Anzahl. Im gegenständlichen Fall erhält man folgenden Zusammenhang:

$$\text{NOx Emission} \left[\frac{\text{g}}{\text{km}} \right] = 3,31 n_{\text{LKW}} \left[\frac{\text{g}}{\text{km}} \right] + 0,284 n_{\text{PKW}} \left[\frac{\text{g}}{\text{km}} \right] \quad (8)$$

Das Bestimmtheitsmaß (R^2) dieser Berechnung beträgt 0,94, womit bestätigt wird, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Verkehrsaufkommen und den NO_x - Emissionen besteht.

Einen Vergleich der ermittelten Faktoren mit den Faktoren aus der NEMO [1]- Berechnung sowie den Faktoren aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [2] findet sich in Tabelle 2.

Tabelle 2: NO_x Emissionsfaktoren in $[\text{g}/\text{km}]$ für den Plabutschtunnel.

Fahrzeug	Quelle		
	Messung 2013	HBEFA 3.2*	NEMO
PKW	0,28	0,29	0,46
LKW (SNF)	3,31	2,29	3,54

Fahrzyklus AB_100, Gefälle gewichtet

* im HBEFA 3.1 wurde die Längsneigung der Strecke auf 0 % gesetzt

Die ermittelten Emissionsfaktoren liegen in einer vergleichbaren Größenordnung mit den Faktoren aus den Emissionsmodellen. Um die Güte der Ergebnisse bewerten zu können, werden die gemessenen NO_x Konzentrationen den berechneten NO_x Konzentrationen in Tabelle 2 gegenüber gestellt. Wie in Abbildung 15 und Abbildung 16 ersichtlich, ist die Modellierung leicht unterschätzend, liefert jedoch repräsentative Werte verglichen mit der Messung.

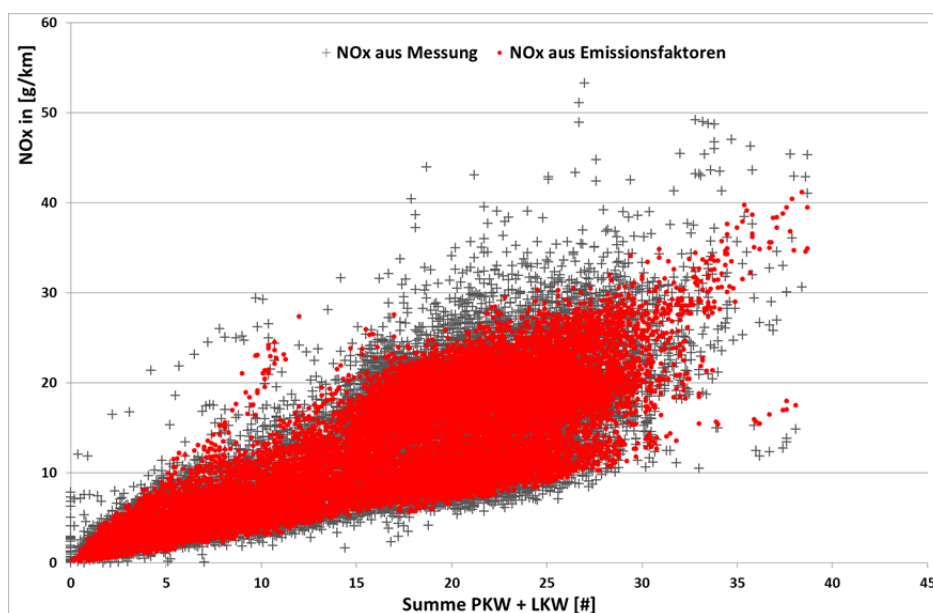


Abbildung 15: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte).

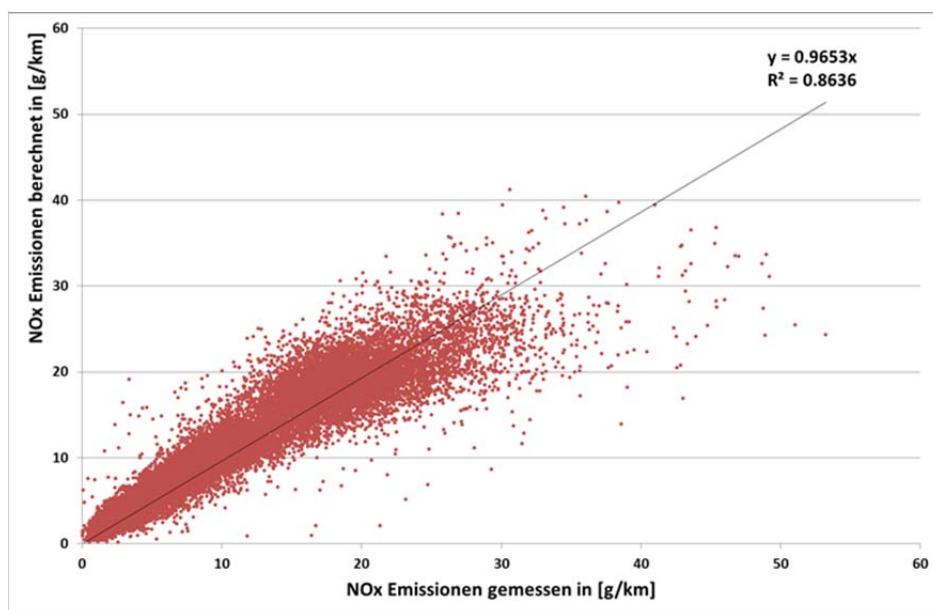


Abbildung 16: Korrelation zwischen den rückgerechneten NO_x Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen NO_x Emissionskonzentrationen.

NO₂ Primäranteil an den NO_x Emissionen

Die im IG-L definierten Grenzwerte beziehen sich auf NO₂ und nicht NO_x. Derzeit erfolgt die Bestimmung der Umwandlung von NO_x zu NO₂ auf Basis eines empirischen Zusammenhanges. In dieser Berechnung impliziert ist der Primäranteil von NO₂, d.h. verschiebt sich dieser, muss die Umwandlungsfunktion anhand von Messdaten angepasst werden. Gerade für die Bestimmung der Auswirkung des Verkehrs im Zuge eines Genehmigungsverfahrens ist es daher von Bedeutung den NO₂ Primäranteil zu kennen und damit beurteilen zu können ob die gesetzlichen Rahmenbedingungen eingehalten werden.

Die Schwankungsbreite des NO₂ Anteils an der NO_x Konzentration liegt in der Messperiode 2012 zwischen 3 % und 27 %. Beide Messungen (2012 und 2013) haben gezeigt, dass der NO₂ Anteil an NO_x für PKW bei knapp 30 % und für LKW bei ungefähr 8 % liegt.

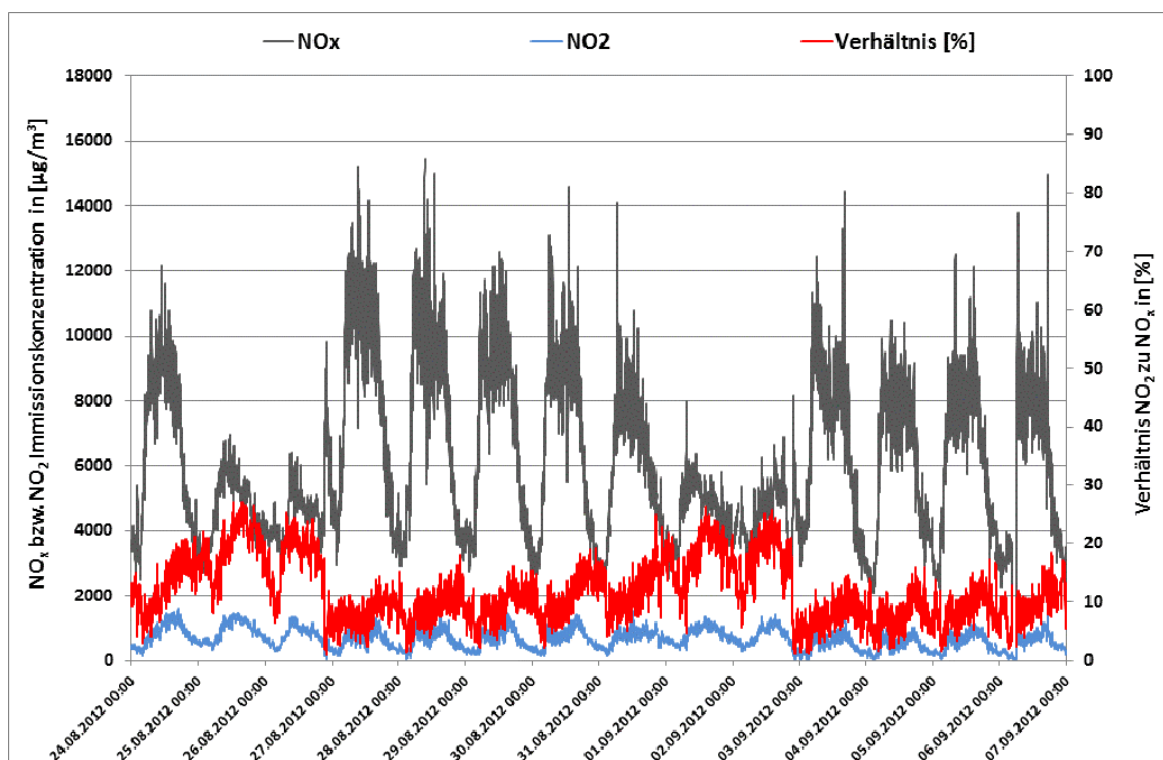


Abbildung 17: Verlauf der gemessenen NO₂ und NO_x Immissionskonzentration in [µg/m³] sowie Verhältnis. Gemessen in der Pannenbucht 1 (PB1, Tunnelausgang) im Jahr 2012.

Es zeigt sich, dass der Verlauf der NO₂ Konzentration über alle gemessenen Tage auf einem konstanten Konzentrationsniveau liegt. Im Gegensatz dazu sinkt die NO_x Konzentration am Samstag und Sonntag deutlich ab. Verbunden damit ist die Erhöhung des Verhältnisses von NO₂ zu NO_x (siehe Abbildung 17). Da sowohl Samstag als auch Sonntag ein deutlich geringeres Verkehrsaufkommen mit einem wesentlich geringer Schwerverkehrsanteil aufweist, kann davon ausgegangen werden, dass der Schwerverkehr im Verhältnis zum PKW einen niedrigeren NO₂ zu NO_x Anteil aufweist. Diese Ergebnisse werden auch von der Messung 2013 untermauert.

Messung 2013

Wie in Abbildung 16 ersichtlich ist, weist auch in dieser Messung die NO₂ Konzentration einen annähernd konstanten Verlauf auf. Im Gegensatz dazu sinkt die NO_x Konzentration an den Wochenenden deutlich. Dadurch steigt auch das Verhältnis von NO₂ zu NO_x an den Wochenenden signifikant. Da an den Wochenenden auf Grund des Fahrverbotes für LKW's ein wesentlich geringerer Schwerverkehrsanteil auftritt (in Abbildung 18 dargestellt) kann man davon ausgehen, dass diese Veränderung zu einer Verschiebung des NO₂ zu NO_x Verhältnisses sorgt.

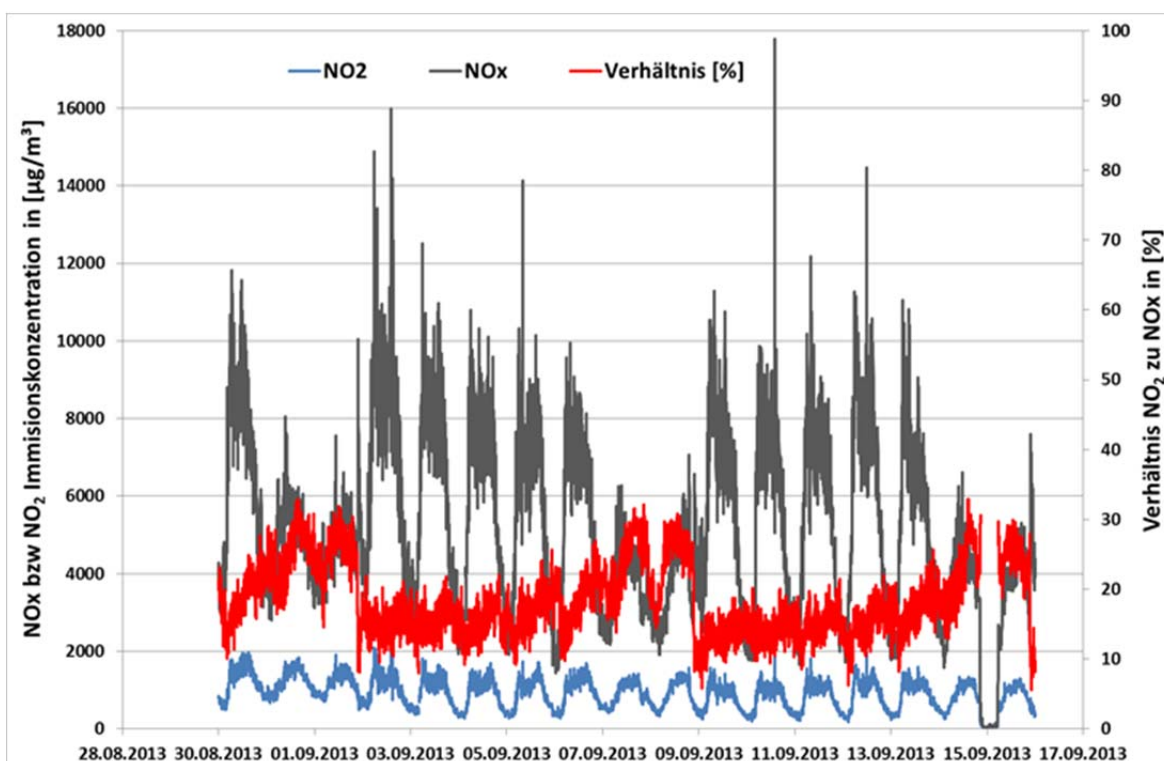


Abbildung 18: Verlauf der gemessenen NO₂ und NO_x Immissionskonzentration in [µg/m³] sowie Verhältnis. Gemessen in der Pannenbucht 1 (PB1, Tunnelausgang) im Jahr 2013.

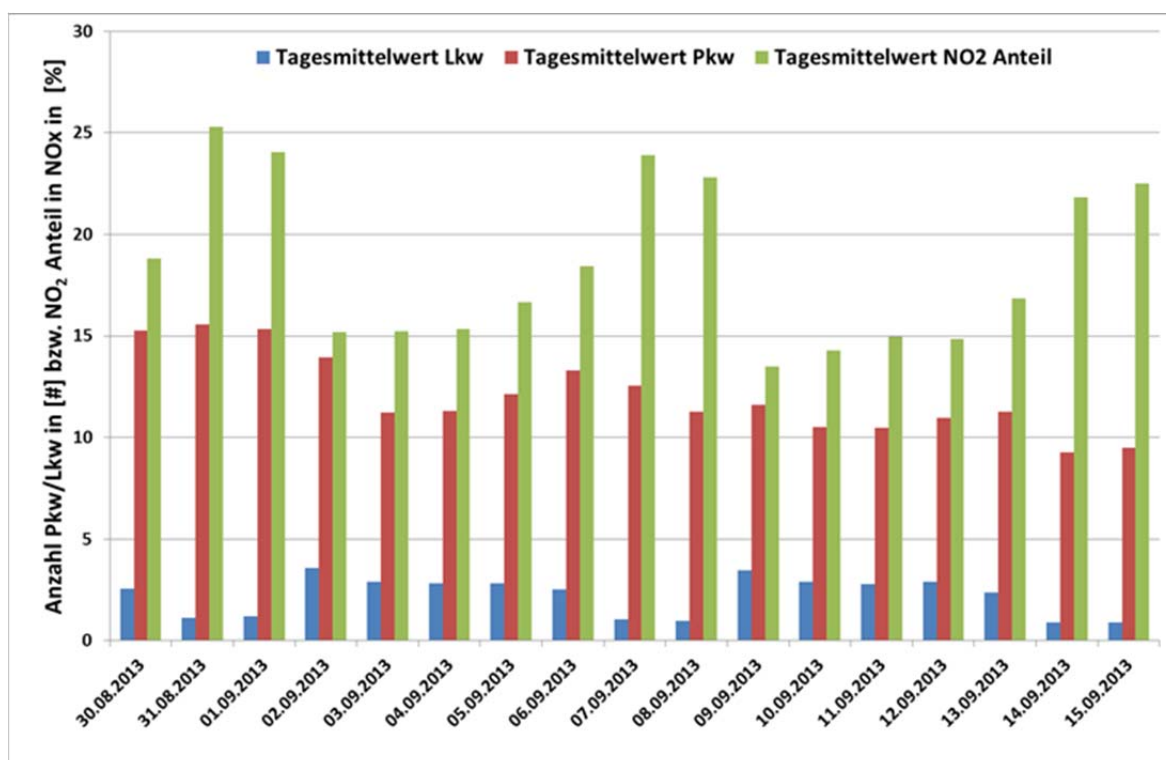


Abbildung 19: Tagesmittelwerte der LKW und PKW Anzahl sowie des NO₂ Anteils in NO_x.

2.3. PM₁₀ Emissionsfaktoren

Für die Auswertung der PM₁₀ Emissionsfaktoren wurden nur jene Datensätze herangezogen mit denen die NO_x Emissionsfaktoren bestimmt wurden und für die PM₁₀ Messwerte an beiden Messstellen vorliegen. D.h. die Anzahl an vollständigen Datensätzen verringert sich weiter. Die verbleibenden wurden jedoch bereits im Rahmen der NO_x Emissionsberechnung detailliert evaluiert. Die Darstellung der Messergebnisse sowie die durchgeführten Auswertungen erfolgt analog zur Bestimmung der NO_x Emissionsfaktoren.

Messung 2012

Wie der Verlauf der PM₁₀ Messdaten in Kombination mit den Verkehrswerten zeigt, ist der Unterschied der Messwerte am Anfang der Messstrecke und am Ende der Messstrecke (siehe Abbildung 20) geringer als bei der NO_x Konzentration. Gleiches gilt für den Verlauf der Differenz in Kombination mit dem Verkehrsgang. Bei dem exemplarisch herausgegriffenen Zeitfenster erkennt man anhand den nahezu konstanten Schwerverkehrszahlen, dass es sich beim dargestellten Zeitraum um ein Wochenende handeln muss. Einzig der Verlauf PKW Verkehrszahlen zeigen einen typischen Tagesgang (siehe Abbildung 21).

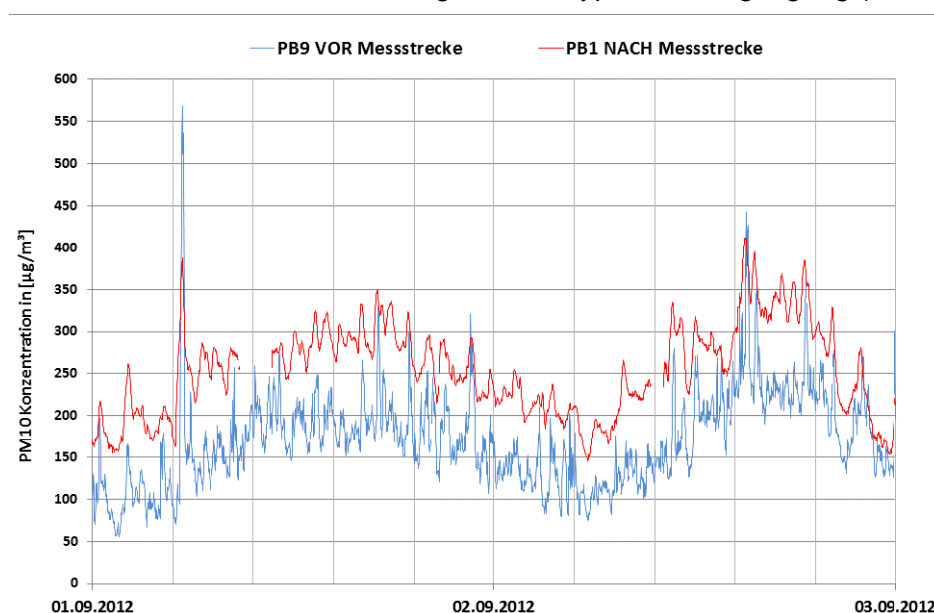


Abbildung 20: Verlauf der gemessene PM₁₀ Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 01.09.2012 und 03.09.2012.

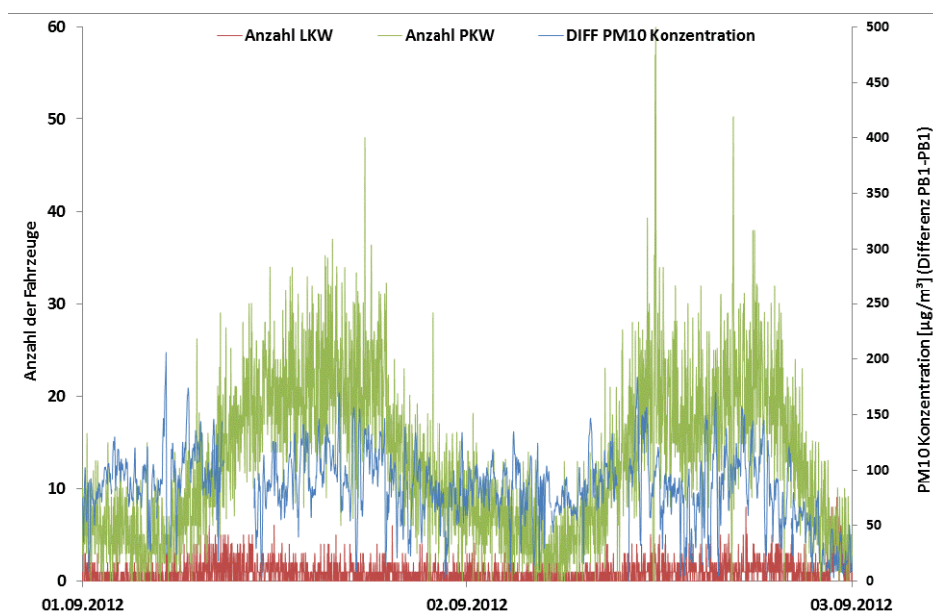


Abbildung 21: Verlauf der gemessenen PM_{10} Konzentrationsdifferenz sowie den Verkehrszahlen, aufgeteilt in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 01.09.2012 und 03.09.2012.

Anhand der nachstehenden Histogramme für die PM_{10} Emissionswerte, den PKW und den LKW Zahlen kann man sich ein Bild von den Messwerten machen. Die Veränderung der Verteilung bezogen auf die Verkehrszahlen (PKW und LKW) ergibt sich dadurch, dass nicht alle NO_x Datenpunkte auch bezogen auf PM_{10} ausgewertet werden können, da teilweise Ausfälle bei der PM_{10} Messung zu verzeichnen sind.

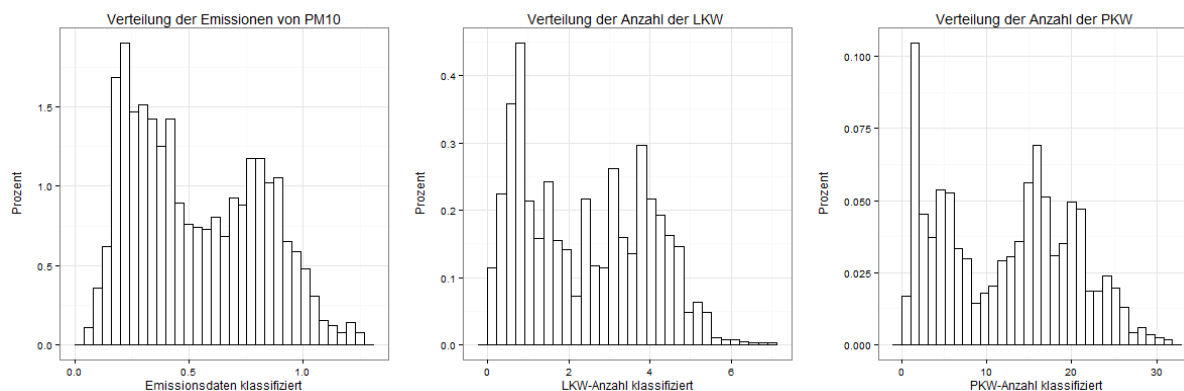


Abbildung 22: Klassifizierte Verteilung der PM_{10} Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze.

Die Auswertung der restlichen Datensätze erfolgt für PM_{10} analog zur NO_x Auswertung. Die Datenpunkte inklusive der Ausgleichseben sind in Abbildung 23 dargestellt.

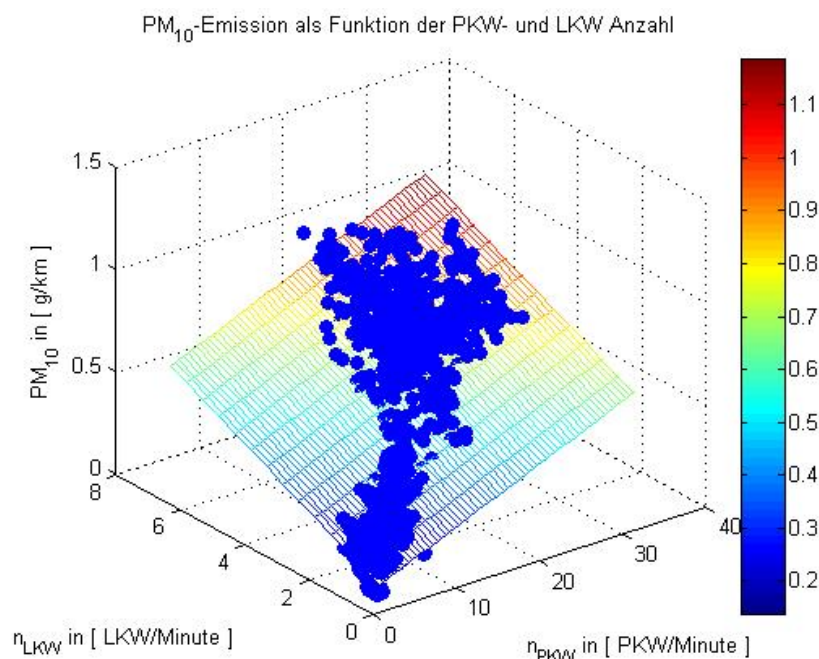


Abbildung 23: Darstellung der gemessenen PM₁₀ Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren PM₁₀ Datenpunkte, die auch in die NO_x Auswertung eingeflossen sind.

Die durch multiple Regression bestimmte Ausgleichsebene entspricht nachstehender Form und weist folgende Konstanten auf (Schadstoff PM₁₀ gesamt):

$$PM_{10} \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 0,095 n_{LKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,022 n_{PKW} \left[\frac{g}{km} \right] \quad (9)$$

Sie weist ein Bestimmtheitsmaß R² von 0,937 auf, was bedeutet, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Fahrzeuganzahl und der gemessenen PM₁₀ Konzentration besteht.

In der nachstehenden Tabelle werden die berechneten PM₁₀ Emissionsfaktoren gegliedert in PKW und LKW aufgelistet und mit jenen vom Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [2] sowie NEMO [1] verglichen. Wesentlich ist die Tatsache, dass es sich bei den Emissionsfaktoren aus der Messung um PM₁₀ gesamt handelt, bei jenen aus den Literaturstellen ausschließlich um die PM₁₀ exhaust Faktoren.

Tabelle 3: PM₁₀ Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel.

Fahrzeug	PM ₁₀ Emissionsfaktoren		
	Messung 2012	HBEFA 3.2*	NEMO
PKW	0,022	0,011**	0,015**
LKW (SNF)	0,095	0,048**	0,051**

Fahrzyklus AB_100, mittleres Gefälle 0,58 %

* im HBEFA 3.1 wurde die Längsneigung der Strecke auf 0 % gesetzt

** die angegebenen Werte entsprechen den PM₁₀ exhaust Emissionsfaktoren für PKW und SNF

Der PM₁₀ non-exhaust Anteil wird ermittelt indem man den PM₁₀ exhaust Emissionsfaktor vom PM₁₀ gesamt Emissionsfaktor abzieht. Da NEMO [1] die aktuelle Datenbank darstellt und zudem die Längsneigung genügend genau berücksichtigen kann, wird dieses Modell zur Berechnung der exhaust Emissionen verwendet. Das heißt es ergeben sich folgende PM₁₀ Emissionsfaktoren aufgegliedert in PM₁₀ exhaust Anteil und den PM₁₀ non-exhaust Anteil:

Tabelle 4: PM₁₀ Emissionsfaktoren aufgetrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km] im Plabutschtunnel.

Fahrzeug	PM ₁₀ Emissionsfaktoren		
	PM ₁₀ gesamt	PM ₁₀ exhaust*	PM ₁₀ non-exhaust
PKW	0,022	0,015	0,007
LKW (SNF)	0,095	0,051	0,044

* berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB_100, mittleres Gefälle 0,58 %

Es zeigt sich, dass der Anteil der PM₁₀ non-exhaust Emissionen am Emissionsfaktor für PM₁₀ gesamt eher gering ist. Bezogen auf PKW beträgt der Anteil 32 % bei LKW knapp 54 %.

Ein Grund für die sehr geringen PM₁₀ non-exhaust Emissionsfaktoren könnte in der hohen Längsgeschwindigkeit innerhalb des Tunnel sowie des hohen Verkehrsaufkommens liegen. D.h. die Partikel haben nicht die Zeit sich auf der Fahrbahn abzusetzen, bevor das nächste Fahrzeug sie erneut aufwirbelt. Um dieser Überlegung Rechnung zu tragen, muss die Formel für die Ausgleichseben um einen Interaktionsterm erweitert werden.

Die im Anschluss daran durch multiple Regression bestimmte Ausgleichsebene entspricht nachstehender Form mit weist folgende Konstanten auf (Schadstoff PM₁₀ gesamt mit Interaktionsterm):

$$PM_{10} \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 0,145 n_{LKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,029 n_{PKW} \left[\frac{g}{km} \right] - 0,005 n_{LKW} \times n_{PKW} \quad (10)$$

Nachfolgend wird für beide Modellsysteme (mit und ohne Interaktionsterm) die Qualität überprüft indem zum einen die Korrelation zwischen berechneten Werten und gemessenen Werten und zum anderen die Verteilung der Residuen dargestellt werden.

Beim Scatterplot zeigt sich, dass die Berechnung mit Interaktionsterm einen geringfügig besseren Zusammenhang aufweist (Steigung der Ausgleichsgerade = 0,9457) als jene ohne Interaktionsterm (Steigung der Ausgleichsgerade = 0,9382). Nichts desto trotz werden die Emissionen durch das Modell in Summe leicht unterschätzt.

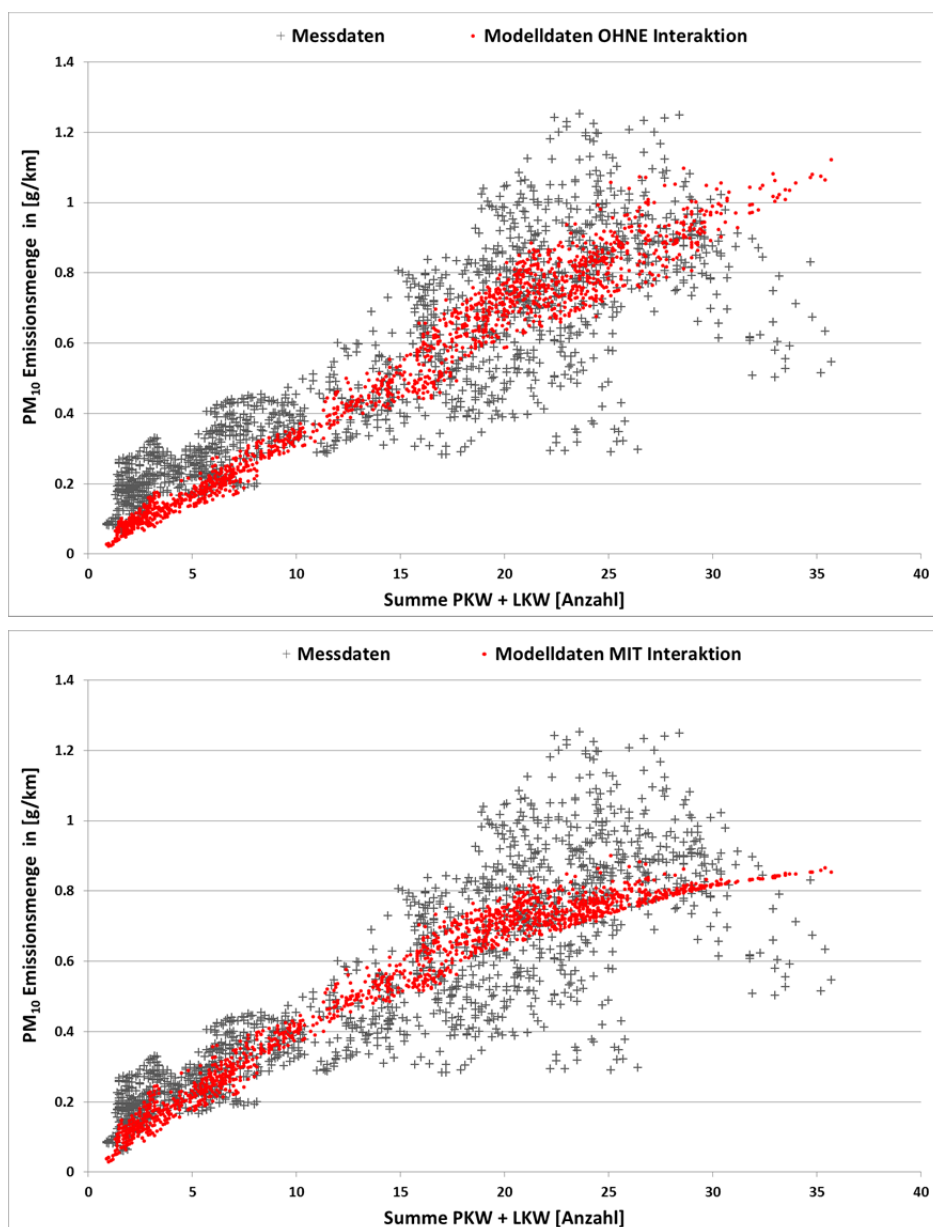


Abbildung 24: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte) für beide Modelle ohne und mit Interaktionsterm.

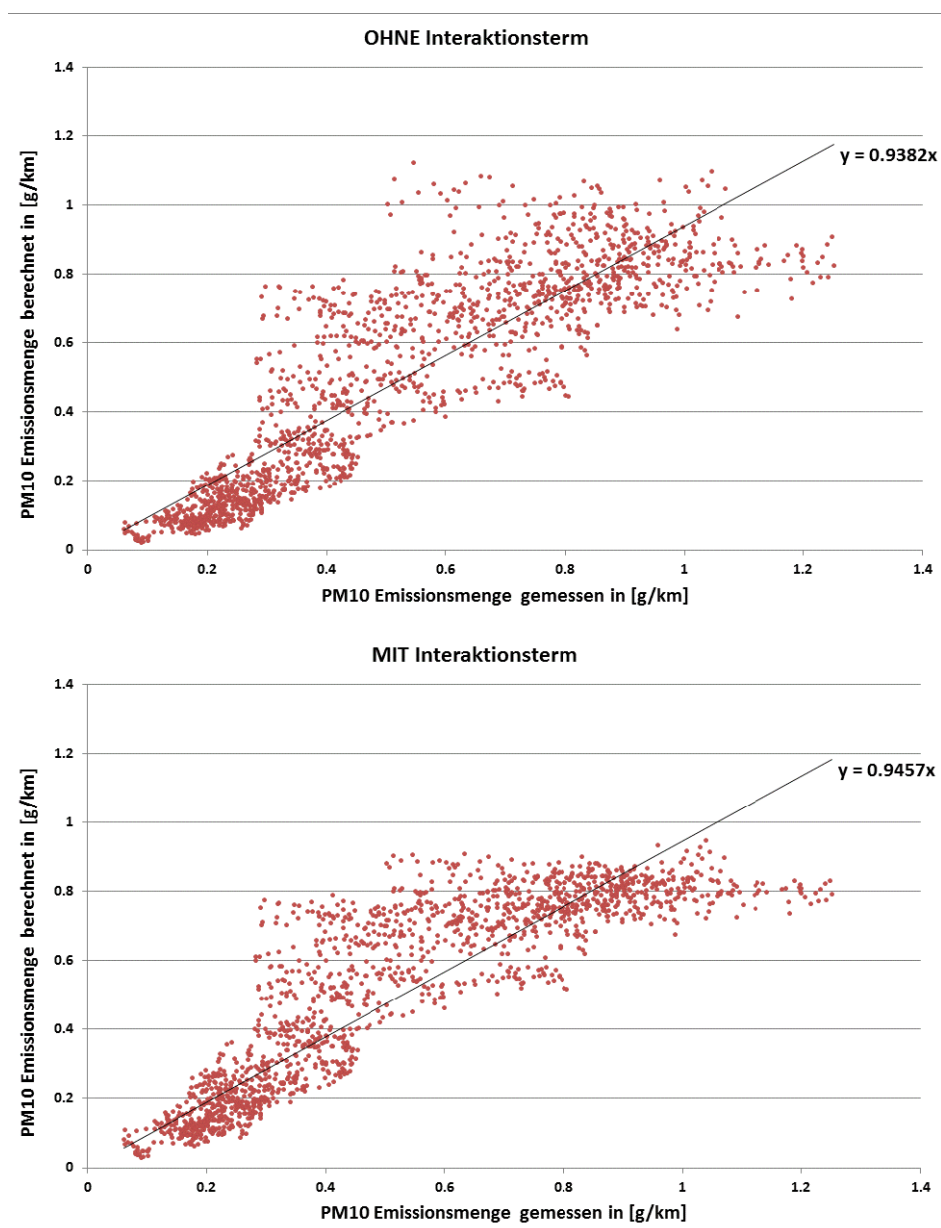


Abbildung 25: Korrelation zwischen den rückgerechneten PM_{10} Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen PM_{10} Emissionskonzentrationen.

Die Verteilung der Residuen zeigt deutlich, dass diese bei beiden Modellen nicht der Normalverteilung entspricht sondern etwas nach rechts verschoben ist.

Häufig verweisen nicht normalverteilte Residuen auf Spezifikationsfehler im Regressionsmodell. Da es sich im gegenständlichen Fall weder aufdrängt zusätzliche Einflussparameter ins Modell einzubinden noch Werte zu transformieren kann davon ausgegangen werden, dass die Messdaten „fehlerbehaftet“ sind. Aufgrund der deutlich geringeren Differenz zwischen den Messungen vor und nach der Messstrecke (siehe Abbildung 20) und daraus resultierenden niedrigen Emissionsfaktoren liegt die Annahme nahe, dass die Messgenauigkeit eine deutlich größere Rolle spielt als bei der durchgeführten NO_x Messung. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass auch hier die Problematik der „trägen“ Längsgeschwindigkeit im Tunnel zum Tragen kommt.

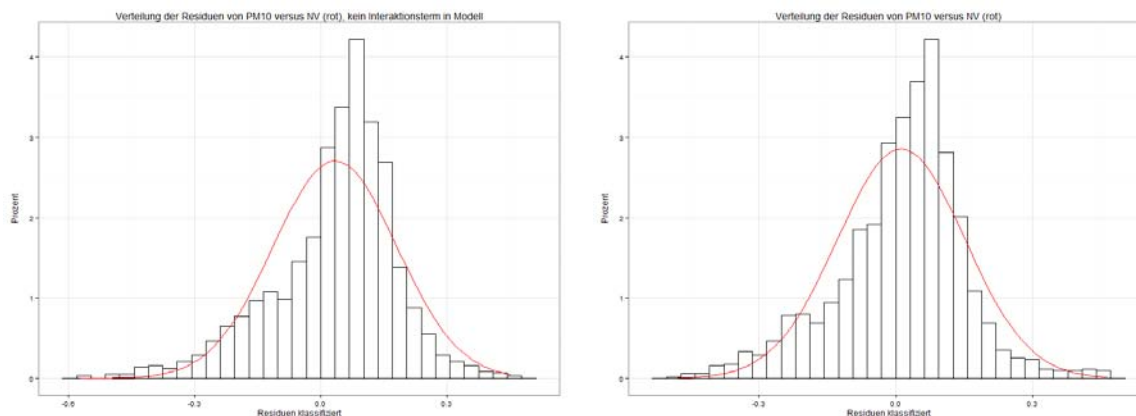


Abbildung 26: Verteilung der Residuen für die PM_{10} Emissionswerte ohne (links) und mit (rechts) Interaktionsterm, Plabutschtunnel.

Vergleicht man die Ergebnisse der Modelle (mit und ohne Interaktionsterm) so weist das Modell mit Interaktionsterm eine geringfügig bessere Korrelation auf und scheint vor allem die Emissionswerte bei niedrigen Verkehrszahlen (bis 10 Fahrzeuge pro Minute) und hohen Verkehrszahlen (ab 32 Fahrzeugen pro Minute) besser abzubilden.

Im Gegenzug muss jedoch davon ausgegangen werden, dass ein Modell mit Interaktionswert maßgeschneidert für die bei der Messung vorherrschenden Bedingungen ist. Vor allem der Interaktionsterm ist in hohem Maße abhängig von den Verkehrszahlen und der Längsgeschwindigkeit, weshalb die Werte mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht auf kürzere und wenig befahrene Tunnelanlagen, geschweige denn Freistrecken, übertragen werden können. Zur Diskussion steht ob die Emissionsfaktoren für PKW und LKW aus dem Modell mit Interaktionsterm und ohne Berücksichtigung des Interaktionsterms nicht genau auf diese Fälle (kurze Tunnelanlagen mit wenig Verkehr) übertragbar sind (siehe Abbildung 27). Diese Modellkurve hätte tendenziell ab ca. 10 Fahrzeuge pro Minute einen einhüllenden Charakter, überschätzt jedoch ab einem Verkehrsaufkommen von ungefähr 30 Fahrzeugen pro Minute deutlich.

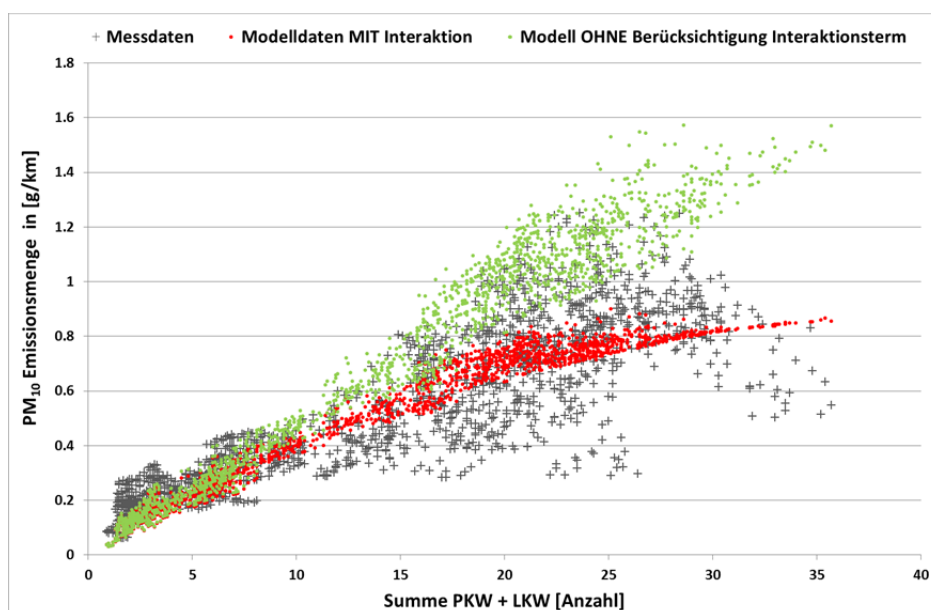


Abbildung 27: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung mit Interaktionsterm (rote Punkte) und ohne Berücksichtigung des Interaktionsterms (grüne Punkte).

Messung 2013

Der auftretende Konzentrationsunterschied der PM₁₀ Konzentration zwischen den beiden Messstellen ist in Abbildung 28 dargestellt. Verglichen zur NO_x Differenz zwischen den Messstellen ist diese Differenz verhältnismäßig geringer. Stellt man die Differenz der PM₁₀ Konzentrationen und die Verkehrszahlen dar (Abbildung 29), so sieht man, dass hier ein deutlicher Zusammenhang besteht, das heißt trotz geringer Immissionskonzentrationsdifferenz ist eine Berechnung von Emissionsfaktoren möglich.

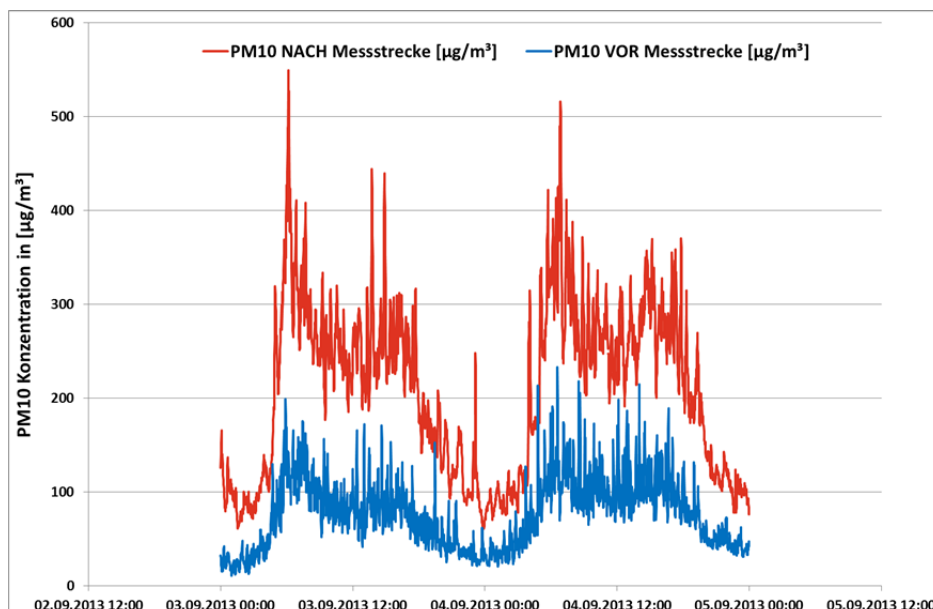


Abbildung 28: Verlauf der gemessene PM₁₀ Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013.

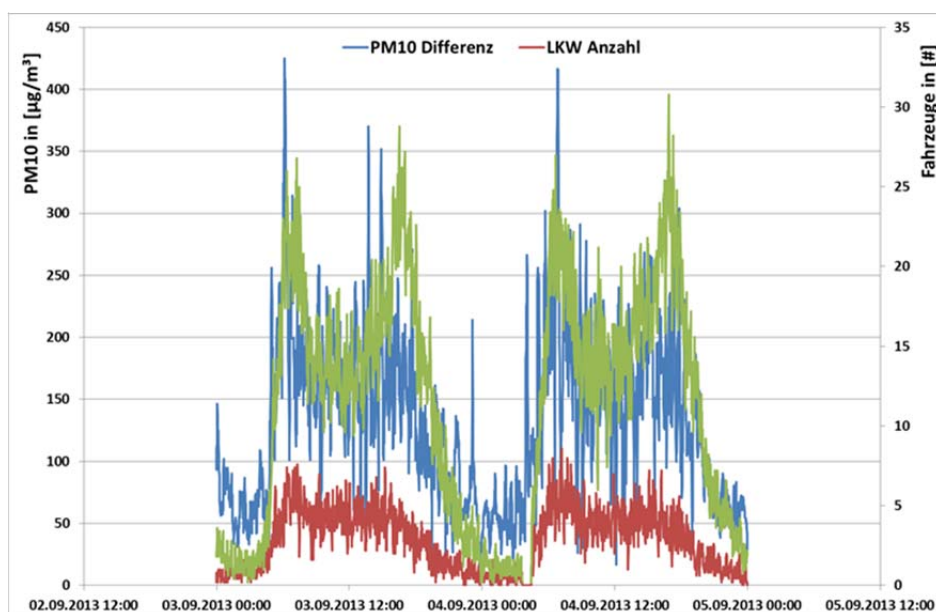


Abbildung 29: Verlauf der gemessenen PM₁₀ Konzentrationsdifferenz sowie den Verkehrszahlen, aufgedgliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013.

Anhand der in Abbildung 30 dargestellten Histogramme für die PM₁₀ Emissionswerte, den PKW und den LKW Zahlen erhält man einen Überblick über diese Messung. Der Zusam-

menhang zwischen den PM₁₀ Emissionen und dem Verkehr ist an den sehr ähnlichen Verteilungen erkennbar.

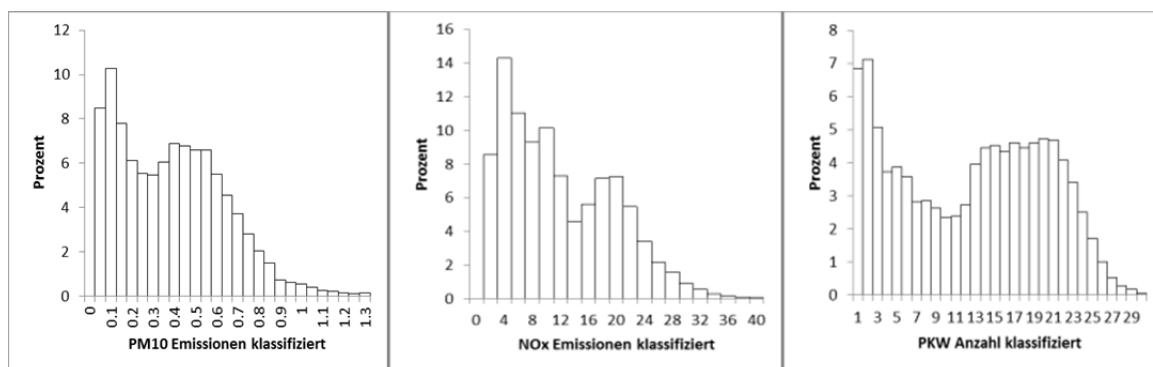


Abbildung 30: Klassifizierte Verteilung der PM₁₀ Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze der Messung 2013.

Die Methode der Emissionsfaktorenermittlung erfolgt analog zu NO_x. Die für den validierten Datensatz mit Hilfe der multiplen Regression ermittelte Ausgleichsebene ist in Abbildung 31 dargestellt.

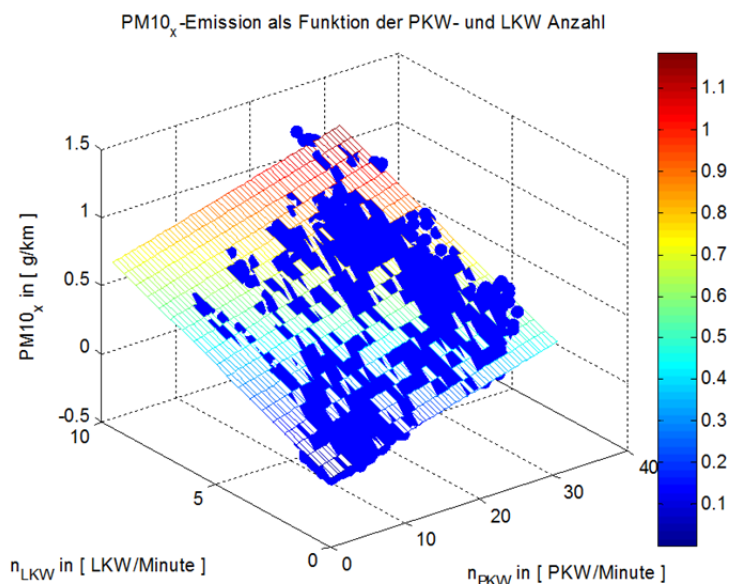


Abbildung 31: Darstellung der gemessenen PM₁₀ Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren PM₁₀ Datenpunkte, die auch in die NO_x Auswertung eingeflossen sind.

Die aus der Regression ermittelten Konstanten der Ausgleichsebene weisen folgende Form auf:

$$PM10 \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 0,076 nLKW \left[\frac{g}{km} \right] + 0,015 nPKW \left[\frac{g}{km} \right] \quad (11)$$

Das Bestimmtheitsmaß (R²) der Ausgleichsebene von 0,88 bedeutet, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Fahrzeuganzahl und der gemessenen PM₁₀ Konzentration besteht.

Die berechneten PM₁₀ Emissionsfaktoren gegliedert in PKW und LKW sind in Tabelle 5 angeführt und werden mit jenen vom Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [2] sowie NEMO [1] verglichen. Wesentlich ist die Tatsache, dass es sich bei den Emissionsfak-

toren aus der Messung um PM₁₀ exhaust + non- exhaust handelt, im Gegensatz dazu geben die Literaturstellen ausschließlich Faktoren für PM₁₀ exhaust an.

Tabelle 5: PM₁₀ Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel.

Fahrzeug	PM ₁₀ Emissionsfaktoren		
	Messung 2013	HBEFA 3.2*	NEMO
PKW	0,015	0,009**	0,014**
LKW (SNF)	0,076	0,042**	0,055**

Fahrzyklus AB_100, gewichtetes Gefälle

* im HBEFA 3.1 wurde die Längsneigung der Strecke auf 0 % gesetzt

** die angegebenen Werte entsprechen den PM₁₀ exhaust Emissionsfaktoren für PKW und SNF

Die berechneten PM₁₀ Emissionsfaktoren umfassen sowohl PM₁₀ exhaust als auch PM₁₀ non-exhaust. D.h. zieht man vom PM₁₀ gesamt Emissionsfaktor den PM₁₀ exhaust Emissionsfaktor ab, erhält man die PM₁₀ non-exhaust Emissionsfaktoren. Da die Längsneigung nur im Mittel nahezu 0 % entspricht werden die NEMO [1] Emissionsfaktoren, die sowohl die Steigung als auch das Gefälle berücksichtigen, für die weitere Berechnung herangezogen. Die erhaltenen PM₁₀ non-exhaust Emissionsfaktoren sind inkl. PM₁₀ gesamt und PM₁₀ exhaust in Tabelle 6 dargestellt:

Tabelle 6: PM₁₀ Emissionsfaktoren aufgetrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km] im Plabutschtunnel.

Fahrzeug	PM ₁₀ Emissionsfaktoren		
	PM ₁₀ gesamt	PM ₁₀ exhaust*	PM ₁₀ non-exhaust
PKW	0,015	0,014	0,001
LKW (SNF)	0,076	0,055	0,025

* berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB_100, gewichtetes Gefälle

Es zeigt sich, dass vor allem bezogen auf PKW, der non- exhaust Anteil verschwindend gering ist, für LKW beträgt er in etwa 33% des gesamten Emissionsfaktors.

Die sehr geringen PM₁₀ non-exhaust Emissionsfaktoren könnten darin begründet sein, dass die Längsgeschwindigkeit und auch das Verkehrsaufkommen im Plabutschtunnel sehr hoch sind. Die Folge ist, dass die Partikel sich nicht an Oberflächen absetzen können, was dazu führt dass der Großteil aus dem Tunnel transportiert wird. Die Quellen für PM₁₀ non-exhaust Emissionen beschränken sich in diesem Fall auf Reifen-, Brems- und Straßenabrieb. Auf Grund der Verkehrssituation und des Fahrverhaltens im Plabutschtunnel kann weiters davon ausgegangen werden, dass der Bremsabrieb eine untergeordnete Rolle spielt.

Erweitert man die Gleichung um den Interaktionsterm, analog zur Messung 2012) so ergibt sich folgender Zusammenhang (Schadstoff PM₁₀ gesamt mit Interaktionsterm):

$$PM_{10} \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 0,073 n_{LKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,015 n_{PKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,00017 n_{LKW} \times n_{PKW} \quad (12)$$

Die Konstante des Interaktionsterms ist bei der Auswertung dieser Messdaten sehr niedrig, nimmt jedoch einen positiven Wert an. Da der Wert verglichen mit den PKW und LKW Emissionsfaktoren sehr gering ist, spielt der Interaktionsterm kaum eine Rolle. Darüber hinaus zeigt ein Vergleich der Emissionsfaktoren (mit und ohne Interaktion), dass der PKW Emissionsfaktor unverändert ist, und der LKW Emissionsfaktor nur geringfügig sinkt. Daraus lässt sich erkennen, dass sich durch die Einführung eines Interaktionsterms keine Verbesserung der Ergebnisse erzielen lässt.

In der nachfolgenden Abbildung 32 und der Abbildung 33 werden beide Modellierungsarten, die mit Interaktionsterm und die ohne Interaktionsterm, miteinander verglichen. Auch hier sind kaum Unterschiede zu erkennen. Die Steigungen der Ausgleichsgeraden in Abbildung 30 sind für beide Fälle nahezu identisch. Aus diesem Grund wird für weitere Berechnungen der Interaktionsterm nicht weiter betrachtet.

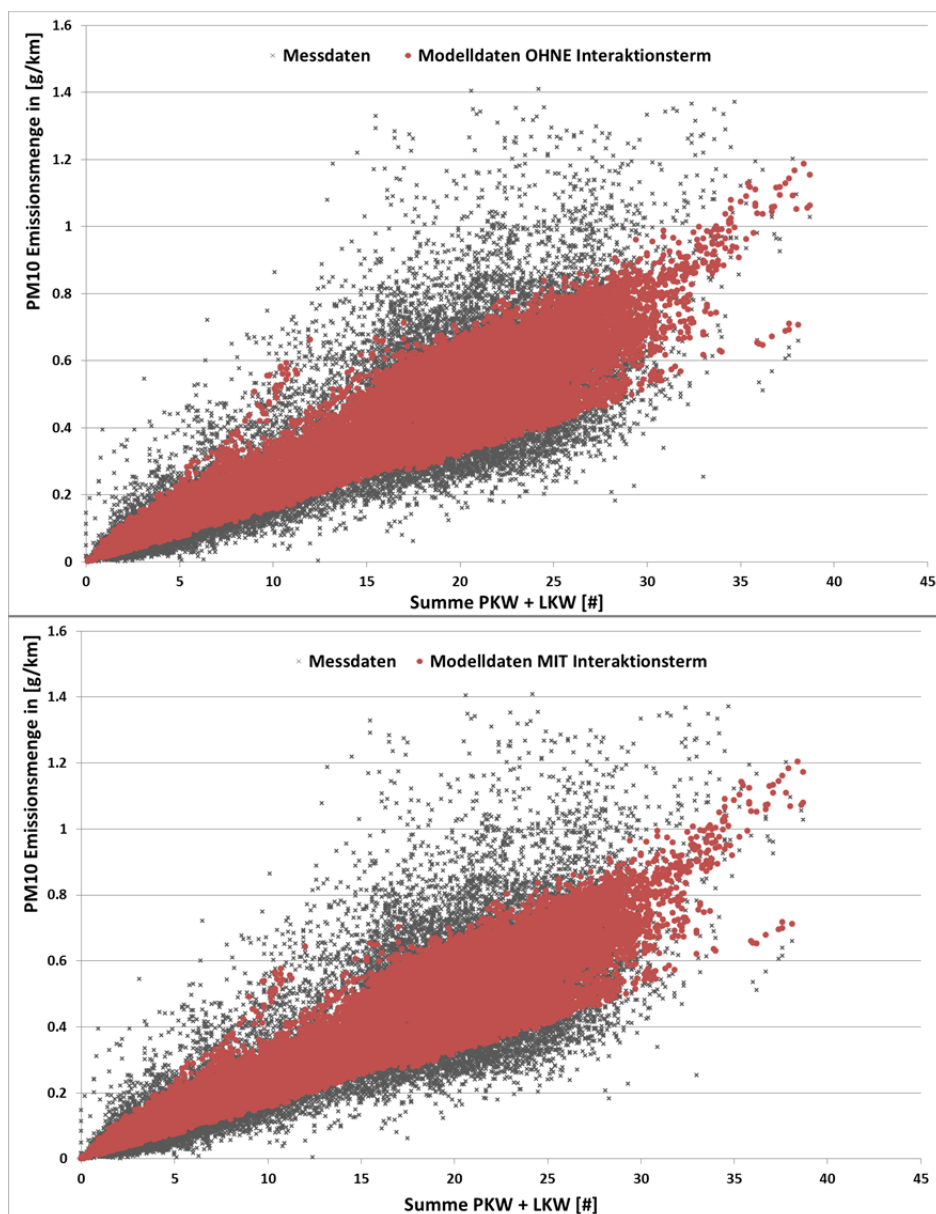


Abbildung 32: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte) für beide Modelle ohne und mit Interaktionsterm.

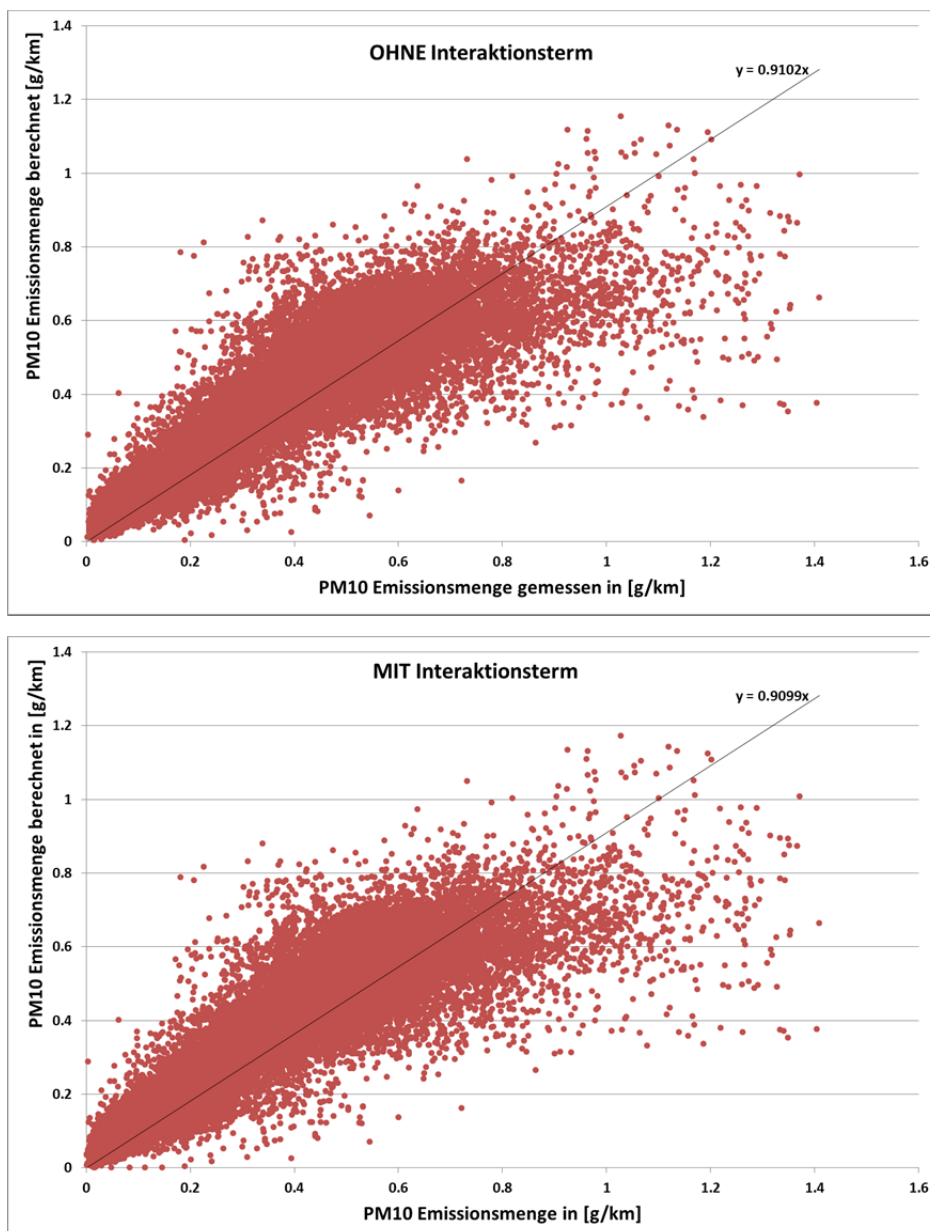


Abbildung 33: Korrelation zwischen den rückgerechneten PM_{10} Emissionen und den im Plabutschunnel gemessenen PM_{10} Emissionskonzentrationen.

$PM_{2,5}$ Anteil an den PM_{10} Emissionen

Für die Bestimmung des $PM_{2,5}$ Anteils an PM_{10} wird neben den Daten aus 2013 auch auf eine Parallelmessung im Plabutschunnel aus dem Jahr 2011 zurückgegriffen. In einem Zeitraum von 2 Wochen wurde in der Pannenbucht 9 (PB9, Tunnelmitte) parallel die PM_{10} und $PM_{2,5}$ Konzentration gemessen. Mit Hilfe dieser Parallelmessung, die auf Basis von Halbstundemittelwert vorliegt, kann der $PM_{2,5}$ Anteil an der PM_{10} Konzentration bestimmt werden. Wie in Abbildung 34 dargestellt, zeigt sich ein stark signifikanter Zusammenhang zwischen den beiden Parametern.

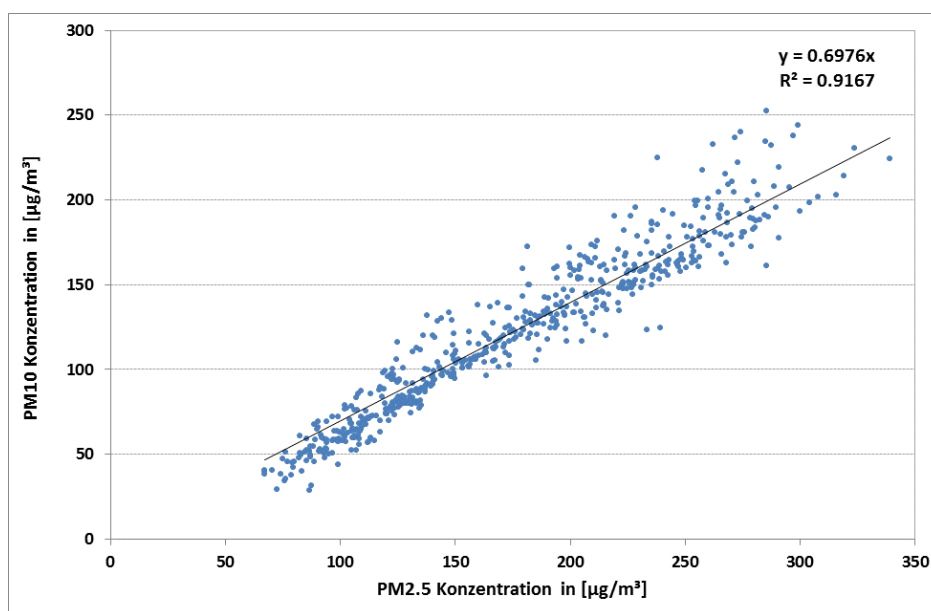


Abbildung 34: Korrelation zwischen der gemessenen PM_{10} und $PM_{2,5}$ Immissionskonzentration im Plabutschunnel, 2011 auf Basis von Halbstundenmittelwerten.

Auch bei der Messung im Jahr 2013 ergibt sich ein mittlerer $PM_{2,5}$ Anteil an PM_{10} von ca. 70 %. Die Daten streuen jedoch wesentlich mehr (der Anteil beläuft sich auf Werte zwischen 30 und 100 %), was auch am niedrigen Bestimmtheitsmaß (R^2) von 0,45 erkennbar ist. Ein Grund hierfür liegt darin, dass in die Auswertung der Messung 2013 Minutenmittelwerte geflossen sind, in jene aus dem Jahr 2011 Halbstundenmittelwerte.

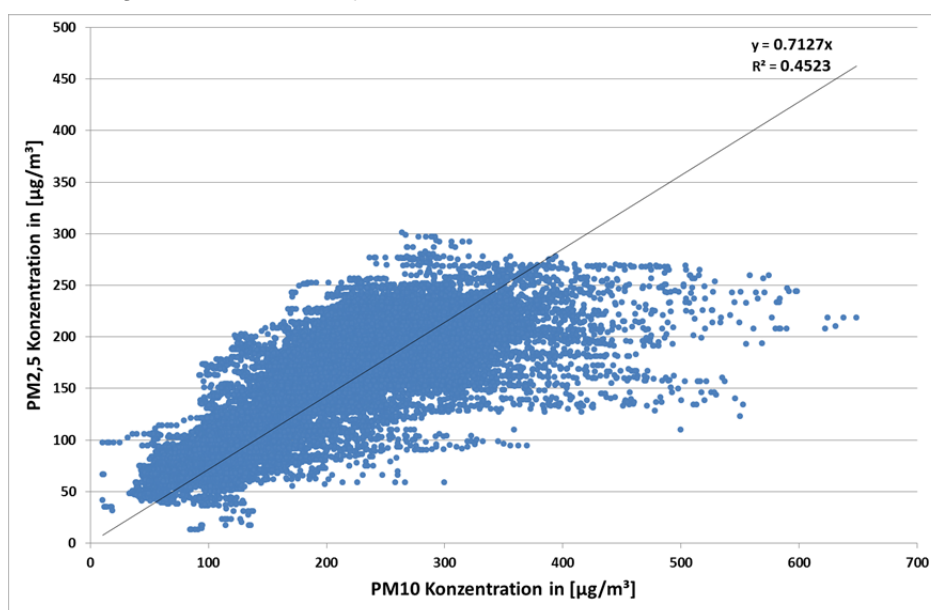


Abbildung 35: Korrelation zwischen der gemessenen PM_{10} und $PM_{2,5}$ Immissionskonzentration im Plabutschunnel der Messung 2013.

Das Verhältnis der gemessenen Werte kann zur Bestimmung der $PM_{2,5}$ Emissionsfaktoren direkt auf die PM_{10} Emissionsfaktoren (non-exhaust + exhaust) übertragen werden (siehe Tabelle 7).

Es ist davon auszugehen, dass der gesamte Anteil der exhaust Emissionen $PM_{2,5}$ entspricht, d.h der Anteil von $PM_{2,5}$ am PM_{10} non-exhaust ist deutlich geringer als 70 %. In

Tabelle 7 sind die Emissionsfaktoren für PM_{2,5} aus der Messung 2011 und 2013 dargestellt.

Tabelle 7: PM_{2,5} Emissionsfaktoren getrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km] im Plabutschtunnel für beide Messperioden (2012 bzw. 2013) getrennt voneinander dargestellt.

Fahrzeug	PM _{2,5} Emissionsfaktoren		
	PM _{2,5} gesamt	PM _{2,5} exhaust	PM _{2,5} non-exhaust
2012 - PKW	0,015	0,015*	**
2012 - LKW (SNF)	0,067	0,051*	0,016
2013 - PKW	0,011	0,014***	**
2013 - LKW (SNF)	0,053	0,055***	**

* berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB_100, mittleres Gefälle 0,58 %

** vernachlässigbar

*** berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB_100, gewichtetes Gefälle

Da der PM_{2,5} non-exhaust Faktor der Differenz zwischen PM_{2,5} gesamt minus PM exhaust entspricht wurden bei den Tunnelmessungen 2011 sehr niedrige PM_{2,5} non-exhaust Emissionsfaktoren bestimmt. Aufgrund der Tatsache, dass PM₁₀ exhaust Emissionsfaktoren tendenziell eher überschätzend sind, das gesamte PM₁₀ exhaust auch PM_{2,5} entspricht, sinkt der non-exhaust PM_{2,5} Emissionsfaktor bis auf 0 g/km ab (siehe PKW in Tabelle 7).

Für die Messung 2013 sind die Werte für die non-exhaust Emissionsfaktoren vernachlässigbar, da der exhaust Emissionsfaktor aus der NEMO [1] Berechnung sogar etwas höher ist als der Gesamtemissionsfaktor der Messung 2013 ist. Der Grund dafür könnte darin liegen, dass erstens die Emissionsfaktoren aus den Modellen tendenziell eher überschätzend sind aber auch, dass davon ausgegangen werden kann, dass der gesamte Anteil an PM_{2,5} von der motorischen Verbrennung verursacht wird also kein non-exhaust Anteil PM_{2,5} auftritt.

Rußanteil an den PM₁₀ bzw. PM_{2,5} Emissionen

Bei den Messungen im Jahr 2013 wurde neben den Feinstaubemissionen (PM₁₀ und PM_{2,5}) auch Ruß gemessen. Die Rußmessung erfolgte in der Pannenbucht 1 beim Tunnelausgang. In Abbildung 36 ist der Verlauf von Ruß, PM₁₀ und PM_{2,5} über einen exemplarisch ausgewählten Zeitausschnitt ersichtlich. Diese Darstellung zeigt einen deutlichen Zusammenhang zwischen diesen drei Messgrößen.

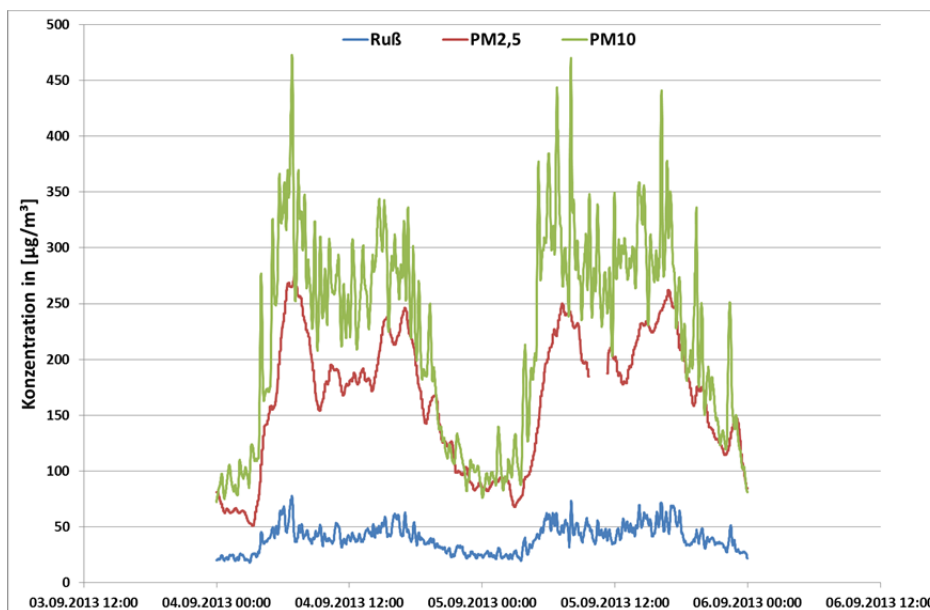


Abbildung 36: Verlauf von PM_{2,5}, PM₁₀ und Ruß exemplarisch für den Zeitraum von 04.09.2013 bis 05.09.2013.

Die Korrelation zwischen PM₁₀ und Ruß (siehe Abbildung 37) ergibt einen Rußanteil an PM₁₀ von rund 18 Prozent. Die Werte streuen jedoch sehr stark, was auch durch das eher niedrige Bestimmtheitsmaß (R^2) von 0,41 ersichtlich ist. Gleiches kann beim Verhältnis zwischen Ruß und PM_{2,5} beobachtet werden. Der Anteil von Ruß an PM_{2,5} beträgt in dieser Messung durchschnittlich 24 Prozent. Diese Größenordnung wurde auch in einer von Josef Cyrys et al. [4] publizierten Studie gemessen. Bei den zugrunde gelegten Messungen wurden Rußanteile von 12 % bis 25 % detektiert.

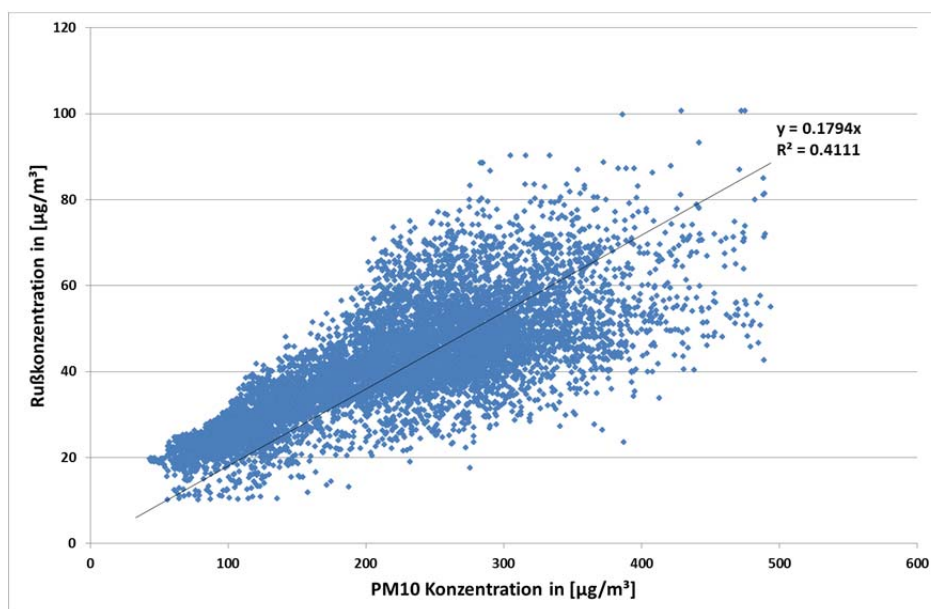


Abbildung 37: Korrelation zwischen den Rußkonzentrationen und den PM₁₀ Konzentrationen.

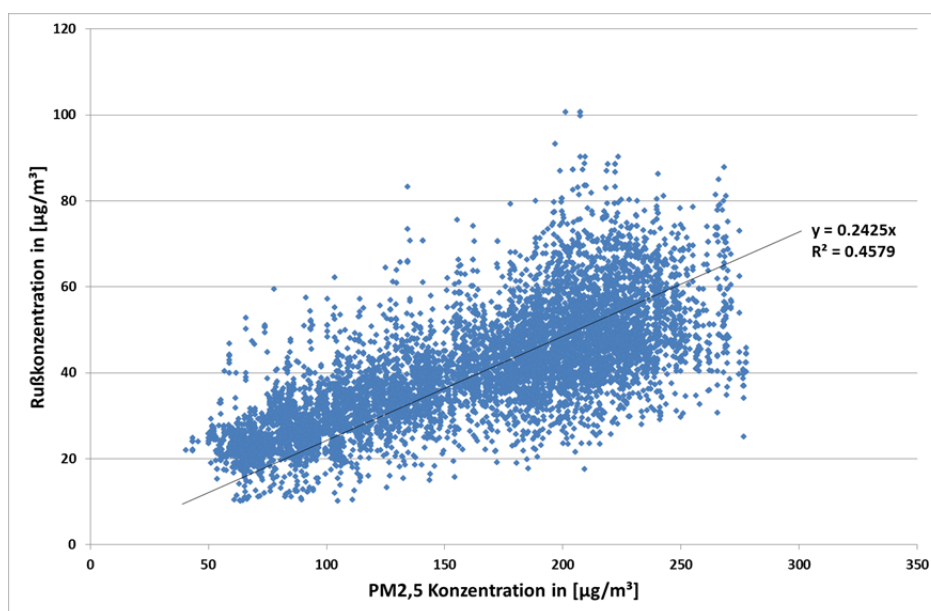


Abbildung 38: Korrelation zwischen den Rußkonzentrationen und den PM_{2,5} Konzentrationen.

2.4. CO Emissionsfaktoren

Die Bestimmung der CO Emissionsfaktoren erfolgt auf Basis der 2013 gemessenen Daten und ist schwierig, da die gemessenen Konzentrationen sehr gering sind. Die daraus folgende geringe Konzentrationsdifferenz ist in Abbildung 39 dargestellt. Geringe Differenzkonzentrationen erschweren in der Regel die Auswertung. Der Zusammenhang der CO-Konzentrationsdifferenz mit dem Verkehrsaufkommen ist jedoch gut erkennbar (siehe Abbildung 40).

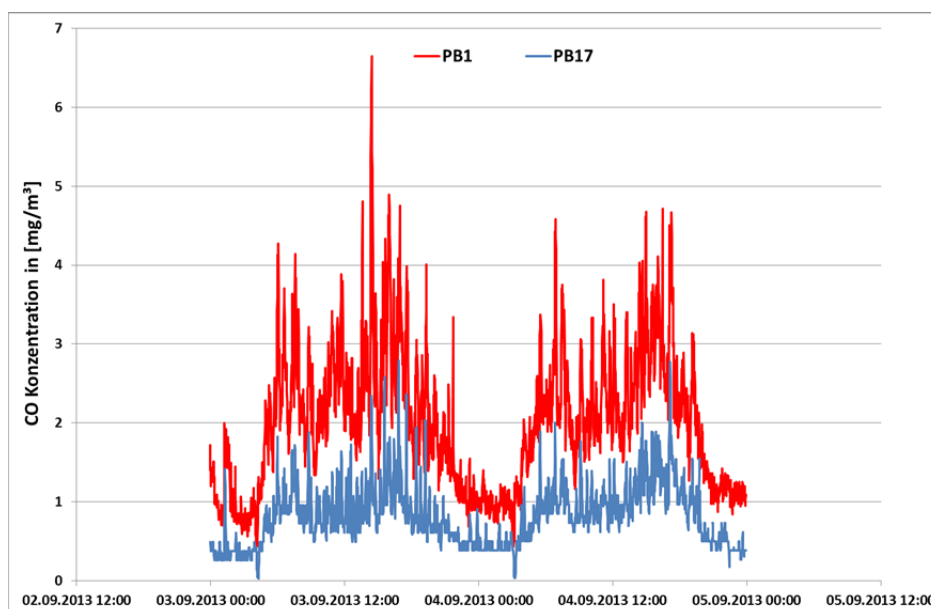


Abbildung 39: Verlauf der gemessene CO Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013.

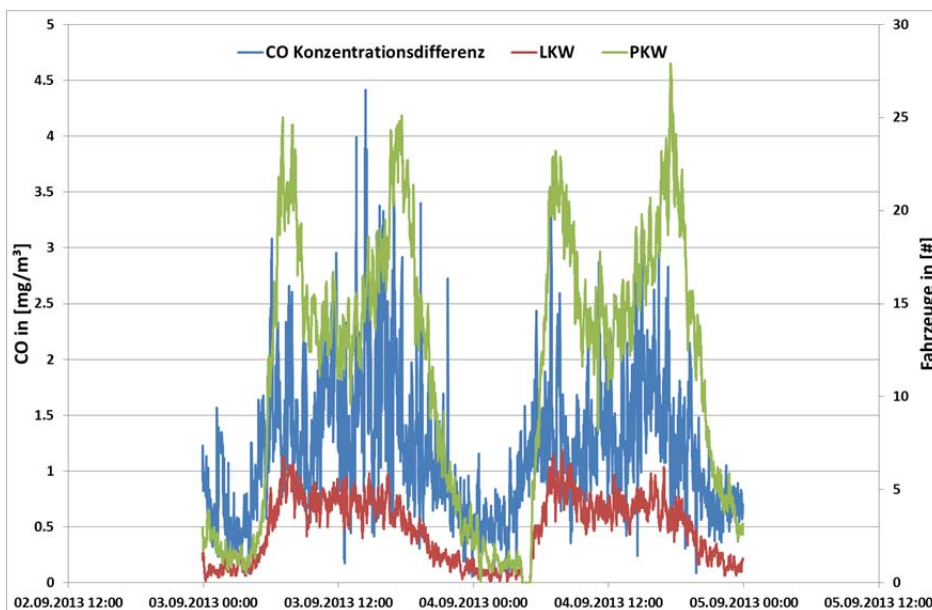


Abbildung 40: Verlauf der gemessene CO Konzentrationsdifferenz sowie der Verkehrszahlen, aufgliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013.

Der Zusammenhang zwischen den CO Emissionen und dem Verkehrsaufkommen ist in den in Abbildung 41 dargestellten Histogrammen ersichtlich. Es weisen die CO Emissionen wie auch PKW und LKW Anzahl einen ähnlichen Verlauf auf.

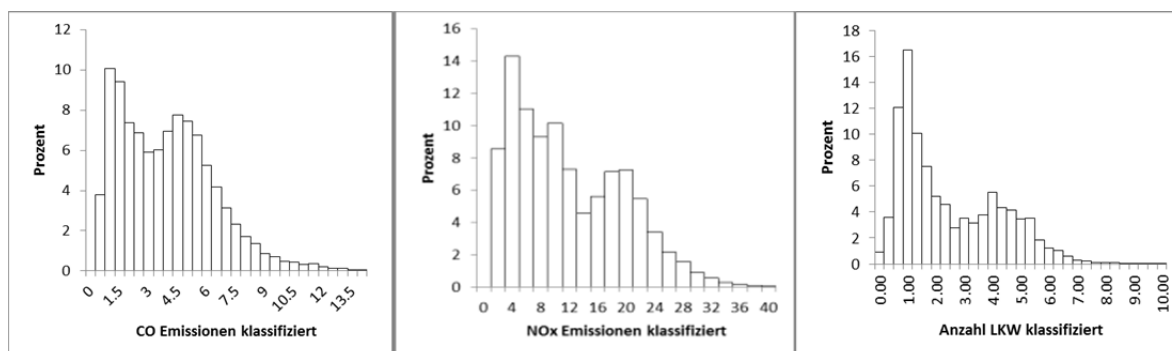


Abbildung 41: Klassifizierte Verteilung der CO Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze.

Die Ermittlung der Emissionsfaktoren erfolgt analog zu NO_x beziehungsweise PM_{10} . Der Ergebnisse der Berechnung sind nachfolgend dargestellt.

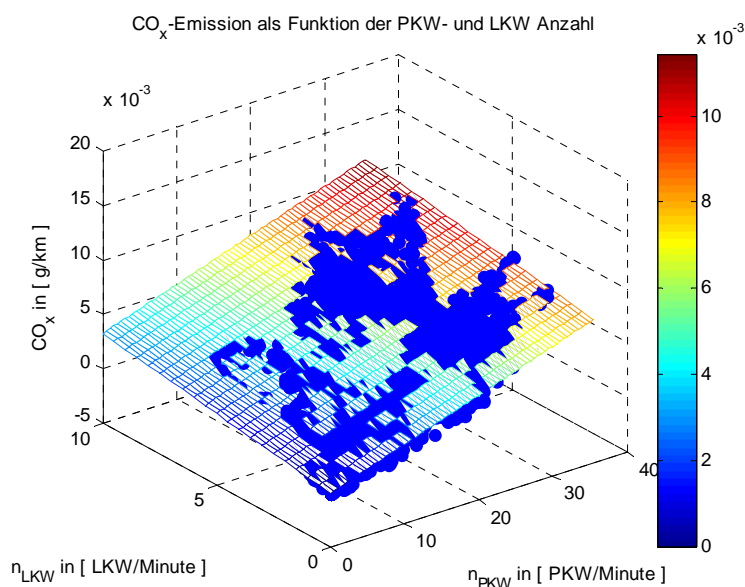


Abbildung 42: Darstellung der gemessenen CO Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren CO Datenpunkte, wobei die Farbskala die CO Konzentration in [g/km] widerspiegelt.

Die aus der multiplen Regression ermittelten Konstanten sind in Gleichung 13 dargestellt:

$$COEmission \left[\frac{g}{km} \right] = 0,35 nLKW \left[\frac{g}{km} \right] + 0,23 nPKW \left[\frac{g}{km} \right] \quad (13)$$

Das Bestimmtheitsmaß (R^2) beläuft sich auf einen Wert von 0,66, was deutlich niedriger ist als für die Berechnungen der NO_x beziehungsweise PM_{10} Emissionsfaktoren. Grund dafür könnte die geringe Konzentrationsdifferenz sein, aber auch die Tatsache, dass die Messwerte im unteren Bereich des Messbereichs des CO-Messgeräts liegen, wodurch zusätzliche Ungenauigkeiten auftreten. Der Vergleich zwischen den ermittelten Emissionsfaktoren und jenen vom Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [2] sowie NEMO [1] ist in Tabelle 8 dargestellt. Es zeigt sich, dass vor allem der ermittelte Emissionsfaktor für LKW deutlich niedriger ist als der Literatur.

Tabelle 8: CO Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel.

Fahrzeug	CO Emissionsfaktoren		
	Messung 2013	HBEFA 3.2*	NEMO
PKW	0,23	0,23	0,51
LKW (SNF)	0,35	1,10	1,16

Fahrzyklus AB_100, gewichtetes Gefälle

* im HBEFA 3.1 wurde die Längsneigung der Strecke auf 0 % gesetzt

Der in Abbildung 43 dargestellte Vergleich der Messung mit der Berechnung, zeigt einen deutlichen Unterschied. Die Werte der Messung streuen wesentlich mehr als das Modell abbilden kann. Die Korrelation zwischen gemessenen Konzentrationen und den rückgerechneten Konzentrationen weist ebenfalls eine starke Streuung auf. Es zeigt sich, dass das Modell die Emissionen deutlich unterschätzt (ca. 10 %), aber auch die Bandbreite der gemessenen Emissionen nicht wiedergibt.

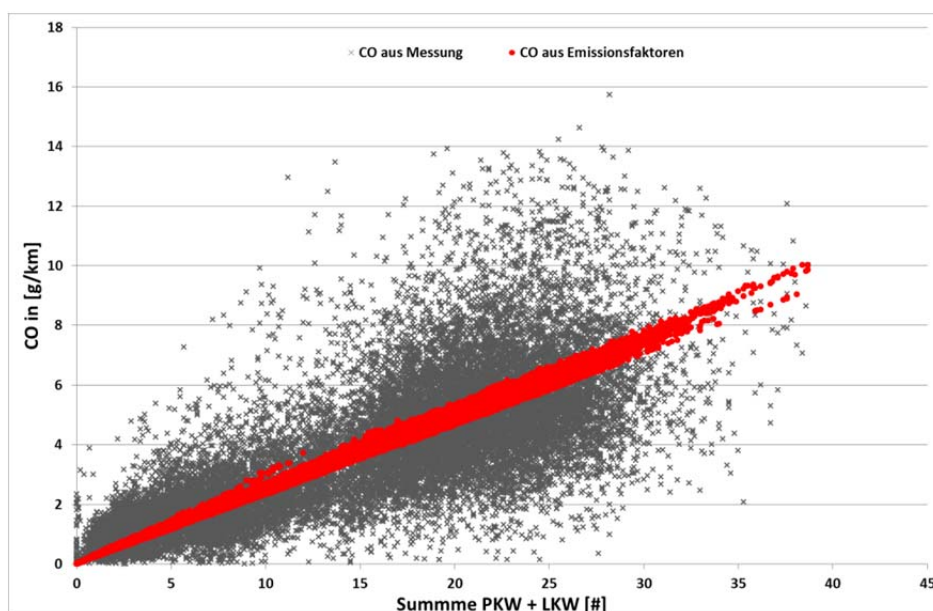


Abbildung 43: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte).

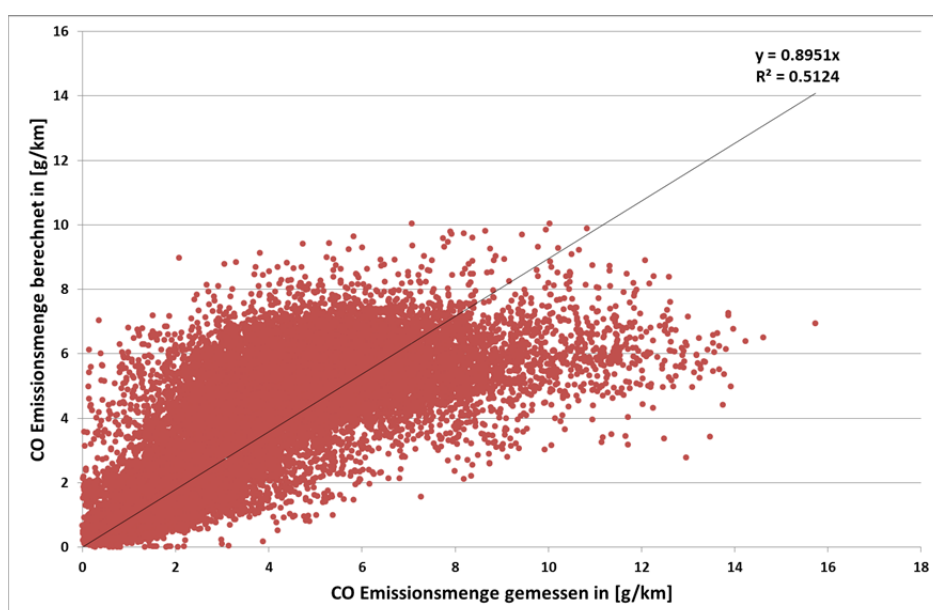


Abbildung 44: Korrelation zwischen den rückgerechneten CO Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen CO Emissionskonzentrationen.

2.5. Filteranalysen zur Schwermetallbestimmung

Die Schwermetallbestimmungen basieren wie bereits in Kapitel 2 erwähnt auf der chemischen Analyse von Filtern. D.h. das Filtermaterial wird über eine vorher definierte Zeitspanne mit Staub belegt und anschließend die Bestandteile des Staubes im Hinblick auf Schwermetalle analysiert. In der gegenständlichen Untersuchung wurden die Filter über eine Zeitdauer von drei Stunden belegt. Diese Zeitspanne ergab sich daraus, dass am Tunnelausgang die maximale Filterbelegung nach etwas mehr als drei Stunden erreicht wurde. Um eine geregelte Messung zu erreichen wurde eine Filterbelegungsdauer von drei Stunden gewählt. Obwohl über die gesamte Messdauer von 17 Tagen Filter belegt

wurden, sind nur 9 Filterpaare für die Auswertung verfügbar. Nur wenn sowohl bei Tunnelanfang als auch bei Tunnelende der Filter ordnungsgemäß belegt wurde kann das Analyseergebnis in die Auswertung mit einfließen. D.h. die Aussagekraft der statistischen Auswertung wird durch die geringe Anzahl an Datenpunkten reduziert.

Die Ergebnisse der Filteranalyse liegen in Masse des jeweiligen Schadstoffes pro Gramm Staub auf dem Filter vor.

Die Gesamtbeladung der Filter ist in Abbildung 45 ersichtlich. Je geringer die Gesamtbeladung der Filter ist, desto größer wird die Wahrscheinlichkeit, dass ein Schadstoff unter der Nachweisgrenze liegt. Ist der Konzentrationszuwachs eines Schwermetalls zwischen den beiden Messstellen in der Größenordnung der Nachweisgrenze ist es nicht möglich diese zur Emissionsfaktorenbestimmung heranzuziehen.

Vorab kann gesagt werden, dass die Elemente Arsen (As), Cobalt (Co) und Zink (Zn) unter der Nachweisgrenze liegen. Der Anteil dieser Schwermetalle am Staub auf den Filtern ist für eine Analyse zu gering.

Tabelle 9: Auflistung der Zeitintervalle inkl. Schwerverkehrsanteil (SV-Anteil) für die Filterbelegung, Plabutschtunnel, Messung 2013.

Messperiode	Zeitangaben			SV- Anteil [%]
	Datum	Wochentag	Zeit	
1	06.09.2013	Freitag	17:00 – 20:00	10,1
2	09.09.2013	Montag	05:00 – 08:00	21,2
3	09.09.2013	Montag	17:00 – 20:00	18,2
4	10.09.2013	Dienstag	05:00 – 08:00	21,0
5	10.09.2013	Dienstag	17:00 – 20:00	16,2
6	11.09.2013	Mittwoch	05:00 – 08:00	21,3
7	12.09.2013	Donnerstag	17:00 – 20:00	14,4
8	13.09.2013	Freitag	05:00 – 08:00	21,6
9	13.09.2013	Freitag	17:00 – 20:00	11,6
Mittelwert SV-Anteil				17,2

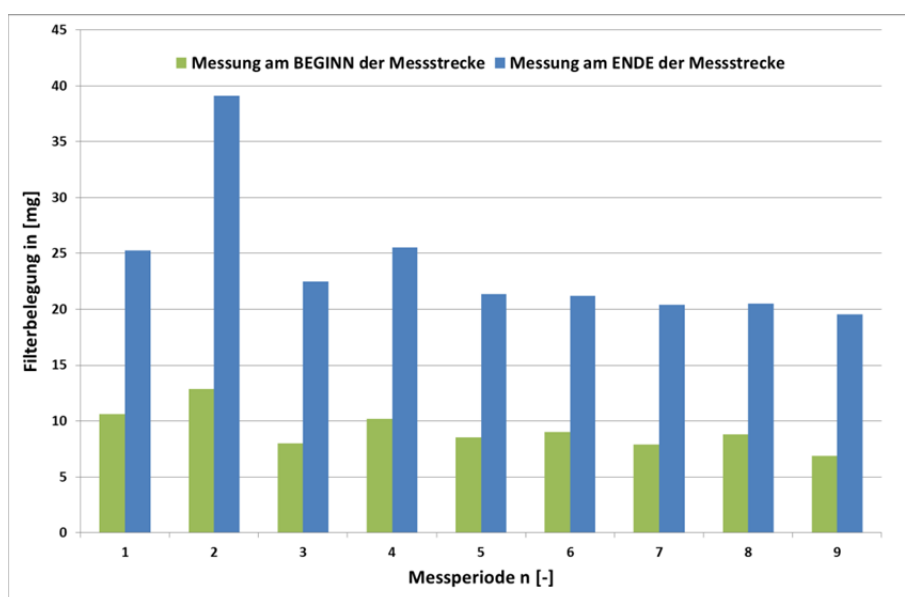


Abbildung 45: Gesamtmasse PM₁₀ auf den Filtern für beide Messstellen über alle auswertbare Messperioden, Plabutschtunnel, Messung 2013.

Antimon Emissionsfaktoren Tunnel

In Abbildung 46 sind die gemessene Antimonmenge beim Tunneleingang (PB17) sowie beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und auch das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden dargestellt.

Auffällig ist die hohe Hintergrundkonzentration in Messperiode 2 (Montagsmorgen von 5 Uhr bis 8 Uhr), und die überdurchschnittlich hohe Antimonmenge am Tunnelausgang (PB1) in Messperiode 8 (Freitagfrüh von 5 Uhr bis 8 Uhr) obwohl die Fahrleistung in dieser Zeitspanne nicht überdurchschnittlich war.

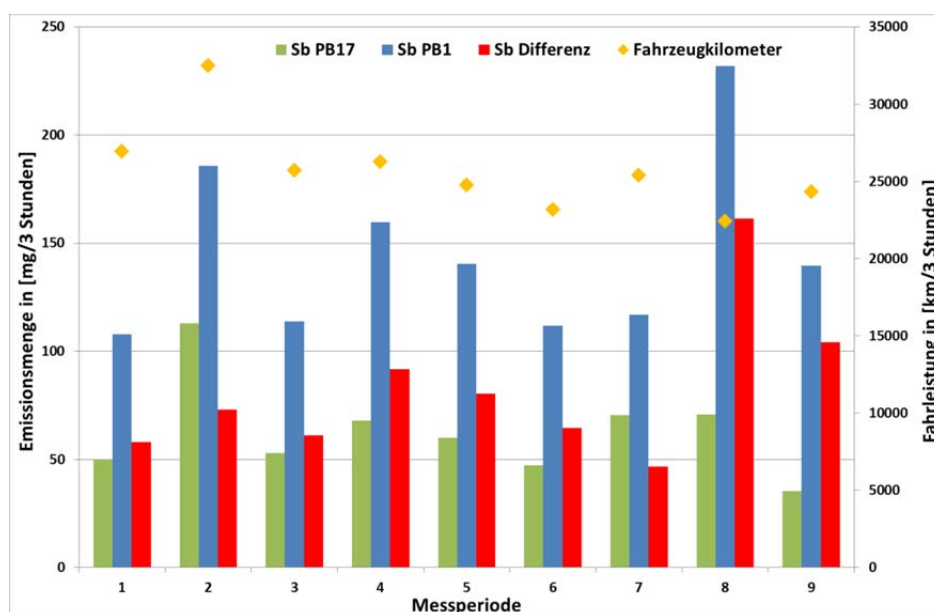


Abbildung 46: Darstellung der Antimon (Sb) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Sb Differenz) der Fahrleistung gegenüber so zeigt sich, dass die Daten sehr stark streuen (siehe Abbildung 47). Die Streuung der Ergebnisse, wie in Abbildung 47 dargestellt, kann nicht auf einzelne Einflussgrößen auf die Daten (zum Beispiel Schwerverkehrsanteil) zurückgeführt werden, sondern liegt in den Randbedingungen der Messung begründet. Ist die Differenz der Filterbelegung klein, gewinnt die Genauigkeit der chemischen Analyse an Bedeutung und aussagekräftige Ergebnisse sind nur durch die Erhöhung der Datenpunkte zu erzielen.

Die Lage der Ausgleichsgerade ist vorrangig durch den Nullpunkt und die Punktwolke der Daten definiert. Wertepaare wischen dem Nullpunkt und der minimalen Fahrleistung der Messwerte von zirka 22 400 km fehlen zur Gänze. Das heißt, der Verlauf der Gerade ist durch keinen Datenpunkt mit geringerer Fahrleistung als 22 400 km bestätigt. Aus diesem Grund kann auch das Bestimmtheitsmaß nicht als Parameter zur Überprüfung der Qualität der Regression herangezogen werden. Die Qualität des berechneten Emissionsfaktors kann nur sinnvoll anhand statistischer Kenngrößen abgeschätzt werden (siehe Tabelle 10).

$$Sb_{\text{Emission}} \left[\frac{\text{mg}}{\text{km}} \right] = 0,0029 n_{\text{Fahrzeuge}} \quad (14)$$

Tabelle 10: Antimon (Sb) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	Antimon (Sb) Emissionsfaktor [mg/km]	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW / LKW	0,0029 ± 0,0009	0,0004

* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

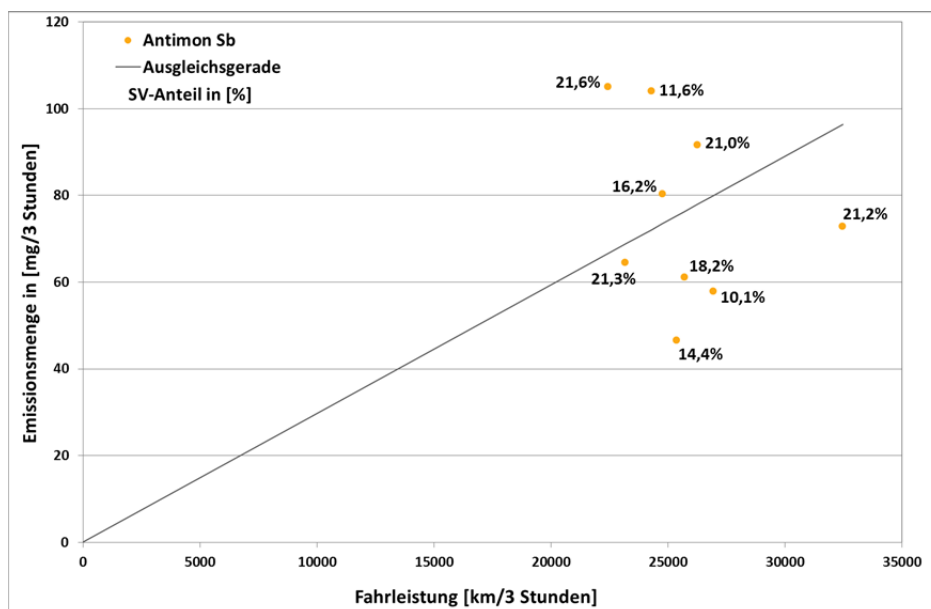


Abbildung 47: Zusammenhang zwischen der Antimon (Sb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden].

Angesichts der geringen Datenmenge erscheint eine Reduktion der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 11).

Tabelle 11: Antimon (Sb) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Antimon (Sb) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW und LKW	0,0030	0,0018	0,0047	0,0027

Die Hauptemissionsquelle von Antimon ist der Bremsbelag, darüber hinaus ist Antimon in geringen Mengen in den Reifen vorhanden. Die Bremsvorgänge im Plabutschtunnel sind auf Grund der vorherrschenden Fahrsituation jedoch gering. Es ist davon auszugehen, dass die Emissionsmengen bei anderen Fahrsituationen deutlich höher liegen. Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, liegt der im Plabutschtunnel bestimmte Wert deutlich unter dem im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor von 0,01 mg/km [Urban et al., 2006].

Kupfer Emissionsfaktoren Tunnel

In Abbildung 48 sind die gemessene Kupfermenge beim Tunneleingang (PB17) sowie beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und auch das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden dargestellt.

Auffällig ist wieder die hohe Hintergrundkonzentration in Messperiode 2 (Montagsmorgen von 5 Uhr bis 8 Uhr), und die überdurchschnittlich hohe Kupfermenge am Tunnelausgang (PB1) in Messperiode 4 bzw. 8 (Dienstagmorgen bzw. Freitagfrüh von 5 Uhr bis 8 Uhr) obwohl die Fahrleistung in dieser Zeitspanne nicht überdurchschnittlich war.

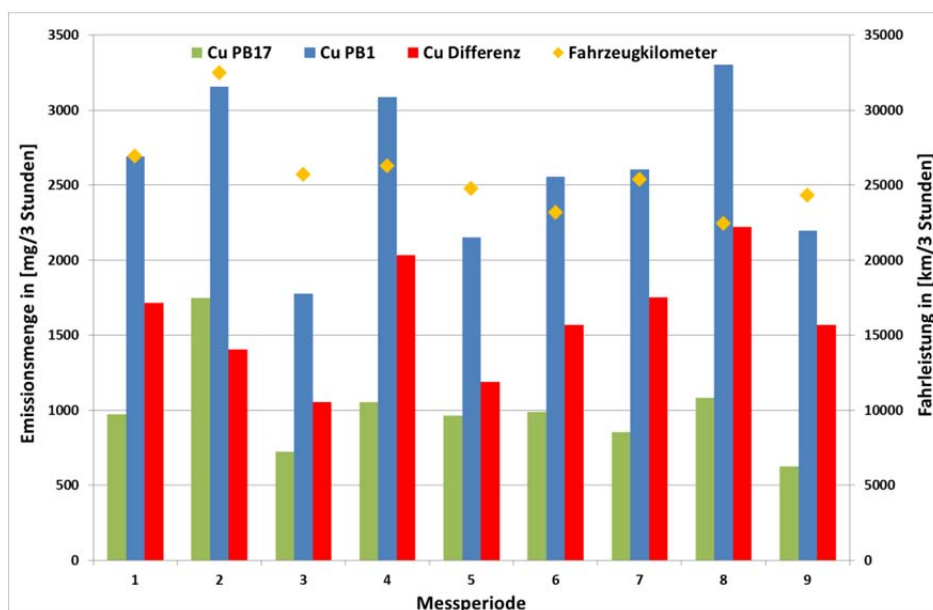


Abbildung 48: Darstellung der Kupfer (Cu) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Cu Differenz) der Fahrleistung gegenüber so zeigt sich, dass die Daten sehr stark streuen (siehe Abbildung 49). Die Streuung der Ergebnisse, wie in Abbildung 49 dargestellt, kann nicht auf einzelne Einflussgrößen auf die Daten (zum Beispiel Schwerverkehrsanteil) zurückgeführt werden, sondern liegt in den Randbedingungen der Messung begründet. Ist die Differenz der Filterbelegung klein gewinnt die Genauigkeit der chemischen Analyse an Bedeutung und aussagekräftige Ergebnisse sind nur durch die Erhöhung der Datenpunkte zu erzielen.

Die Lage der Ausgleichsgerade ist vorrangig durch den Nullpunkt und Punktwolke der Daten definiert. Wertepaare wischen dem Nullpunkt und der minimalen Fahrleistung der Messwerte von zirka 22 400 km fehlen zur Gänze. Das heißt, der Verlauf der Gerade ist durch keinen Datenpunkt mit geringerer Fahrleistung als 22 400 km bestätigt. Aus diesem Grund kann auch das Bestimmtheitsmaß nicht als Parameter zur Überprüfung der Qualität der Regression herangezogen werden. Die Qualität des berechneten Emissionsfaktors kann nur sinnvoll anhand statistischer Kenngrößen abgeschätzt werden (siehe Tabelle 12).

$$Cu_{\text{Emission}} \left[\frac{mg}{km} \right] = 0,0635 n_{\text{Fahrzeuge}} \quad (15)$$

Tabelle 12: Kupfer (Cu) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	Kupfer (Cu) Emissionsfaktor [mg/km]	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW und LKW	0,0635 ± 0,0164	0,0067

* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

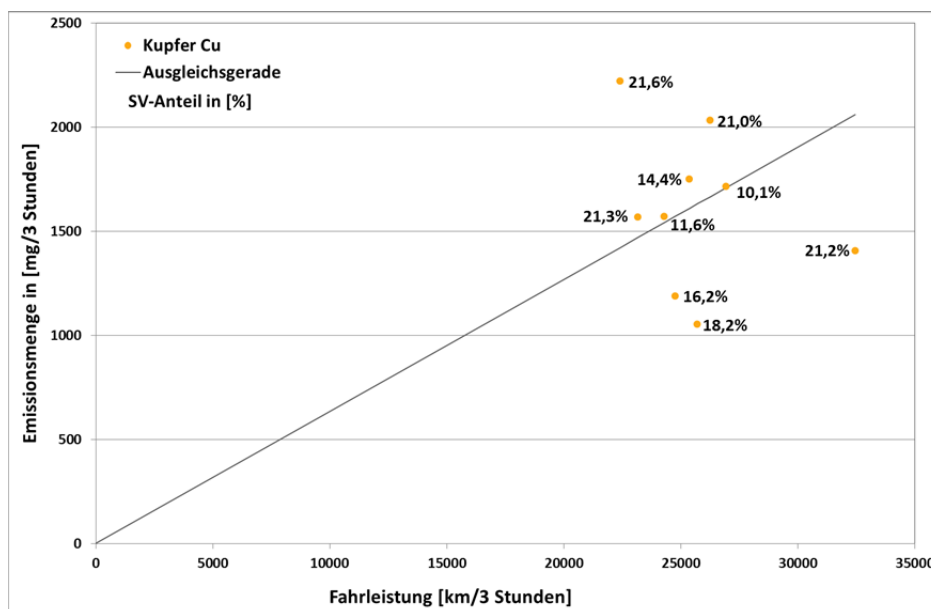


Abbildung 49: Zusammenhang zwischen der Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.

Angesichts der geringen Datenmenge erscheint eine Reduktion der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 13).

Tabelle 13: Kupfer (Cu) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Kupfer (Cu) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW / LKW	0,0646	0,0410	0,0991	0,0637

Die Hauptemissionsquelle von Kupfer ist der Bremsbelag, weshalb dieses Element bei Untersuchungen gerne als Tracerkomponente für Bremsabrieb herangezogen wird [Urban et al., 2006], obwohl die elementarische Zusammensetzung von Bremsbelägen mitunter stark variiert [Bukowiecki et al., 2009].

Die Bremsvorgänge im Plabutschtunnel sind auf Grund der vorherrschenden Fahrsituation jedoch gering. Es ist davon auszugehen, dass die Emissionsmengen bei anderen Fahrsituationen deutlich höher liegen. Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, liegt der im Plabutschtunnel bestimmte Wert zirka ein Viertel unter dem im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor von 0,088 mg/km [Urban et al., 2006].

Obwohl die Quelle für Kupfer und Antimon nachweislich der Bremsbelag ist, variiert das Verhältnis Cu zu Sb zwischen einem Faktor von 15 und 38. Die im Plabutschtunnel ge-

messenen Emissionsmengen von Kupfer und Antimon korrelieren im Gegensatz zur Literatur [Johansson et al., 2009] nicht (siehe auch Abbildung 50).

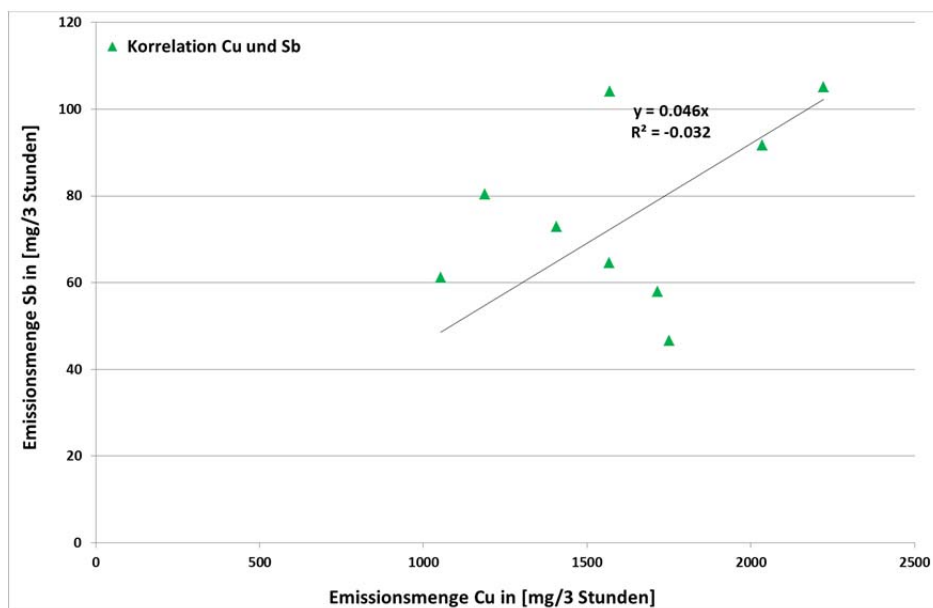


Abbildung 50: Korrelation zwischen der gemessenen Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der gemessenen Antimon (Sb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden], Messung 2013.

Aufgrund der geringen Datenanzahl und den Randbedingungen der Messung (Streckenlänge, Verkehrsaufkommen, Nachweisverfahren etc.) ist davon auszugehen, dass die Bestimmung von Emissionsfaktoren erschwert ist und die verfügbaren Messdaten eine detaillierte Auswertung nicht zulassen.

Chrom Emissionsfaktoren Tunnel

In Abbildung 51 ist die gemessene Chrommenge beim Tunneleingang (PB17) sowie beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und auch das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden dargestellt.

Auffällig ist die hohe Zunahme der Belastungen (Cr Differenz) in Messperiode 4 und 8 (Dienstagmorgen bzw. Freitagfrüh von 5 Uhr bis 8 Uhr) obwohl die Fahrleistung in dieser Zeitspanne nicht überdurchschnittlich war. Der Schwerververkehrsanteil in diesen Zeitspannen beläuft jedoch mit 21 % auf sehr hohe Werte (wie auch in Abbildung 52 ersichtlich).

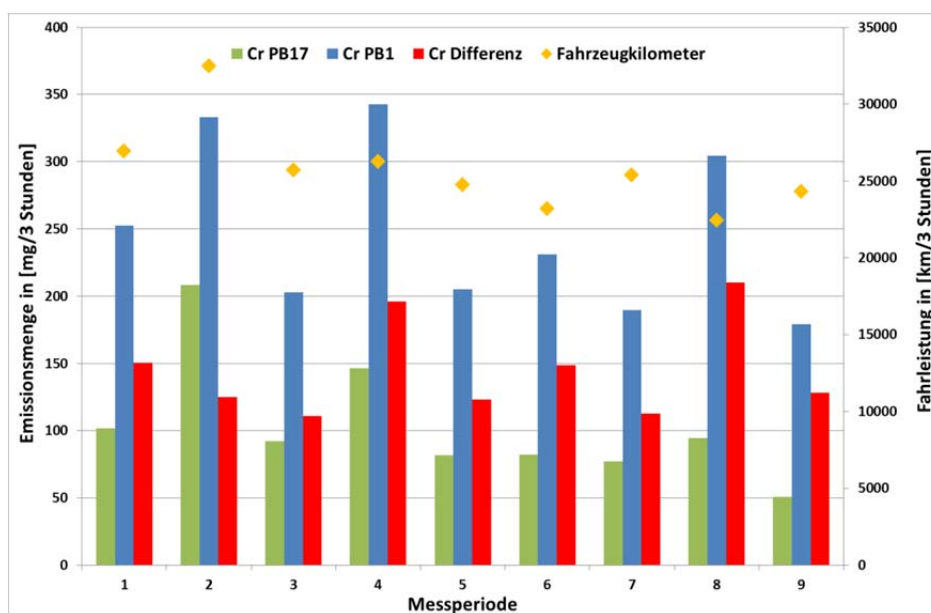


Abbildung 51: Darstellung der Chrom (Cr) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Cr Differenz) der Fahrleistung gegenüber so zeigt sich, dass die Daten sehr stark streuen (siehe Abbildung 52). Die Streuung der Ergebnisse, wie in Abbildung 49 dargestellt, ist teilweise auch auf den unterschiedlichen Schwerverkehrsanteil zurückzuführen. Liegt der Schwerverkehrsanteil über 20 % sind deutlich höhere Emissionskonzentrationen zu erwarten. Eine Ausnahme dazu stellt die Filteranalyse der Messperiode 2 dar (mit 21,2 % Schwerverkehrsanteil, rot markiert in der Abbildung 52). Diese Messperiode zeichnet sich jedoch durch eine ungewöhnlich hohe Hintergrundkonzentration aus (Cr PB17, Abbildung 51).

Die Lage der Ausgleichsgerade ist vorrangig durch den Nullpunkt und die Punktwolke der Daten definiert. Wertepaare wischen dem Nullpunkt und der minimalen Fahrleistung der Messwerte von zirka 22 400 km fehlen zur Gänze. Das heißt, der Verlauf der Gerade ist durch keinen Datenpunkt mit geringerer Fahrleistung als 22 400 km bestätigt. Aus diesem Grund kann auch das Bestimmtheitsmaß nicht als Parameter zur Überprüfung der Qualität der Regression herangezogen werden. Die Qualität des berechneten Emissionsfaktors kann nur sinnvoll anhand statistischer Kenngrößen abgeschätzt werden (siehe Tabelle 14).

$$Cr_{\text{Emission}} \left[\frac{mg}{km} \right] = 0,0056 n_{\text{Fahrzeuge}} \quad (16)$$

Tabelle 14: Chrom (Cr) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	Chrom (Cr) Emissionsfaktor [mg/km]	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW und LKW	0,0056 ± 0,0015	0,0006

* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

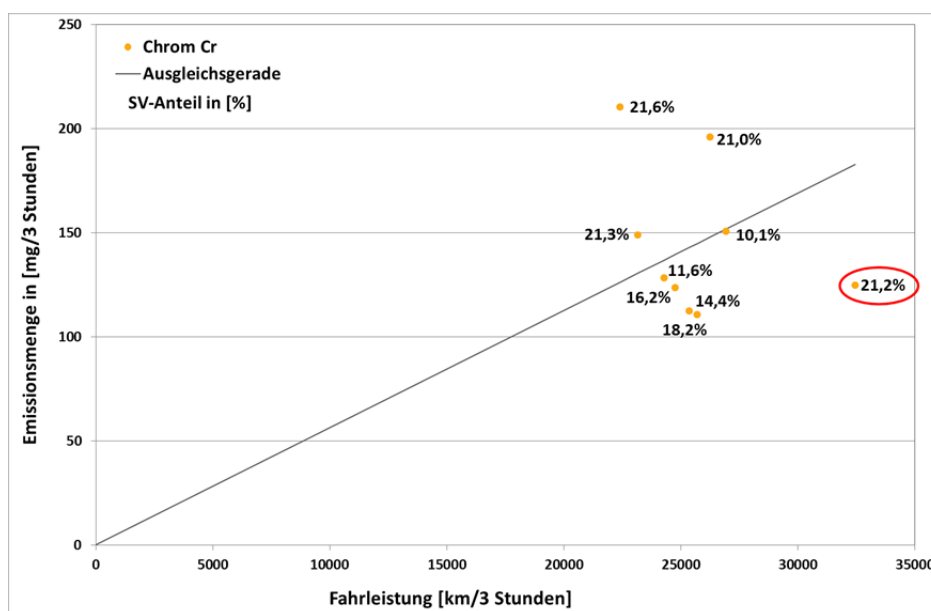


Abbildung 52: Zusammenhang zwischen der Chrom (Cr) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.

Angesichts der geringen Datenmenge erscheint eine Reduktion der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 15).

Tabelle 15: Chrom (Cr) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Chrom (Cr) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW und LKW	0,0057	0,0038	0,0093	0,0053

Bildet man aus den Werten über und unter der Ausgleichsgerade (ausgenommen Messperiode 2, rot markiert in Abbildung 52) einen Mittelwert so ergeben sich folgende Emissionsfaktoren für die Datensätze mit mehr als 20 % Schwerverkehrsanteil bzw. jene darunter (siehe Tabelle 16).

Tabelle 16: Gemittelter Chrom (Cr) Emissionsfaktor für Schwerverkehrsanteile größer bzw. kleiner 20 % in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Chrom (Cr) Emissionsfaktor abh. vom SV-Anteil [mg/km]		
	Messperiode*	Mittelwert SV-Anteil [%]*	Mittelwert Cr Emissionsfaktor
PKW und LKW	4 / 6 / 8	21,3	0,0078
PKW und LKW	1 / 3 / 5 / 7 / 9	14,1	0,0049

* Unberücksichtigt ist die Messperiode 2 (Montag Morgen).

Chrom ist vor allem Bestandteil der Bremsbeläge. Da im Plabutschtunnel ein gleichmäßiger Fahrzustand (Autobahn PKW 100 km/h bzw. LKW 80 km/h) herrscht, ist der Einfluss von Bremsvorgänge auf die Schwermetallbelastung gering. Trotzdem kann ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Verkehrsstärke und Chrommenge festgestellt werden (siehe Abbildung 52).

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, so liegt der im Plabutschtunnel bestimmte Wert zirka eine Zehnerpotenz unter dem im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor (0,070 mg/km [Urban et al., 2006]).

Korreliert man die Emissionsmengen von Chrom mit den Emissionsmengen von Kupfer, so zeigt sich, dass die Messdaten einen ähnlichen Zusammenhang aufweisen wie in [Swietlik et al., 2013]. Das lässt den Rückschluss zu, dass bei beiden Schwermetallen die gleiche Emissionsquelle hauptverantwortlich für das Emissionsniveau ist.

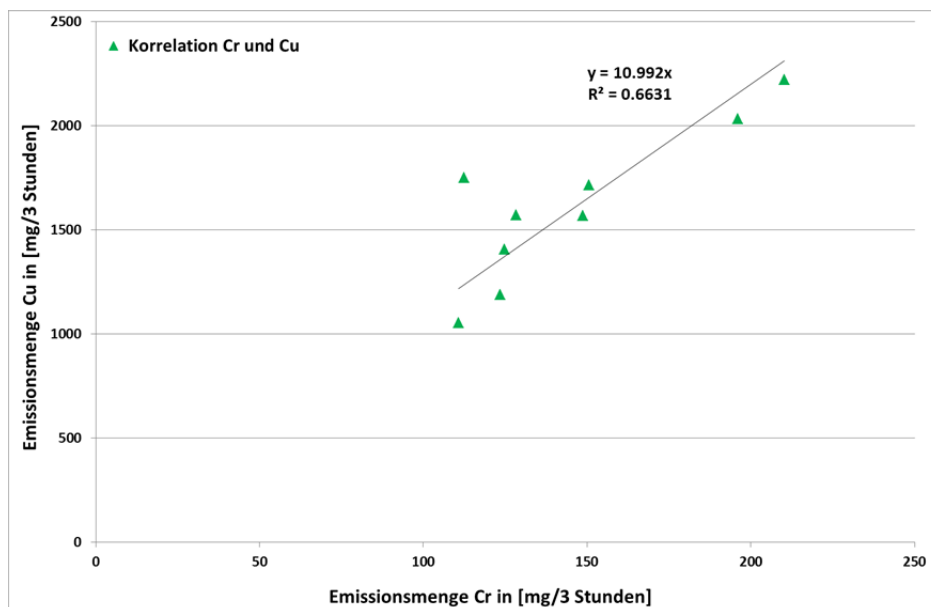


Abbildung 53: Korrelation zwischen der gemessenen Chrom (Cr) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der gemessenen Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden].

Nickel Emissionsfaktoren Tunnel

In Abbildung 54 ist die gemessene Nickelmenge beim Tunneleingang (PB17), beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden dargestellt. Bereits ein erster Vergleich der gemessenen Nickelmenge am Tunnelanfang (Ni PB17, roter Balken) und am Tunnelende (Ni PB1, blauer Balken) zeigt große Unterschiede. Betrachtet man den Parameter Ni Differenz (grüner Balken) und die Fahrleistungen (gelbe Linie) so zeigt sich, dass ein direkter Zusammenhang zwischen diesen beiden Parametern nicht sehr ausgeprägt ist. Während der ersten Messperioden (1, 2, 3) ist die Beladung der Filter eher gering, obwohl die Fahrleistung hoch ist, gegenteilig verhält es sich gegen Ende der Messdauer (Messperiode 8 bzw. 9).

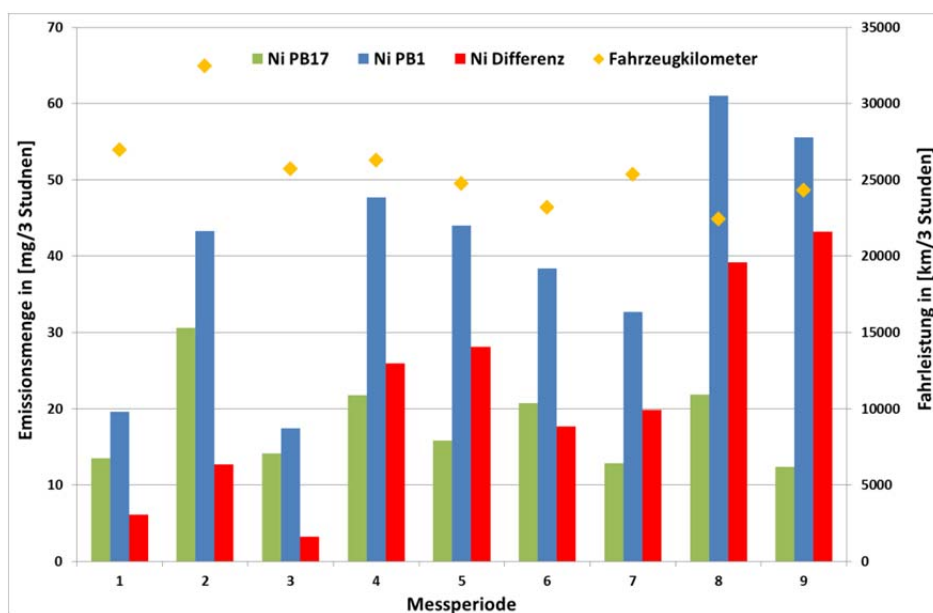


Abbildung 54: Darstellung der Nickel (Ni) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Ni Differenz) der Fahrleistung gegenüber erkennt man die starke Streuung der Daten noch besser (siehe Abbildung 55). Auch der Schwerverkehrsanteil scheint kaum einen Einfluss auf die gemessenen Emissionsmengen zu nehmen. Dieser Umstand kann auch davon herrühren, dass die detektierten Nickel-Emissionen um zumindest den Faktor 10 geringer sind als zum Beispiel Chrom oder Antimon (siehe Kap.0 bzw. 0), die Nachweisgrenzen lt. [Urban et al., 2006] jedoch in einem ähnlichen Bereich liegen.

Angesichts des verfügbaren Datenkollektives ist die Einschränkung der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 17). Die Bestimmung einer Ausgleichsgerade macht aufgrund der hohen Streuung und damit verbundenen nicht vorhandenen Ausprägung eines Schwerpunktes keinen Sinn.

Tabelle 17: Nickel (Ni) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Nickel (Ni) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW und LKW	0,0009	0,0001	0,0018	0,0008

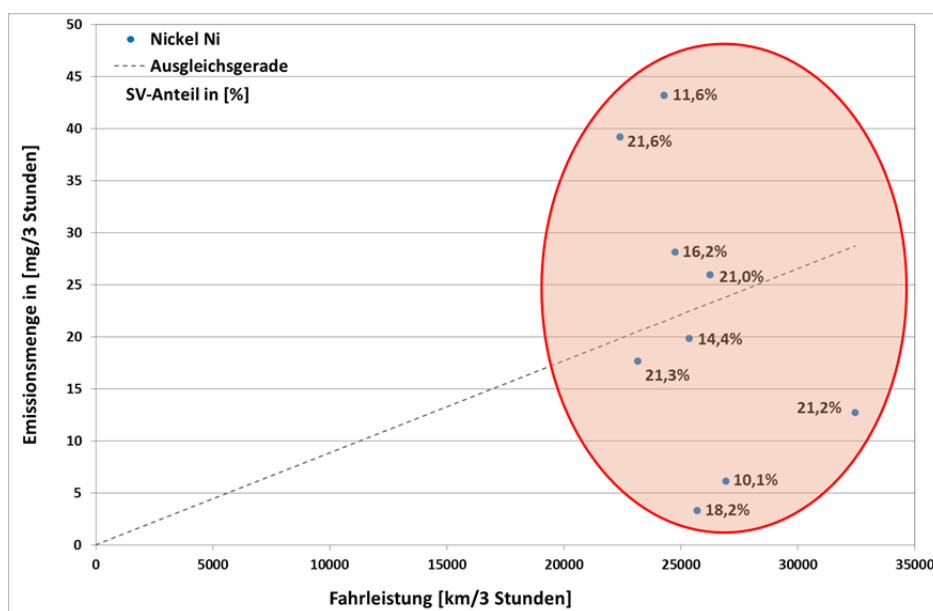


Abbildung 55: Zusammenhang zwischen der Nickel (Ni) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.

Hauptsächlich wird Nickel durch Abrieb der Bremsbeläge freigesetzt. Da Bremsvorgänge im Plabutschtunnel aufgrund der homogenen Fahrgeschwindigkeit nur eine untergeordnete Rolle spielen, sind die Konzentrationen sehr gering und die Analyse der Komponente ist schwierig. Dies ist unter anderem auch mitverantwortlich für die große Streuung der Ergebnisse. Da Nickel auch im Treibstoff (Diesel, Öl/Benzingemischen) vorkommt sind die gemessenen Nickelkonzentrationen nicht ausschließlich auf nicht motorbedingte Prozesse zurückzuführen.

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, so liegt der im Plabutschtunnel bestimmte Wert zirka zwei Drittel niedriger als der im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor (0,026 mg/km) [Urban et al., 2006].

Blei Emissionsfaktoren Tunnel

Abbildung 56 zeigt die gemessene Bleimenge beim Tunneleingang (PB17) sowie beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und auch das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden.

Auffällig sind die sehr hohen Konzentrationen in der Messperiode 2 (Montagsmorgen von 5 Uhr bis 8 Uhr) sowohl am Tunnelanfang als auch am Tunnelende. Die Differenz der beiden Messstellen ist trotz der höchsten Fahrleistung (32 465 km) am geringsten verglichen mit den anderen Messperioden. Relativ hohe Bleibelastungen weisen auch die Messperioden 4 und 8 auf (Dienstag bzw. Freitag von 5 Uhr bis 8 Uhr) obwohl die Fahrleistung in dieser Zeitspanne nicht überdurchschnittlich war.

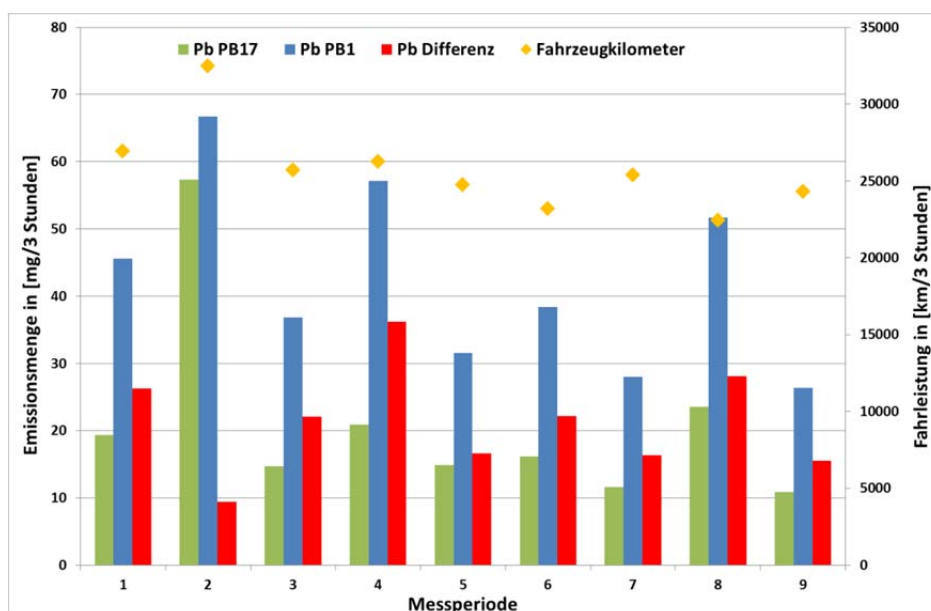


Abbildung 56: Darstellung der Blei (Pb) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Die Lage der Ausgleichsgerade ist, analog zum Schwermetall Antimon, vorrangig durch den Nullpunkt und die Punktwolke der Daten definiert. Da die gleichen Filter analysiert wurden fehlen auch hier Wertepaare zwischen dem Nullpunkt und der minimalen Fahrleistung der Messwerte von zirka 22 400 km zur Gänze. Das heißt, der Verlauf der Gerade ist durch keinen Datenpunkt mit geringerer Fahrleistung als 22 400 km bestätigt. Aus diesem Grund kann auch das Bestimmtheitsmaß nicht als Parameter zur Überprüfung der Qualität der Regression herangezogen werden. Die Qualität des berechneten Emissionsfaktors kann nur sinnvoll anhand statistischer Kenngrößen abgeschätzt werden (siehe Tabelle 18).

$$Pb_{\text{Emission}} \left[\frac{mg}{km} \right] = 0,0009 n_{\text{Fahrzeuge}} \quad (17)$$

Tabelle 18: Blei (Pb) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	Blei (Pb) Emissionsfaktor [mg/km]	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW und LKW	0,0009 ± 0,0003	0,0001

* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Angesichts der geringen Datenmenge erscheint eine Reduktion der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 19).

Tabelle 19: Blei (Pb) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Blei (Pb) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW und LKW	0,0009	0,0003	0,0014	0,0009

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Pb Differenz) der Fahrleistung gegenüber so zeigt sich, dass die Daten sehr stark streuen (siehe Abbildung 57). Mitverantwortlich für die Streuung der Ergebnisse scheint der Schwerverkehrsanteil zu sein. Mit Ausnahme der Messperiode 2 (21,2 % Schwerverkehrsanteil) liegen alle Datenpunkte mit mehr als 20 % Schwerverkehrsanteil über der Ausgleichsgerade, jene mit weniger als 20 % unter der Ausgleichsgerade (ausgenommen Messperiode 1 mit 10,1 % Schwerverkehrsanteil). Bildet man aus den verbleibenden Werten über und unter der Ausgleichsgerade einen Mittelwert, so ergeben sich folgende Emissionsfaktoren für die Datensätze mit mehr als 20 % Schwerverkehrsanteil bzw. jene darunter (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: Gemittelter Blei (Pb) Emissionsfaktor für Schwerverkehrsanteile größer bzw. kleiner 20 % in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Blei (Pb) Emissionsfaktor abh. vom SV-Anteil [mg/km]		
	Messperiode*	Mittelwert SV-Anteil [%]*	Mittelwert Pb Emissionsfaktor
PKW und LKW	4 / 6 / 8	21,3	0,0010
PKW und LKW	3 / 5 / 7 / 9	15,1	0,0007

* Unberücksichtigt ist die Messperiode 1 (Freitag Abend) und 2 (Montag Morgen).

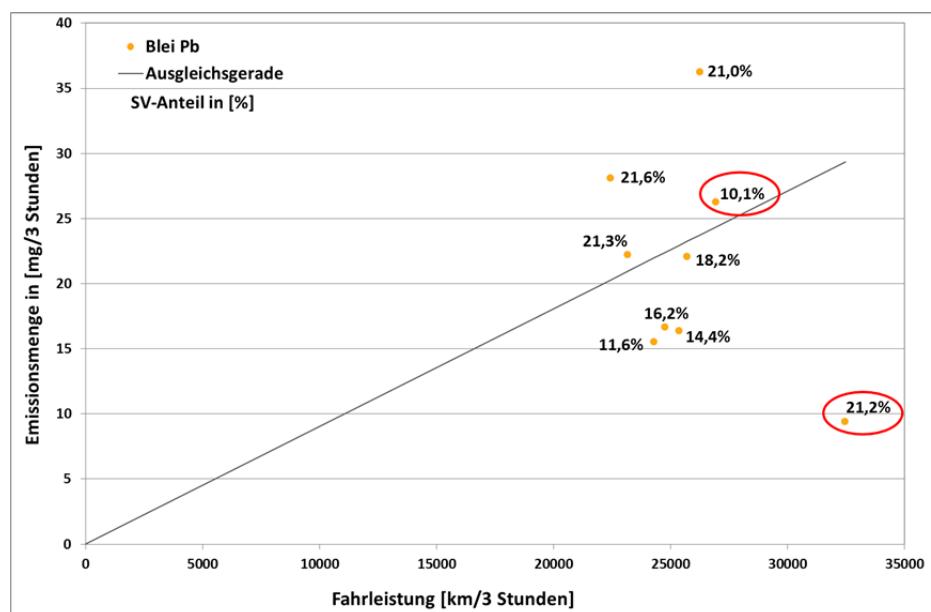


Abbildung 57: Zusammenhang zwischen der Blei (Pb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.

Die Hauptemissionsquellen von Blei sind, seit der Einführung von bleifreiem Kraftstoff, nicht verbrennungsbedingte Emissionen, sondern vielmehr Reifenabrieb und Abrieb von Kupplungs- und Bremsbelägen. Da im Plabutschtunnel Kupplungs- und Bremsvorgänge eine untergeordnete Rolle spielen, scheint der Reifenabrieb maßgeblich für die Bleiemissionen verantwortlich zu sein. Auch die kaum vorhandene Abhängigkeit der Ergebnisse vom Schwerverkehrsanteil unterstreicht diese Überlegung.

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, so liegt der im Plabutschunnel bestimmte Wert mit zirka einem Drittel vom dem im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor (0,027 mg/km [Urban et al., 2006]) deutlich niedriger.

Zusammenfassung der Schwermetall Emissionsfaktoren Tunnel

In Tabelle 21 werden die im Tunnel erhobenen Schwermetallemissionsfaktoren zusammengefasst und mit den Untersuchungen aus dem Jahr 2006 im Tunnel Kaisermühlen [Urban et al., 2006] verglichen.

Tabelle 21: Mittlerer Kfz-Flotten Emissionsfaktor inkl. 95 % Konfidenzintervall pro Fahrzeug für die Messung im Plabutschunnel (Messung 2013) verglichen mit den Messungen im Tunnel Kaisermühlen [Urban et al., 2006].

Schwermetall	Emissionsfaktor in [mg/km]	
	Plabutschunnel*	Kaisermühlentunnel**
Antimon (Sb)	0,0029 ± 0,0009	0,010 ± 0,008
Kupfer (Cu)	0,0635 ± 0,0164	0,088 ± 0,040
Chrom (Cr)	0,0056 ± 0,0015	0,0070 ± 0,0023
Nickel (Ni)	0,0009 ± 0,0008	0,0026 ± 0,0009
Blei (Pb)	0,0009 ± 0,0003	0,0027 ± 0,0029
Eisen (Fe)	0,0223 ± 0,0021	0,1903 ± 0,0419
Mangan (Mn)	0,000185 ± 0,000016	0,0015 ± 0,0006
Molybdän (Mo)	0,000020 ± 0,000004	0,0009 ± 0,0003

* Der Schwerverkehrsanteil beläuft sich während der Messung im Plabutschunnel auf im Mittel 17,2 %

** Der Schwerverkehrsanteil beläuft sich auf 10 % [Urban et al., 2006].

Es zeigt sich, dass die aus den Messungen im Plabutschunnel berechneten Emissionsfaktoren durchwegs deutlich niedriger sind als jene im Kaisermühlentunnel [Urban et al., 2006]. Das ist vorrangig auf den unterschiedlichen Fahrzustand zurückzuführen. Der Tunnel Kaisermühlen ist ein zirka 2 km langer Tunnel auf der A22 Donauufer Autobahn und weist eine tägliche Fahrzeugfrequenz von bis zu 100 000 Fahrzeugen auf. Aufgrund dieser hohen Verkehrsbelastung ist in den Stoßzeiten mit stockendem Verkehr zu rechnen, wohingegen im Plabutschunnel durchgängig flüssiger Verkehr vorherrscht.

3. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Anordnung der Messgeräte während der Messungen in den Jahren 2012 und 2013.	6
Abbildung 2: Eingesetzte Messcontainer (Messung 2012).....	6
Abbildung 3: Exemplarischer Vergleich der Längsströmung bei den beiden Messstellen der Messung 2013, Pannenbucht 1 und Pannenbucht 17, für den Zeitraum vom 03.09.2013 bis zum 04.09.2013.	7
Abbildung 4: Verlauf der gemessene NO _x Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 24.08.2012 und 27.08.2012. ..	10
Abbildung 5: Verlauf der gemessene NO _x Konzentrationsdifferenz sowie der Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 29.08.2012 und 01.09.2012.....	10
Abbildung 6: Klassifizierte Verteilung der NO _x Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze.	11
Abbildung 7: Darstellung der gemessenen NO _x Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren NO _x Datenpunkte, wobei die Farbskala die NO _x Konzentration in [g/km] widerspiegelt.....	11
Abbildung 8: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte).	12
Abbildung 9: Korrelation zwischen den rückgerechneten NO _x Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen NO _x Emissionskonzentrationen.	13
Abbildung 10: Verteilung der Residuen für die NO _x Emissionswerte Plabutschtunnel (Summe Prozent ist gleich 1).....	13
Abbildung 11: Verlauf der gemessene NO _x Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 05.09.2013 und 08.09.2013. ..	14
Abbildung 12: Verlauf der gemessene NO _x Konzentrationsdifferenz sowie der Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013.....	15
Abbildung 13: Klassifizierte Verteilung der NO _x Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze.	15
Abbildung 14: Darstellung der gemessenen NO _x Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren NO _x Datenpunkte, wobei die Farbskala die NO _x Konzentration in [g/km] widerspiegelt.....	16
Abbildung 15: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte).	17
Abbildung 16: Korrelation zwischen den rückgerechneten NO _x Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen NO _x Emissionskonzentrationen.	17
Abbildung 17: Verlauf der gemessenen NO ₂ und NO _x Immissionskonzentration in [µg/m ³] sowie Verhältnis. Gemessen in der Pannenbucht 1 (PB1, Tunnelausgang) im Jahr 2012.	18

Abbildung 18: Verlauf der gemessenen NO ₂ und NO _x Immissionskonzentration in [µg/m ³] sowie Verhältnis. Gemessen in der Pannenbucht 1 (PB1, Tunnelausgang) im Jahr 2013.	19
Abbildung 19: Tagesmittelwerte der LKW und PKW Anzahl sowie des NO ₂ Anteils in NO _x	19
Abbildung 20: Verlauf der gemessene PM ₁₀ Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 01.09.2012 und 03.09.2012. ..	20
Abbildung 21: Verlauf der gemessenen PM ₁₀ Konzentrationsdifferenz sowie den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 01.09.2012 und 03.09.2012.....	21
Abbildung 22: Klassifizierte Verteilung der PM ₁₀ Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze.	21
Abbildung 23: Darstellung der gemessenen PM ₁₀ Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren PM ₁₀ Datenpunkte, die auch in die NO _x Auswertung eingeflossen sind. ...	22
Abbildung 24: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte) für beide Modelle ohne und mit Interaktionsterm.	24
Abbildung 25: Korrelation zwischen den rückgerechneten PM ₁₀ Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen PM ₁₀ Emissionskonzentrationen.....	25
Abbildung 26: Verteilung der Residuen für die PM ₁₀ Emissionswerte ohne (links) und mit (rechts) Interaktionsterm, Plabutschtunnel.	26
Abbildung 27: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung mit Interaktionsterm (rote Punkte) und ohne Berücksichtigung des Interaktionsterms (grüne Punkte).	26
Abbildung 28: Verlauf der gemessene PM ₁₀ Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013. ..	27
Abbildung 29: Verlauf der gemessenen PM ₁₀ Konzentrationsdifferenz sowie den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013.....	27
Abbildung 30: Klassifizierte Verteilung der PM ₁₀ Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze der Messung 2013.	28
Abbildung 31: Darstellung der gemessenen PM ₁₀ Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren PM ₁₀ Datenpunkte, die auch in die NO _x Auswertung eingeflossen sind. ...	28
Abbildung 32: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte) für beide Modelle ohne und mit Interaktionsterm.	30
Abbildung 33: Korrelation zwischen den rückgerechneten PM ₁₀ Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen PM ₁₀ Emissionskonzentrationen.....	31
Abbildung 34: Korrelation zwischen der gemessenen PM ₁₀ und PM _{2,5} Immissionskonzentration im Plabutschtunnel, 2011 auf Basis von Halbstundenmittelwerten.	32
Abbildung 35: Korrelation zwischen der gemessenen PM ₁₀ und PM _{2,5} Immissionskonzentration im Plabutschtunnel der Messung 2013.	32

Abbildung 36: Verlauf von PM _{2,5} , PM ₁₀ und Ruß exemplarisch für den Zeitraum von 04.09.2013 bis 05.09.2013.	34
Abbildung 37: Korrelation zwischen den Rußkonzentrationen und den PM ₁₀ Konzentrationen.....	34
Abbildung 38: Korrelation zwischen den Rußkonzentrationen und den PM _{2,5} Konzentrationen.....	35
Abbildung 39: Verlauf der gemessene CO Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013. ...	35
Abbildung 40: Verlauf der gemessene CO Konzentrationsdifferenz sowie der Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 03.09.2013 und 04.09.2013.....	36
Abbildung 41: Klassifizierte Verteilung der CO Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze.	36
Abbildung 42: Darstellung der gemessenen CO Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren CO Datenpunkte, wobei die Farbskala die CO Konzentration in [g/km] widerspiegelt.....	37
Abbildung 43: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte).	38
Abbildung 44: Korrelation zwischen den rückgerechneten CO Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen CO Emissionskonzentrationen.	38
Abbildung 45: Gesamtmasse PM ₁₀ auf den Filtern für beide Messstellen über alle auswertbare Messperioden, Plabutschtunnel, Messung 2013.	39
Abbildung 46: Darstellung der Antimon (Sb) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	40
Abbildung 47: Zusammenhang zwischen der Antimon (Sb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden].	41
Abbildung 48: Darstellung der Kupfer (Cu) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	42
Abbildung 49: Zusammenhang zwischen der Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.....	43
Abbildung 50: Korrelation zwischen der gemessenen Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der gemessenen Antimon (Sb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden], Messung 2013.	44
Abbildung 51: Darstellung der Chrom (Cr) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	45
Abbildung 52: Zusammenhang zwischen der Chrom (Cr) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.....	46
Abbildung 53: Korrelation zwischen der gemessenen Chrom (Cr) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der gemessenen Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden]. .	47
Abbildung 54: Darstellung der Nickel (Ni) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	48
Abbildung 55: Zusammenhang zwischen der Nickel (Ni) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.....	49

Abbildung 56: Darstellung der Blei (Pb) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	50
Abbildung 57: Zusammenhang zwischen der Blei (Pb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.	51

4. Literaturverzeichnis

- [1] Network Emission Model (NEMO) 2.0 entwickelt am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik - Technische Universität Graz, Ao.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Stefan Hausberger, Graz 2012
- [2] Umweltbundesamt: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA 3.2), Wien 2014
- [3] Stahel, W.: Residuen-Analyse, Version WL Jan 2006
- [4] Comparison between different traffic-related particle indicators: Elemental carbon (EC), PM_{2.5} mass, and absorbance. Josef Cyrus, Joachim Heinrich, Gerard Hoek, Kees Meliefste, Marie Lewne, Ulrike Gehring, Tom Bellander, Paul Fischer, Patricia van Vliet, Michael Brauer, H.-Erich Wichmann, and Bert Brunekreef, Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 2003.



TUNNEL KAISERMÜHLEN

**MESSUNG:
JÄNNER 2014**

DURCHGEFÜHRT:



Laboratorium für Umweltanalytik GesmbH

Dipl.-Ing. Reinhard Ellinger

Dr. Christian Hübner

Dr Michael F. Kalina

INHALTSVERZEICHNIS	
1	Kurzfassung..... 4
2	Grundlagen und Aufgabenstellung 7
2.1	Tunnelauswahl 7
2.1.1	Verkehrssituation im Tunnel Kaisermühlen 8
3	Experimentelles 9
3.1	Messstandorte und Messprogramm 9
3.1.1	Tunnel Kaisermühlen..... 10
3.1.2	Messwagen am Kaisermühlendamm (Vorbelastungsmessstelle)..... 11
3.2	Messmethoden..... 12
3.2.1	Kontinuierlich erfasste Parameter 12
3.2.1.1	Stickstoffoxide (NO _x)..... 12
3.2.1.2	Ozon (O ₃)..... 12
3.2.1.3	Kohlenstoffmonoxid (CO)..... 13
3.2.1.4	Kohlenstoffdioxid (CO ₂)..... 13
3.2.1.5	Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (CH ₄ /NMHC)..... 13
3.2.1.6	Schwefeldioxid (SO ₂)..... 14
3.2.1.7	Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM ₁₀ , PM ₄ , PM _{2,5} , PM ₁) 14
3.2.2	Diskontinuierlich erfasste Parameter 15
3.2.2.1	Feinstaub - PM ₁₀ Fraktion (Tunnel und Vorbelastung)..... 16
3.2.2.2	Ammoniak (NH ₃)..... 16
3.2.2.3	Metalle in PM ₁₀ (As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Zn)..... 16
3.2.2.4	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) 17
4	Ergebnisse..... 18
4.1	Verkehrsaufkommen, KFZ-Flottenzusammensetzung..... 18
4.2	Tunnelabluft - Volumenstrom..... 20
4.3	Schadstoffbelastung im Tunnel..... 21
4.3.1	Stickstoffoxide (NO _x , NO, NO ₂) 21
4.3.2	Kohlenstoffmonoxid (CO) 22
4.3.3	Kohlenstoffdioxid (CO ₂) 23
4.3.4	Kontinuierliche Staubmessung (TSP, PM ₁₀ , PM ₄ , PM _{2,5} , PM ₁) 23
4.3.5	Diskontinuierliche Feinstaubmessungen an der Vorbelastungsmessstelle und im Tunnel (PM ₁₀)..... 25
4.3.6	Ammoniak (NH ₃)..... 26
4.3.7	Metalle in PM ₁₀ (As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Zn)..... 27
4.3.8	Kohlenwasserstoffe (HC, NMHC, CH ₄)..... 29
4.3.9	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) 30
4.4	Methodik zur Berechnung der Emissionsfaktoren..... 31
4.4.1	Vorbelastungskorrektur 31
4.4.1.1	Chemische Umwandlung (NO _x) 31
4.4.2	Massenströme - Schadstofffrachten im Tunnel 32
4.4.3	Berechnung der Emissionsfaktoren 36
4.4.3.1	Datenauswahl nach Verkehrsstärke 36
4.4.3.2	Abfrageparameter für HBEFA – Vergleichswerte 37

4.5	Emissionsfaktoren Tunnel Kaisermühlen	38
4.5.1	Stickstoffoxide (NO _x).....	38
4.5.2	Kohlenstoffmonoxid (CO).....	40
4.5.3	Kohlenwasserstoffe (HC).....	42
4.5.4	Feinstaub (PM ₁₀).....	42
4.5.4.1	Metalle.....	42
4.5.5	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	43
5	Anhang	44
5.1	Abkürzungsverzeichnis	44
5.2	Abbildungsverzeichnis	46
5.3	Tabellenverzeichnis	47
6	Literaturverzeichnis	49

1 KURZFASSUNG

Im Jänner 2014 wurde im Tunnel Kaisermühlen eine 2-wöchige Messkampagne zur Bestimmung aktueller Emissionsfaktoren von ausgewählten limitierten und nicht-limitierten Schadstoffen der KFZ-Flotte durchgeführt. Es wurden kontinuierliche Messungen für die Komponenten PM₁₀, PM₄, PM_{2,5}, PM₁, NO_x, NO, NO₂, CO, SO₂ und CO₂ durchgeführt. Tagesproben wurden für die Komponenten PAH, Ammoniak; PM₁₀ und Metalle im PM₁₀ gezogen. Außerdem wurden der Volumenstrom und die Vorbelastung für ausgewählte Komponenten erfasst. Die Messungen wurden in der Richtungsfahrbahn Südost des Tunnels durchgeführt.

Die mittleren Verkehrsstärken betragen während der Messkampagne bei 35.000 KFZ pro Tag mit einem LKW-Anteil von 8,9%. An Wochenenden betrug der LKW-Anteil 2,6% (So) bis 3,5% (Sa), an Werktagen (Mo-Fr) etwa 10,3%.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die vom KFZ-Verkehr im Tunnel Kaisermühlen bestimmten Emissionsfaktoren (EF). Die EF wurden mit Daten aus dem Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA 3.2, 2014) und weiteren Literaturdaten verglichen, wobei sich die EF der KFZ-Flotte im Tunnel Kaisermühlen teilweise von Messwerten in der Literatur unterschieden. Diese Unterschiede werden diskutiert.

Tabelle 1: Zusammenfassung der über die Messungen im Tunnel Kaisermühlen bestimmten Emissionsfaktoren (pro Fahrzeug) und Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Jahr 2005

	Komponente	Emissionsfaktor		Einheit
		2005	2014	
Limitierte Emissionsstoffe und primäres NO ₂	CO	0,84	0,39	[g/km]
	NO _x	0,67	0,74	[g/km]
	NO ₂	0,07	0,14	[g/km]
	NMHC	0,10	-	[g C/km]
Partikel	PM ₁₀	40	43	[mg/km]
	PM _{2,5}		26	[mg/km]
	PM ₁		19	[mg/km]
	PM(M)	~ 25		[mg/km]
Benzo(a)pyren	BaP	0,9	0,3	[µg/km]
Schwermetalle mit Kfz-Verkehr als signifikante Quelle	Cr	7,0	5,0	[µg/km]
	Cu	88	152	[µg/km]
	Ni	nB	0,9	[µg/km]
	Sb	10	4,7	[µg/km]

Partikelemissionen der Fahrzeugflotte

Für die KFZ-Flotte im Tunnel Kaisermühlen wurde für Feinstaub (PM₁₀) ein Emissionsfaktor (EF) von 43 mg/km pro Fahrzeug bestimmt. Der aus dem HBEFA modellierten Emissionsfaktoren für Feinstaub Motoremissionen PM(M) liegt bei etwa 18 mg/km pro Fahrzeug. Für nicht-motorbezogene Partikelemissionen PM(A) Reifen-, Straßen- und Bremsabrieb ergibt sich für freie Strecken ein Emissionsfaktor von 39 mg/km. Der errechnete Emissionsfaktor von 57 mg/km pro Fahrzeug liegt etwa 1/3 höher als der im Tunnel Kaisermühlen gemessene. Die ist wahrscheinlich auf einen geringeren Anteil des PM (A) im Tunnel gegenüber der freien Strecke zurückzuführen.

Stickstoffoxide (NO_x)

Für Stickstoffoxide wurde eine starke Abhängigkeit der Emissionsfaktoren vom LKW-Anteil in der KFZ-Flotte bestimmt. Die Emissionsfaktoren für LKW waren für die KFZ-Flotte im Tunnel Kaisermühlen fast um das 14-fache höher als für PKW: Die NO_x-Emissionsfaktoren lagen für PKW bei 0,35 g/km und für LKW bei 5,2 g/km. Im HBEFA werden dem gegenüber Emissionsfaktoren für PKW von 0,26 g/km (Agglo/AB-City/80/60/ gesättigt) bis 0,34 g/km (Agglo/AB-City/80/60/ dicht) und für LKW von 3,60 g/km (Agglo/AB-City/80/60/ gesättigt) bis 3,98 g/km (Agglo/AB-City/80/60/ dicht) ausgewiesen.

Primär emittierter NO₂-Anteil der KFZ Flotte

Für die KFZ Flotte ergab sich ein mittlerer, primär emittierter Stickstoffdioxid-Anteil (NO₂) an Stickoxiden (NO_x) von 18%. Bezogen auf die Fahrzeugart lag der Anteil bei 34% für PKW und 7% für LKW. Der Anteil von NO₂ an der NO_x – Konzentration im Tunnel betrug an Werktagen 17% und an Wochenenden 26%. Für NO₂ liegt der Emissionsfaktor für die gesamte KFZ-Flotte im Tunnel abhängig von der gewählten Verkehrssituation um 9 bis 27% über den Emissionsfaktoren des HBEFA.

Kohlenstoffmonoxid (CO)

Für Kohlenstoffmonoxid wurde für die KFZ-Flotte ein durchschnittlicher Emissionsfaktor von 0,39 g/km pro Fahrzeug bestimmt und daraus ein Emissionsfaktor für PKW von 0,31 g/km und für LKW von 1,17 g/km abgeleitet. Mit dem HBEFA ergeben sich Emissionsfaktoren für PKW von 0,19 g/km (Agglo/AB-City/80/60/ gesättigt) bis 0,29 g/km (Agglo/AB-City/80/60/ dicht) und für LKW von 1,06 g/km (Agglo/AB-City/80/60/ gesättigt) bis 1,02 g/km (Agglo/AB-City/80/60/ dicht).

Schwefeldioxid (SO₂)

Schwefeldioxid ist in der EU durch die Festlegung von maximal zulässigen Schwefelgehalten in den Kraftstoffen (Ottokraftstoff 10 mg/kg, Diesel 50 mg/kg) begrenzt, womit der KFZ-Verkehr keinen relevanten Beitrag zu den SO₂-Emissionen leistet. Dementsprechend zeigten die SO₂ Messungen im Tunnel Konzentrationen auf demselben niedrigen Niveau wie in der Umgebungsluft von etwa 2-3 ppb. Eine signifikante Konzentrationserhöhung gegenüber der Umgebungsluft war nicht zu erkennen.

Kohlenwasserstoffe (HC)

Für Methan (CH₄) und für NMHC wurde kein signifikanter Bezug zum KFZ-Verkehr festgestellt.

Emissionen nicht-limitierter KFZ-Emissionstoffe

Bei den nicht-limitierten Emissionsstoffen lässt sich ein Emissionsfaktor aus den Tunnelmessungen mit ausreichender Genauigkeit nur dann ableiten, wenn es KFZ-bedingt zu einer entsprechenden Erhöhung der Konzentration des Emissionsstoffes in der Tunnelluft im Vergleich zur Außenluft kommt.

Emissionsfaktoren konnten somit für die Metalle Chrom (Cr), Kupfer (Cu) Eisen (Fe), Molybdän (Mo) und Antimon (Sb) abgeleitet werden. Die Konzentrationswerte im Tunnel lagen um mehr als das 4-

bis 40-fache über der großräumigen Vorbelastung. Für Mangan (Mn), Kobalt (Co) und Nickel (Ni) ließ sich ein geringer Emissionsbeitrag der KFZ-Flotte feststellen (Konzentrationswerte im Tunnel weniger als das 2-fache über der Vorbelastung), während für Arsen (As), Cadmium (Cd) und Blei (Pb) keine signifikanten Unterschiede zwischen der Konzentration im Tunnel und in der Vorbelastung bestimmt werden konnten. Für lösliche Chromverbindungen im Staub (Cr^{+3} , Cr^{+6}) konnten ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen der Konzentration im Tunnel und in der Vorbelastung festgestellt werden.

Für Ammoniak zeigte sich im Tunnel keine signifikante Umsetzung zu Ammonnitrat. Aufgrund des geringen Datenumfanges wird kein Emissionsfaktor sondern nur einen Relation zu NO_x , welche mit 1 % der Massen ermittelt wurde, angegeben.

2 GRUNDLAGEN UND AUFGABENSTELLUNG

Im Gegensatz zu Prüfstandsmessungen, bei denen Emissionen von Einzelfahrzeugen bzw. Motortypen untersucht werden können, gibt es nur wenige Möglichkeiten das Emissionsverhalten einer KFZ-Flotte in ihrer Gesamtheit zu erfassen. Eine der Möglichkeiten besteht in der Durchführung von Tunnelmessungen.

Messungen in Straßentunnel eignen sich besonders gut zur Ermittlung von aktuellen Emissionsfaktoren einer gesamten Fahrzeugflotte, da notwendige Voraussetzungen wie die strömungstechnischen Bedingungen (und damit der Volumenstrom) gegeben und die Verkehrsstärken und die Streckenlänge bekannt sind.

In der vorliegenden Studie liegt der Schwerpunkt in der Bestimmung von Emissionsfaktoren für limitierte und nicht-limitierte Schadstoffe, die im Rahmen von Genehmigungsverfahren hochrangiger Straßen von Bedeutung sind, wobei der Schwerpunkt auf folgende Fragestellungen gelegt wurde:

- Ermittlung von Emissionsfaktoren zu Partikelemissionen mit Differenzierung in motorbedingte und nicht-motorbedingte Partikelfractionen der KFZ-Flotte auf einer hochrangigen Straße
- Bestimmung des primären NO₂-Anteils an den NO_x-Emissionen der KFZ-Flotte im Autobahnverkehr (NO/NO₂-Relation)
- Ermittlung von Emissionsfaktoren für die Sonderparameter polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) und Metalle

2.1 Tunnelauswahl

Die Untersuchungen wurden im Kaisermühlentunnel in 1220 Wien durchgeführt, wobei als Messort eine Messstelle nahe des Südostportals der Richtungsfahrbahn Ost gewählt wurde. Im Kaisermühlentunnel wurden bereits im Rahmen zweier Forschungsprojekte „Messung und Modellierung der Schadstoffverteilung im Nahbereich von Tunnelportalen“ (Puxbaum et al. 2003) und Ermittlung von aktuellen österreichischen KFZ-Flottenemissionsfaktoren für limitierte und nicht limitierte Schadstoffkomponenten im Tunnel Kaisermühlen (Urban et al. 2005) Kenntnisse erworben, die dem gegenständlichen Projekt zugutekommen (Messplanung, Messortauswahl, Strömungsgeschwindigkeitsmessung). Zudem ist eine Verkehrszählstelle eingerichtet, die eine Umlegung von ermittelten Schadstofffrachten auf ein definiertes Fahrzeugkollektiv ermöglicht.

2.1.1 Verkehrssituation im Tunnel Kaisermühlen

Die Verkehrssituation im Tunnel Kaisermühlen zeichnet sich im speziellen durch folgende Punkte aus:

- ❖ Aufgrund der Section Control ist mit einem fast 100%igen Anteil von Konstantfahrt zu rechnen (keine Beschleunigungs- und Bremsmanöver). Dieses Fahrmuster entspricht nicht dem typischen Fahrmuster auf Autobahnen im Freiland.
- ❖ Weiters ergibt sich aus dem Tunneljet (Längsgeschwindigkeiten bis zu 20 km/h), der geradlinigen Streckenführung und der Fahrt im Windschatten voranfahrender KFZ ein geringerer Fahrtwindwiderstand als auf Straßen im Freiland.
- ❖ Der Straßenbelag und die Fahrbahnrande sind allgemein in sehr gutem Zustand, Schäden durch Witterungseinflüsse sind gering. Ein Staubeintrag von Straßenrand und Umgebung ist im Gegensatz zu Freilandstraßen nicht vorhanden. Es ist im Tunnel somit ausschließlich mit KFZ-verkehrbezogenen Partikelquellen zu rechnen.

❖

Diese Punkte wirken sich auf die auspuffbezogenen Emissionen (Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit der Fahrgeschwindigkeit, Beschleunigung...) und die nicht auspuffbezogenen Schadstoffemissionen (Reifen-, Brems- und Straßenabrieb, Wiederaufwirbelung...) aus und sind bei der Anwendung der aus der vorliegenden Tunnelstudie gezogenen Erkenntnissen auf Prognosen für das Umfeld von Freilandstraßen zu berücksichtigen.

3 EXPERIMENTELLES

3.1 Messstandorte und Messprogramm

Der Tunnel Kaisermühlen bildet einen Teil der A 22-Donauufer-Autobahn und ist 2.150 Meter lang. Mit einer täglichen Fahrzeugfrequenz von bis zu 100.000 Fahrzeugen ist dieser Tunnel die am meisten befahrene Tunnelanlage Österreichs.

Zur Ermittlung der Emissionsfaktoren wurden Messungen im Tunnel (Messpunkt 1.644 m nach der Nordeinfahrt, Richtungsfahrbahn Ost) und im Bereich Kaisermühlen an der Neuen Donau (Erfassung der Vorbelastung) durchgeführt

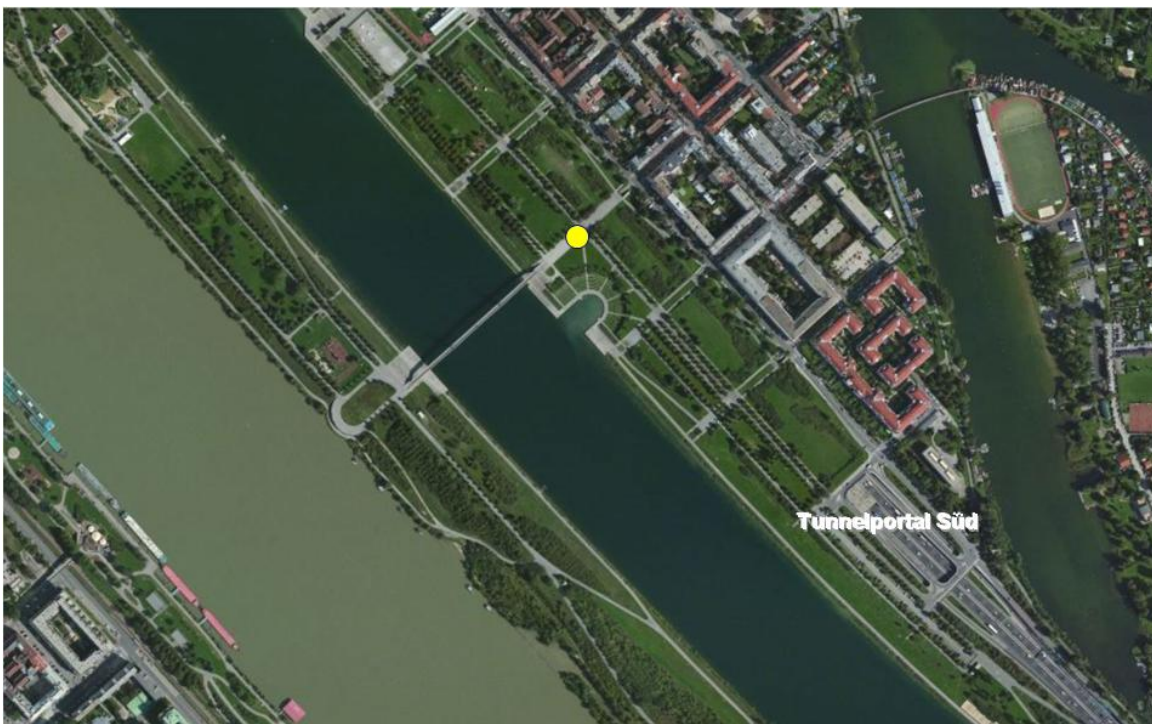


Abbildung 1: Der Kreis kennzeichnet die Lage der Messstelle (Luftgütemesswagen) zur Bestimmung der Vorbelastung im Umfeld Kaisermühlen sowie den Zugang zur Messstelle im Tunnel (Fluchtstiege 5) 506 m vor der Ausfahrt für die Fahrtrichtung Ost (Tunnelportal Südost).

3.1.1 Tunnel Kaisermühlen

Die Messungen wurden wie in Abbildung 1 und Abbildung 2 dargestellt, an der Richtungsfahrbahn A22-Ost (Richtung Praterbrücke) bei der Fluchttüre 5 in einer Entfernung von etwa 506 m vom Südostportal des Tunnels durchgeführt. Dabei waren die Messgeräte in einem Nebenraum des Fluchtstiegenhauses unmittelbar hinter der Tunnelwand aufgestellt. Dieser war über den in Abbildung 2 dargestellten Zugang begehbar. Somit war die Durchführung der Messungen ohne Störung des Tunnelbetriebes möglich.

Kontinuierlich wurden im Tunnel die Parameter Kohlenstoffmonoxid (CO), Kohlenstoffdioxid (CO₂), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO₂), Gesamtkohlenwasserstoff (HC), Nichtmethan-kohlenwasserstoffe (NMHC), Feinstaub (PM₁, PM_{2,5}, PM₄, PM₁₀) und Schwefeldioxid (SO₂) erfasst. Zusätzlich wurden an den Tunnelportalen Abluftgeschwindigkeit und Ablufttemperatur gemessen. Die Daten über die Verkehrszahlen wurden von der ASFINAG zur Verfügung gestellt.

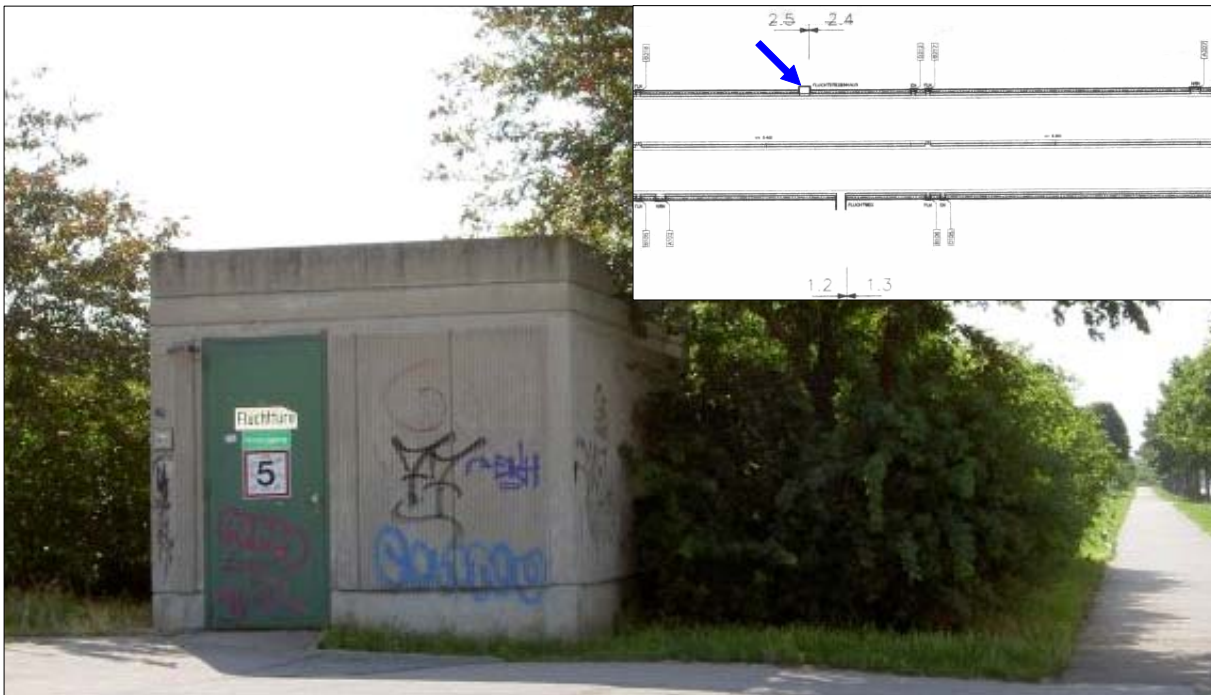


Abbildung 2: Zugang zum Fluchtstiegenhaus (Am Kaisermühlendamm, Höhe Mendelssohnsgasse, 1220 Wien)
Skizze rechts oben: Der blaue Pfeil kennzeichnet das Fluchtstiegenhaus bei Richtungsfahrbahn A22-Ost (Richtung Praterbrücke) des Lärmschutz隧nells Kaisermühlen auf Höhe km 8.400 der A22.

Diskontinuierlich wurde täglich eine PM₁₀-Staubprobe (6:00 bis 22:00 Uhr) zur Bestimmung von Feinstaub (PM₁₀), Metallen und polyzyklischen aromatischer Kohlenwasserstoffen (PAH) im PM₁₀ gesammelt. Stichprobenweise wurde während einer Woche diskontinuierlich täglich eine Ammoniak (NH₃) Probe (6:00 bis 22:00 Uhr) gesammelt und analysiert.

3.1.2 Messwagen am Kaisermühlendamm (Vorbelastungsmessstelle)

Im Messwagen, dargestellt in Abbildung 3, wurden die Parameter Kohlenstoffmonoxid (CO), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO₂), Ozon (O₃) und Kohlenstoffdioxid (CO₂). Weiters wurde diskontinuierlich täglich eine PM₁₀-Staubprobe (6:00 bis 22:00 Uhr) zur Bestimmung von Feinstaub (PM₁₀), Metallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) im PM₁₀ gesammelt. Zusätzlich wurde während einer Woche diskontinuierlich täglich eine Ammoniak (NH₃) Probe (6:00 bis 22:00 Uhr) gesammelt.



Abbildung 3: Luftgütemesswagen - Vorbelastungsmessstelle Kaisermühlen. Oben: vor Beginn der Immissionsmessungen, Blick Richtung Süd-West (Neue Donau). Rechts: Blick Richtung Nord-Ost (Alte Donau). Probenluftzuleitungen gekennzeichnet.

3.2 Messmethoden

3.2.1 Kontinuierlich erfasste Parameter

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die angewandten Methoden zur kontinuierlichen Messung der einzelnen Komponenten.

Tabelle 2: Überblick über die kontinuierlich erfassten Komponenten, die zugehörigen Messgeräte und Messmethoden, sowie deren Einsatzort.

Komponente	Messgerät	Messprinzip	Einsatzort
NO/NO ₂ /NO _x	Horiba APNA-360	Chemilumineszenz	Tunnel/Hintergrund
CH ₄ /NMHC/HC	Horiba APHA-360	FID	Tunnel
CO	Horiba APMA-360	NDIR - Absorption	Tunnel/Hintergrund
SO ₂	Horiba APSA-370	Chemiluminiszenz	Tunnel
Feinstaub(PM ₁ - PM ₁₀)	Palas FIDAS 200	Streulichtmessung	Tunnel
CO ₂	Horiba ENDA 3000	NDIR - Absorption	Tunnel/Hintergrund
O ₃	Horiba APOA-360	UV - Absorption	Hintergrund

3.2.1.1 Stickstoffoxide (NO_x)

Zur kontinuierlichen Messung von Stickstoffoxiden (NO/NO_x/NO₂) in der Umgebungsluft wurde ein Stickoxid-Analysator APNA-360 der Firma Horiba eingesetzt, der nach dem Messprinzip der Chemilumineszenz arbeitet (Abbildung 4).

Der Stickstoffoxid-Analysator ist als zweikanaliges Chemilumineszenz-Analysensystem ausgelegt. Im Messgerät ist ein Ozongenerator integriert. Im ersten Kanal wird ein Teilstrom des gefilterten Messgases direkt zur NO-Messkammer geleitet, im zweiten Kanal wird NO_x analysiert, indem zuvor NO₂ über einen Molybdänkonverter zu NO reduziert wird. Die Lichtemission von angeregtem Stickstoffdioxid (Lumineszenz) aus der spezifischen Reaktion von Stickstoffmonoxid und Ozon, wird mittels Photodiode gemessen.

Der eingesetzte Messbereich lag beim Analysator im Tunnel zwischen 0 und 3000 ppb NO_x, im Messwagen zwischen 0 und 1000 ppb.

3.2.1.2 Ozon (O₃)

Zur kontinuierlichen Messung der Vorbelastung von Ozon wurde der Ozon-Analysator APOA-360 der Firma Horiba eingesetzt, der nach dem Messprinzip der Ultraviolettabsorption im Wellenlängenbereich von 254 nm arbeitet. Die unterschiedliche UV-Absorption von Mess- und Referenzgas, entsprechend des Lambert-Beer'schen Gesetzes, wird über eine Photodiode gemessen. Der eingesetzte Messbereich lag zwischen 0 und 1000 ppb O₃.

3.2.1.3 Kohlenstoffmonoxid (CO)



Zur kontinuierlichen Messung von Kohlenstoffmonoxid in der Tunnelluft wurde der Analysator APMA-360 der Firma Horiba eingesetzt, der nach dem Messprinzip der nicht-dispersiven Infrarotabsorption arbeitet.

Der eingesetzte Messbereich lag zwischen 0 und 20 ppm CO.

Abbildung 4: Horiba Kohlenstoffmonoxid Analysator APMA-360 (oben), Stickoxid Analysator APNA-360 (Mitte) und NMVOC Analysator (unten) im Tunnel Kaisermühlen.

3.2.1.4 Kohlenstoffdioxid (CO₂)

Zur kontinuierlichen Messung der CO₂ der Tunnelluft wurde der Analysator VA3000 der Firma Horiba eingesetzt, die nach dem Prinzip der NDIR-Absorption arbeiten (Abbildung 5). Die Datenaufzeichnung erfolgte mit Horiba AD-Wandlern/Datenloggern SMA 370 bzw. 371. Der Messbereich lag zwischen 0 und 2000 ppm CO₂. Die Erfassung der Vorbelastungswerte erfolgte mit einem Horiba CO₂ NDIR-Analysator PIR-2000. Der Messbereich lag zwischen 0 und 2500 ppm CO₂.

Die Kalibration erfolgte extern. Als Nullgas wurde über Natronkalk gereinigte Umgebungsluft eingesetzt. CO₂ Kalibriergas wurde mit Wösthoff-Gasmischpumpen (ca. 800 ppm) mittels dynamischer Verdünnung erzeugt.



Abbildung 5: Horiba Kohlenstoffdioxid Analysator VA-3000 im Tunnel Kaisermühlen

3.2.1.5 Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (CH₄/NMHC)

Zur kontinuierlichen Bestimmung von Gesamt-Kohlenwasserstoff (HC), Methan (CH₄) und des Anteils an nicht-Methan-Kohlenwasserstoffen (NMHC) wurde der Analysator APHA-360 der Firma Horiba eingesetzt, der nach dem Prinzip der Flammenionisationsdetektion (FID) misst. Im Messgerät ist ein Katalysator integriert, der kohlenwasserstofffreies Gas aus Umgebungsluft erzeugt. Dieses Gas wird als Brennerluft für den Detektor und als Referenzgas verwendet.

Der Messgasstrom wird über einen Partikelfilter angesaugt und geteilt. Der Gasweg für die HC-Trennung wird direkt zum FID geleitet. Der zweite Gasweg für die CH₄-Messung führt über den integrierten HC-Cutter zur katalytischen Abtrennung von NMHC, so dass nur CH₄ dem FID zugeht. Das gemessene Signal liefert kontinuierlich Messwerte für HC und CH₄. Der Messwert für NMHC wird durch Differenzbildung ermittelt.

Zur Überprüfung der Kalibration wurde Prüfgas mit einer Konzentration von 15,8 mg/m³ C₂H₄ eingesetzt. Der Messbereich lag zwischen 0-20 ppmC.

3.2.1.6 Schwefeldioxid (SO₂)

Zur kontinuierlichen Messung von Schwefeldioxid (SO₂) in der Umgebungsluft wurde ein Schwefeldioxid-Analysator der APSA 370 der Firma Horiba eingesetzt, der nach dem Prinzip der UV-Fluoreszenz arbeitet. Der Analysator regt Schwefeldioxidmoleküle mit UV-Licht an, die daraus resultierende charakteristische Fluoreszenz-Emission im Bereich von 220-420 nm ist proportional zur Schwefeldioxidkonzentration.

Der Messbereich liegt zwischen 0 und 500 ppb SO₂.

3.2.1.7 Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM₁₀, PM₄, PM_{2,5}, PM₁)

Zur kontinuierlichen und gleichzeitigen Erfassung von TSP sowie der Feinstaubfraktionen PM₁₀, PM₄, PM_{2,5}, PM₁ wurde ein Feinstaubmonitor vom Typ FIDAS 200 der PALAS GmbH eingesetzt (Abbildung 6). Das Messgerät arbeitet als optisches Aerosolspektrometer, das über die

Streulichtanalyse am Einzelpartikel nach Lorenz Mie die Partikelgröße bestimmt. Die Partikel bewegen sich einzeln durch ein optisch abgegrenztes Messvolumen, das mit Weißlicht homogen ausgeleuchtet ist. Von jedem einzelnen Partikel entsteht ein Streulichtimpuls, der unter einem Winkel von 85° bis 95° erfasst wird. Die Partikelanzahl wird anhand der Anzahl der Streulichtimpulse gemessen. Die Höhe des Streulichtimpulses ist ein Maß für den Partikeldurchmesser.



Abbildung 6: Kontinuierlich arbeitendes Staubmessgerät zur Erfassung von PM₁, PM_{2,5}, PM₄, PM₁₀ und TSP im Tunnel Kaisermühlen.



Abbildung 7: Messanordnung tunnelseitig, an der Rückwand zum Messraum. Im rechten Bild der DIGITEL PM₁₀ Vorabscheider für die Bestimmung von PM₁₀ und partikulärer Inhaltstoffe (Schwermetalle, PAH). Im linken Bild die gebündelten Ansaugleitungen für die Bestimmung der gasförmigen Komponenten und der Grobstaubabscheider für die kontinuierliche PM-Messung.

3.2.2 Diskontinuierlich erfasste Parameter

In Ergänzung zu den kontinuierlichen Messverfahren wurden die Komponenten PM₁₀, Metalle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) als Tagesprobe (06:00 bis 22:00 Uhr) „TMW“ oder als 14-Tagesprobe erfasst. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die verschiedenen angewandten Probennahme- und Analyseverfahren.

Tabelle 3: Überblick über die diskontinuierlich erfassten Komponenten, die zugehörigen Probenahmemethoden, sowie deren Einsatzort.

Komponenten	Probennahme	Analyse	Einsatzort
Staub (PM ₁₀)	Digitel DA 80-HiVol auf „Quarzfaser „Pallflex QAT-UP“ Ø 150 mm	Gravimetrisch nach EN ON 12341	Tunnel/ Hintergrund
Metalle	Quarzfaser „Pallflex QAT-UP“ Ø 150 mm	Graphitrohr-AAS	Tunnel/ Hintergrund
Partikelgrößenverteilung	Niederdruck Kaskadenimpaktor nach Axel Berner (Typ HAT)	Gravimetrisch	Tunnel
NH ₃	Filterstack mit Teflonfilter und KOH beschichtetem Schwarzbandfilter Ø 47 mm	Supressierte Ionenchromatographie	Tunnel/ Hintergrund
PAH	Glasfaserfilter, „Pall A/E“ Ø 47 mm und XAD-2 Harz	HRGC/MS	Tunnel/ Hintergrund

3.2.2.1 Feinstaub - PM₁₀ Fraktion (Tunnel und Vorbelastung)



Die Staubprobenahme zur PM₁₀-Tagesauswertung erfolgte gemäß ON EN 12341 mit einem Aerosol Sammler DHA-80, einem High Volume Sammler (HVS) mit zertifiziertem PM₁₀ Vorabscheider DPM10/30/00 der Firma DIGITEL. Der Durchsatz betrug 720 m³/d. Als Filtermaterial wurden Quarzfilter "Pallflex QAT-UP" Ø 150 mm eingesetzt. Die Proben wurden vor der Wägung mindestens 48h bei konstanten Temperatur- und Feuchtebedingungen (T=20±1°C, RH=50±3%) konditioniert. Die gravimetrische Auswertung erfolgte mit einer Satorius MC210 Halb-Mikro- und Analysenwaage. (Auflösung: 10 µg, geräteinterne Kalibration)

Abbildung 8: DIGITEL High Volume Sammler DHA-80, Innenansicht des automatischen Filterhalterwechslers. Konische Ansaugleitung links unten, Stapel an unbeprobten Filtern rechts unten.

3.2.2.2 Ammoniak (NH₃)

Die Sammelmethode mittels Filterstacks in der verwendeten Applikation dient der Erfassung von Ammoniak (NH₃). Die Luft wird durch zwei hintereinander geschaltete Filter, einen Teflonfilter und einen oxalsäurebeschichteten Schwarzbandfilter gesaugt. Mit dem vorgeschalteten Teflonfilter wird partikuläres Ammonium zurückgehalten. Der nachgeschaltete oxalsäurebeschichtete Filter dient der Erfassung von gasförmigen Ammoniak (NH₃). Nach der Beprobung werden der Teflonfilter und der imprägnierte Filter im Analysenlabor mit bidestilliertem Wasser im Ultraschallbad eluiert. Das gesammelte Ammoniak liegt in der Elutionslösung als Ammonium vor, das ionenchromatographisch mit einem DIONEX Kationen IC-System bestimmt wurde. Die Nachweisgrenze beträgt 1 µg/m³ bei Tagesproben. Um zu sehen ob sich im Tunnel ein Teil des freigesetzten Ammoniak zu partikulärem Ammonnitrat umsetzt, wurden im Tunnel und an der Hintergrundmessstelle am vorgeschalteten Partikelfilter Ammonium und Nitrat analysiert. Die Nitratbestimmung erfolgte ionenchromatographisch mit einem Anionen IC System der Firma DIONEX.

3.2.2.3 Metalle in PM₁₀ (As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Zn)

Die Staubprobenahme erfolgte gemäß ON EN 12341, die Analyse in Anlehnung an VDI 2268-1 und VDI 2268-4. Als Filtermaterial wurden Quarzfilter "Pallflex QAT-UP" Ø 150 mm eingesetzt. Zur Schwermetallbestimmung wurde 1/8 der jeweiligen Filterprobe verwendet. Die restlichen Filteranteile wurden zur PAH Analyse und als Rückstellproben aufbewahrt. Die Filter wurden mit 2,5 mL HNO₃ und 0,5 mL H₂O₂ in Erlenmeyerschiffkolben mit Rückflusskühler aufgeschlossen und mit H₂O bidest. zur weiteren Analyse auf 10 mL aufgefüllt. Die Analyse erfolgte mittels Zeeman Graphitrohr AAS der Firma Perkin Elmer (Perkin Elmer 5100). Die Nachweisgrenzen der einzelnen Metalle für das Gesamtverfahren sind in Tabelle 4 enthalten.

Tabelle 4: Nachweisgrenzen für Tagesproben. Gesamtverfahren Analyse Metalle in PM₁₀ (ca. 450 m³ Durchsatz, 10 mL Aufschlussvolumen, 1/4 Filter)

As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Zn
ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
0,1	0,6	0,6	2,5	6,5	50	3	0,7	3,5	4	5	10

3.2.2.4 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Die Beprobung erfolgte in Hinblick auf die Ermittlung der Leitsubstanz Benzo(a)pyren ausschließlich in der partikulären Fraktion als PM₁₀ über einen Planfilter des High Volume Sammlers Digital DHA 80. Eine quantitative Erfassung ist daher nur für die höher kondensierten Aromate (4- und 5-Ring-Aromate) gegeben.

Die Analyse der PAHs wurde extern, von der Firma Ökometrik GmbH in Bayreuth durchgeführt. Nach Extraktion von Staubfraktion und Adsorbens erfolgte die Aufarbeitung und Analytik der PAHs nach VDI 3875 Blatt 1. Als interne Standards wurden deuterierte PAH-Verbindungen eingesetzt. Die Quantifizierung der einzelnen Verbindungen wurde mittels HRGC/MS unter Bezug auf die internen Standards vorgenommen. Es wurden von den 16 PAH nach EPA, jene die überwiegend in der Partikelphase vorhanden sind (Fluoranthen, Pyren, Benzo[a]anthracen, Chrysen, Benzo[b]-fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen, Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Benzo[ghi]perylen, Dibenzo[ah+ac]anthracen) ausgewiesen.

4 ERGEBNISSE

4.1 Verkehrsaufkommen, KFZ-Flottenzusammensetzung

Die Verkehrsfrequenzen in der Richtungsfahrbahn Ost des Tunnels, aufgegliedert in LKW/h und PKW/h, wurden von einer automatischen Zählstelle aufgenommen und von der Autobahnmeisterei Kaisermühlen zur Verfügung gestellt. Gemessen wird mit je zwei hintereinander liegenden Induktionsschleifen pro Fahrstreifen, die in den Fahrbahnbelag eingelassen sind, wobei die Verkehrszahlen, die Fahrzeuglängen und die Fahrgeschwindigkeit erfasst werden. Dadurch wird eine Klassierung in PKW und LKW der Fahrzeuge auf Basis ihrer („elektrischen“) Längen vorgenommen.

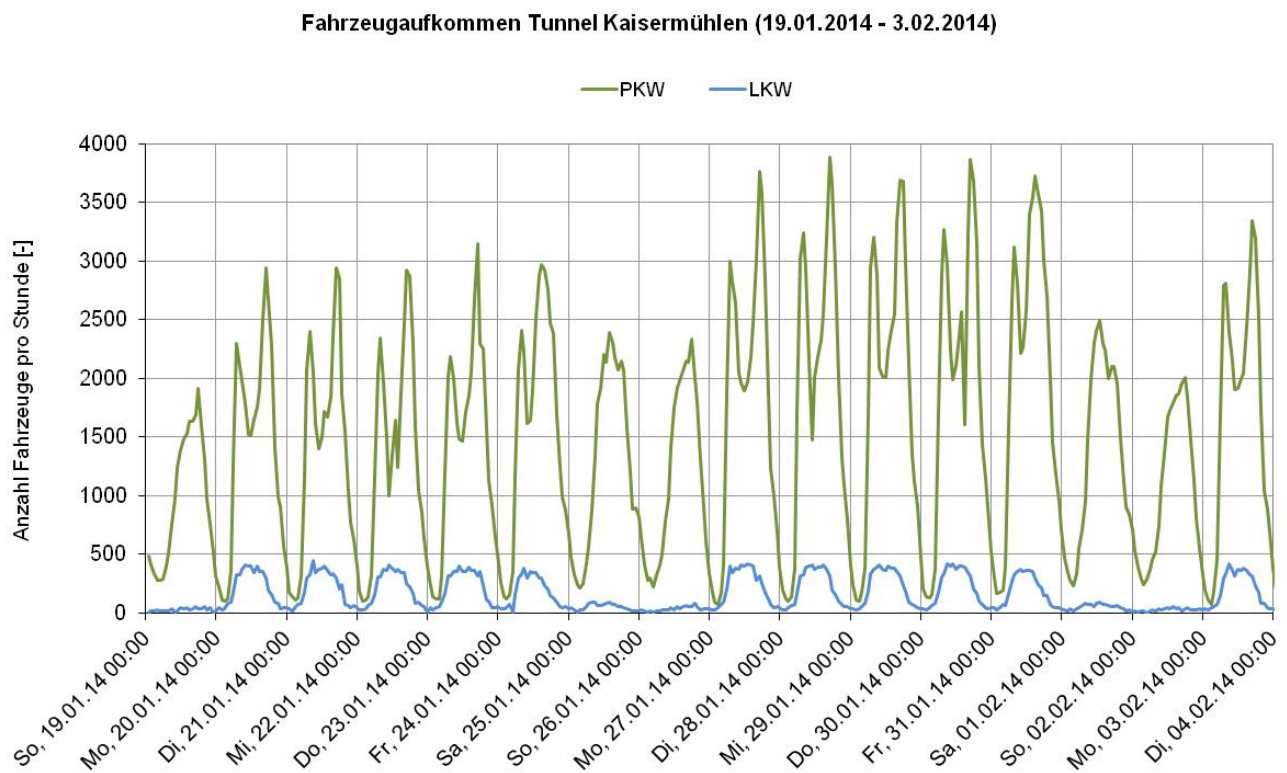


Abbildung 9: Tagesganglinie des Fahrzeugaufkommens im Tunnel Kaisermühlen Fahrtrichtung Ost für den Untersuchungszeitraum (19.01.2014 - 3.02.2014)

In Abbildung 9 ist der Tagesgang von PKW- und LKW-Zahlen dargestellt. Für PKW sind von Montag bis Freitag typische Verläufe mit Morgen- und Abendspitzen des Berufsverkehrs erkennbar. Weiters kann man beim LKW Verkehrsaufkommen deutlich das Wochenendfahrverbot¹ (Samstag 15:00 bis 24:00 Uhr, Sonn und Feiertag 0:00 bis 22:00 Uhr) und das Nachtfahrverbot² (jede Nacht 22:00 bis 05:00 Uhr) erkennen. Zwischen 6:00 und 22:00 Uhr fließen etwa 90% des durchschnittlichen

¹ gemäß § 42 Abs. 1 StVO (BGBl. Nr. 159 1960, in der geltenden Fassung)

² gemäß § 42 Abs. 6 StVO (BGBl. Nr. 159 1960), in der geltenden Fassung

Tagesverkehrs (DTV).

Von Montag bis Freitag lag der LKW Anteil während der Messkampagne im Schnitt bei 8,9%, am Samstag bei 3,5% und am Sonntag bei 2,6%. An Wochentagen liegen ab 06:00 Uhr in der Früh die Verkehrszahlen über 1.000 KFZ pro Stunde, an Samstag erst ab 07:00 Uhr und an Sonntagen ab 09:00 Uhr. In Tabelle 5 sind die Verkehrszahlen über den gesamten Messzeitraum für die Tageszeiten aufgelistet.

Datum	PKW	LKW	Gesamt
So, 19.01.2014	19795	563	20358
Mo, 20.01.2014	30216	4536	34752
Di, 21.01.2014	29626	4518	34144
Mi, 22.01.2014	28984	4413	33397
Do, 23.01.2014	30404	4712	35116
Fr, 24.01.2014	34685	3841	38526
Sa, 25.01.2014	27630	1050	28680
So, 26.01.2014	24434	690	25124
Mo, 27.01.2014	38321	4787	43108
Di, 28.01.2014	39981	4668	44649
Mi, 29.01.2014	40616	4739	45355
Do, 30.01.2014	40608	4701	45309
Fr, 31.01.2014	43645	3973	47618
Sa, 01.02.2014	28545	1010	29555
So, 02.02.2014	22307	533	22840
Mo, 03.02.2014	36111	4486	40597
Di, 04.02.2014	37888	4438	42326

Tabelle 5: Verkehrszahlen für die Tagesmessungen (06:00 bis 22:00 Uhr) während des Untersuchungszeitraumes im Tunnel Kaisermühlen Richtungsfahrbahn Ost.

4.2 Tunnelabluft - Volumenstrom

Die Tunnellüftung im 2-röhrigen Kaisermühlentunnel erfolgt im Normalfall ausschließlich durch den Fahrzeugschub („Tunneljet“). Lediglich bei Stau und Ansprechen der CO-Warneinrichtung erfolgt der Einsatz einer mechanischen Lüftung mittels Axialventilatoren.

Zur Beschreibung der Tunnelemissionen ist neben der Ermittlung der Schadstoffemissionen auch die Bestimmung des Tunnelabluftvolumenstromes erforderlich. Der Tunnelabluftvolumenstrom wurde aus der Längsgeschwindigkeit der Abluft und dem wirksamen Portalquerschnitt (117 m²) ermittelt, wobei Geschwindigkeitsdaten von einem eigens im Portalbereich installierten Propelleranemometer herangezogen wurden.

Die mit einem Propelleranemometer bestimmten Tunnelabluftgeschwindigkeiten wurden im Rahmen einer früheren Messkampagne mittels Tracergasmessungen validiert. Dafür wurde aus dem dosierten Tacergasvolumenstrom (Distickstoffmonoxid) und dem messtechnisch bestimmten Verdünnungsfaktor der Volumenstrom für einen Tunnelabschnitt ermittelt. Aus der Laufzeitmessung der Tracergaskomponente wurde die Strömungsgeschwindigkeit errechnet und mit den Anemometerdaten verglichen (Puxbaum et al. 2003).

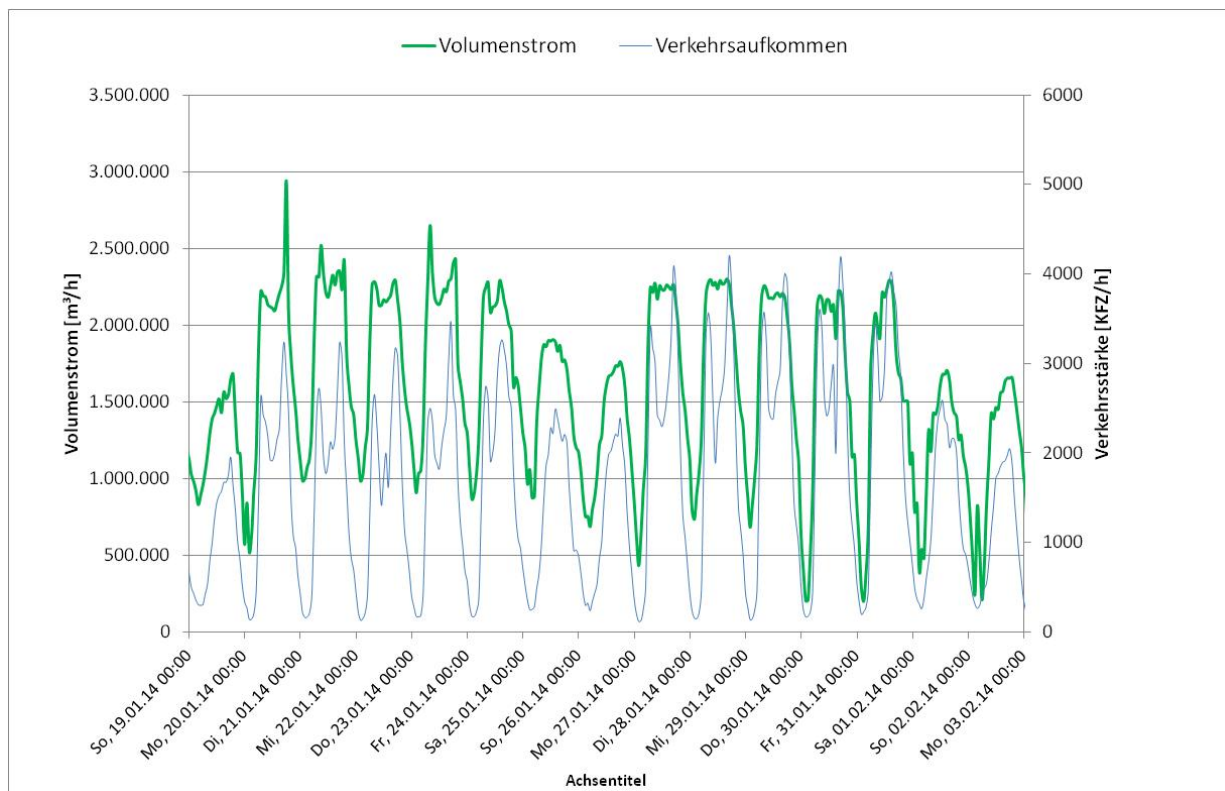


Abbildung 10 : Tagesgang von Volumenstrom und Verkehrsstärke im Tunnel Kaisermühlen im Untersuchungszeitraum (19.01.2014 - 3.02.2014)

In Abbildung 10 sind der Verlauf des aus der Luftgeschwindigkeit ermittelten Volumenstromes und die korrespondierenden Verkehrsstärken (Fahrtrichtung Ost) für den Untersuchungszeitraum dargestellt. Zu den Verkehrsspitzen (Mo bis Fr) zeichnet sich eine Grenzgeschwindigkeit für den Tunneljet bei einem Volumenstrom von 2,5 Mio. m³/h ab, in der Nacht überschreitet der Volumenstrom wochentags 1,0 Mio. m³/h nur selten. Dies entspricht einer maximalen Längsgeschwindigkeit des Tunnelabluftstromes im Portalbereich von etwa 25 km/h und einer minimalen Geschwindigkeit von weniger als 2 km/h.

4.3 Schadstoffbelastung im Tunnel

In Tabelle 6 sind die mittleren Konzentrationswerte über den Untersuchungszeitraum für den Tunnelmesspunkt sowie für die Vorbelastung im Hintergrund Kaisermühlen einander gegenübergestellt.

Tabelle 6: Gegenüberstellung der mittleren Schadstoffkonzentrationen an der Messstelle im Tunnel (1.644 m nach der Einfahrt in den Tunnel Richtungsfahrbahn Ost) und der mittleren Vorbelastung im Hintergrund Kaisermühlen.

Komponente	Tunnel	Vorbelastung	Zeitraum
NO _x	1400 µg/m ³	36 µg/m ³	06:00-22:00
NO ₂	330 µg/m ³	26 µg/m ³	06:00-22:00
CO	0,7 mg/m ³	0,26 mg/m ³	06:00-22:00
TSP ₁₀	152 µg/m ³	nb	06:00-22:00
PM ₁₀	118 µg/m ³	34 µg/m ³	06:00-22:00
PM _{2.5}	72 µg/m ³	nb	06:00-22:00
PM ₁	52 µg/m ³	nb	06:00-22:00
NMHC	0,14 mgC/m ³	nb	06:00-22:00
Metalle	<i>siehe Abschnitt 4.3.7 Seite 27</i>		06:00-22:00
PAH	<i>siehe Abschnitt 4.3.9 Seite 30</i>		06:00-22:00

nb—nicht bestimmt

4.3.1 Stickstoffoxide (NO_x, NO, NO₂)

In Abbildung 11 sind die Verläufe der Konzentrationswerte für NO_x, NO und NO₂ im Tunnel dargestellt. Die durch die unterschiedlichen Verkehrsstärken bedingten Tagesgänge sind deutlich erkennbar. An den Wochenenden sinken die Konzentrationswerte für die Stickoxide drastisch ab, in den Nächten von Samstag auf Sonntag sinkt die Stickoxidbelastung im Tunnel stärker ab als während der Woche.

Die mittleren Konzentrationen über den gesamten Untersuchungszeitraum (6:00 bis 22:00 Uhr) lagen im Tunnel für NO₂ bei 328 µg/m³ und für NO_x bei 1412 µg/m³.

Der Anteil von NO₂ an der NO_x-Konzentration beträgt über den Messzeitraum (6:00 bis 22:00 Uhr) gemittelt 23,3%. An Wochenenden (6:00 bis 22:00 Uhr) wurde ein mittlerer NO₂-Anteil von 27,2% und an Werktagen (Mo bis Fr, 6:00 bis 22:00 Uhr) von 22,5% bestimmt.

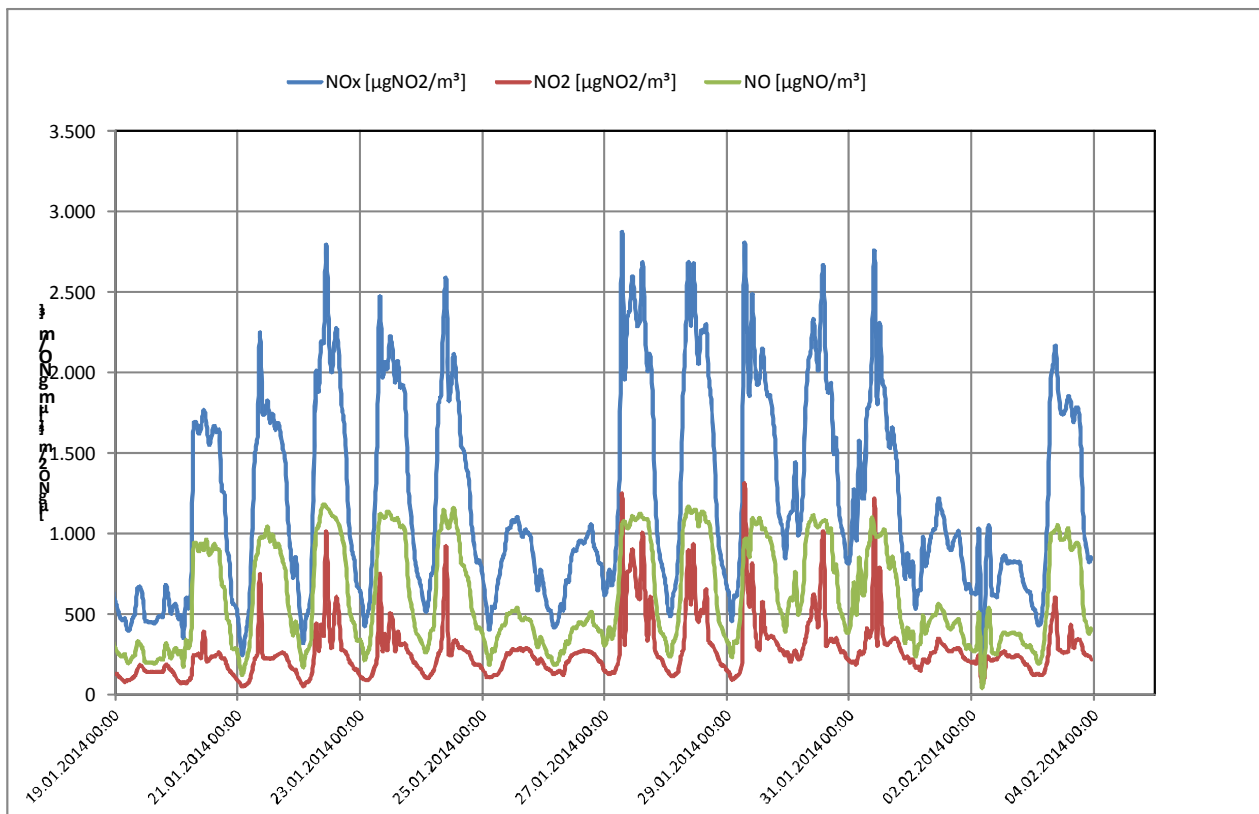


Abbildung 11 : Tagesgänge für die Konzentrationen der Komponenten NO_x, NO und NO₂ im Tunnel Kaisermühlen (Basis MW1)

Die mittleren Immissionskonzentrationen an der Vorbelastungsmessstelle Kaisermühlen lagen für NO₂ bei 23,7 µg/m³, für NO_x bei 30,7 µg/m³. Damit betragen im Tunnel die Konzentrationswerte für NO₂ etwa das 10-fache und für NO_x das 40-fache der Vorbelastung. Die Immissionswerte für Ozon, die in weiterer Folge für die Berechnung des NO₂-Emissionsmassenstroms benötigt werden (4.4.1.1, Seite 31), lagen während des Messzeitraumes an der Vorbelastungsmessstelle im Mittel bei 83,1 µg/m³.

4.3.2 Kohlenstoffmonoxid (CO)

Im Tunnel Kaisermühlen lagen die CO-Konzentrationswerte im Mittel bei 0,73 mg/m³, die Vorbelastung lag im Mittel bei 0,26 mg/m³.

In Abbildung 12 ist der Verlauf der CO-Konzentration dargestellt. Die Charakteristika des Verkehrsaufkommens (Früh- und Abendspitzen von Montag bis Freitag, sowie Maxima Samstag und Sonntag nachmittags) sind auch für CO gut erkennbar. Der maximale MW1 im Tunnel Kaisermühlen lag bei 1,63 mg/m³, die minimale MW1 für CO bei 0,29 mg/m³.

4.3.3 Kohlenstoffdioxid (CO₂)

In Abbildung 12 ist zudem der Verlauf des Tagesganges für CO₂ dargestellt. Die mittlere CO₂ Konzentration im Tunnel betrug 984 mg/m³, die maximale Konzentration betrug 1328 mg/m³. An der Vorbelastungsmessstelle wurde eine mittlere Hintergrundkonzentration für Kohlenstoffdioxid von 887 mg/m³ bestimmt.

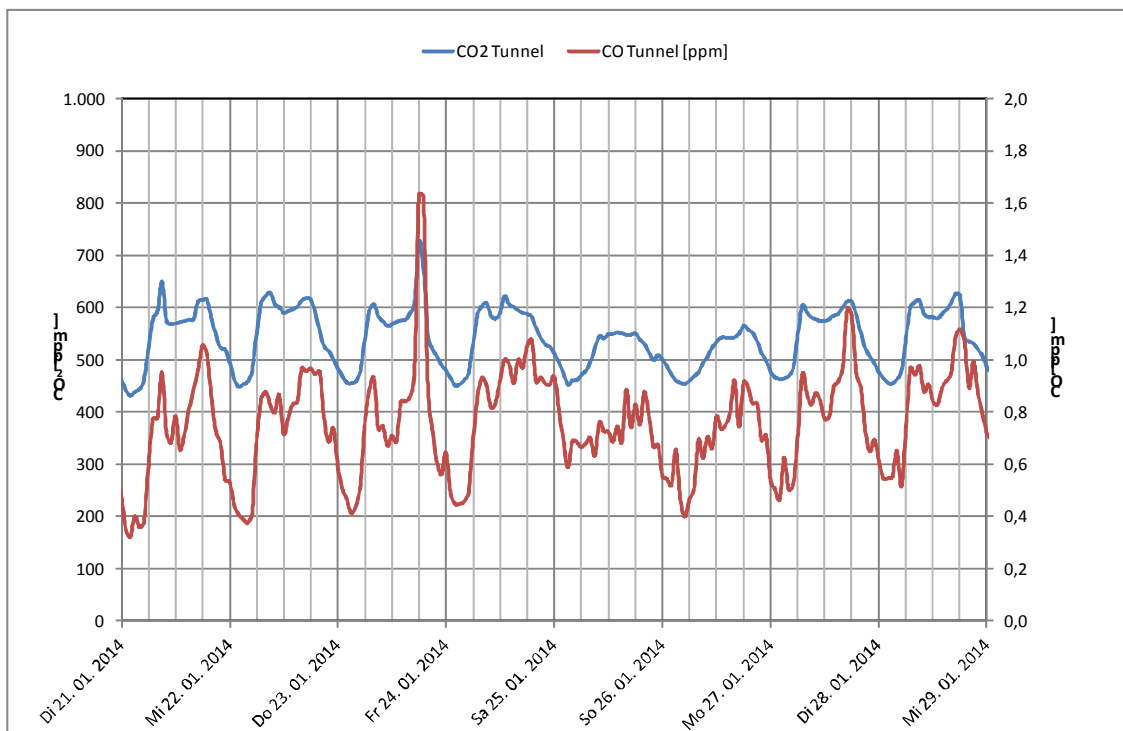


Abbildung 12: Tagesgänge für die Konzentrationen der Komponenten CO und CO₂ im Tunnel Kaisermühlen (MW1)

4.3.4 Kontinuierliche Staubmessung (TSP, PM₁₀, PM₄, PM_{2,5}, PM₁)

Die Mittelwerte von Gesamtstaub TSP und der Staubfraktionen PM₁₀, PM₄, PM_{2,5} und PM₁ der Tagesmessperioden (06:00 bis 22:00 Uhr) sind in Tabelle 7 enthalten. Auch sind die durchschnittlichen prozentuellen Anteile der Staubfraktionen gemessen an der PM₁₀-Konzentration über den gesamten Messzeitraum dargestellt. Die mittlere PM₁₀-Konzentration im Tunnel lag über den gesamten Messzeitraum bei 117,7 µg/m³. Mittelt man über die Tagesmessperioden (06:00 bis 22:00 Uhr), so erhält man eine mittlere PM₁₀-Konzentration von 118,2 µg/m³.

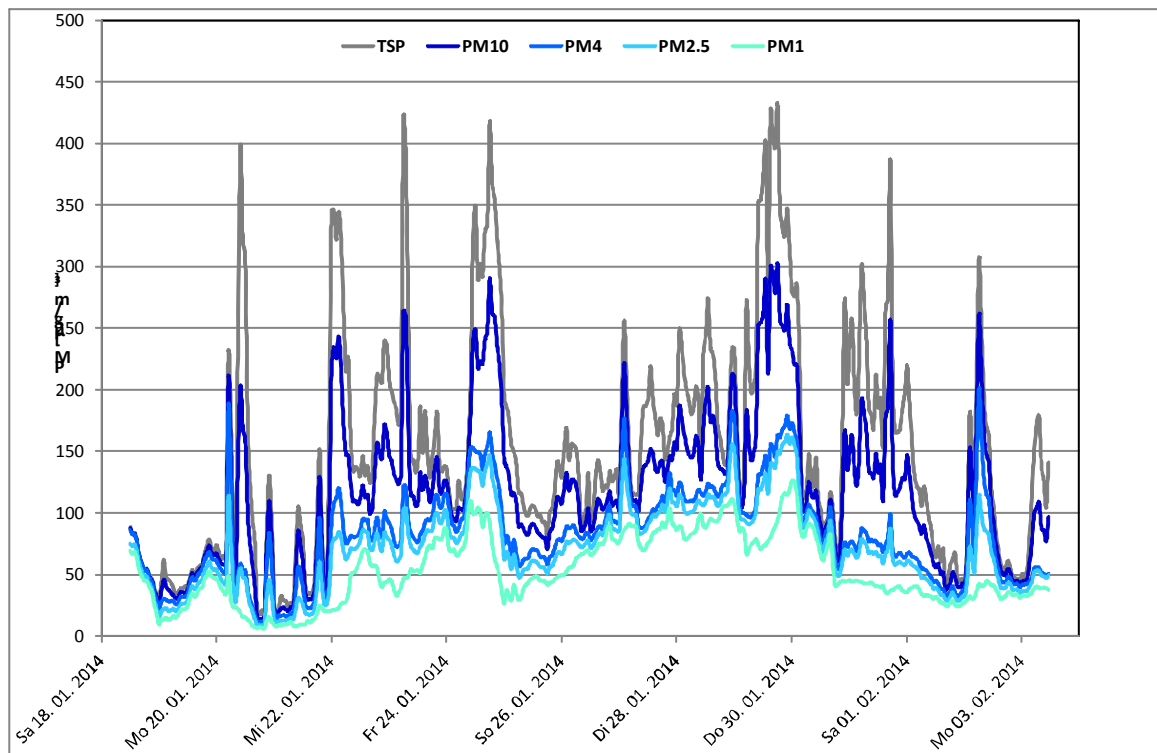


Abbildung 13: Tagesgang der kontinuierlichen Messwerte für Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM₁₀, PM₄, PM_{2,5}, PM₁) im Tunnel Kaisermühlen über den Messzeitraum. (MW1)

Der Maximale MW1 lag am 30.01.2014 von 06:00 bis 07:00 Uhr bei 303 µg/m³. An diesem Tag wurde mit einem Konzentrationswert von 182 µg/m³ auch der höchste Zeitraummittelwert (6:00 bis 22:00 Uhr) gemessen.

Tabelle 7: Zeitraummittelwerte (6:00 bis 22:00 Uhr) der kontinuierlich gemessenen Konzentrationen für TSP und der Feinstaubfraktionen PM₁₀, PM₄, PM_{2,5}, PM₁ im Tunnel Kaisermühlen über den Messzeitraum.

Messwerte von 6:00-22:00	TSP µg/m ³	PM10 µg/m ³	PM4 µg/m ³	PM2,5 µg/m ³	PM1 µg/m ³
So 19. 01. 2014	43,2	38,2	32,6	26,6	21,5
Mo 20. 01. 2014	116,3	91,3	69,6	54,7	38,4
Di 21. 01. 2014	47,3	39,4	29,8	19,2	10,1
Mi 22. 01. 2014	206,5	145,4	80,3	62,4	29,5
Do 23. 01. 2014	224,8	157,5	90,3	77,1	45,1
Fr 24. 01. 2014	134,7	120,1	107,0	93,5	79,3
Sa 25. 01. 2014	196,9	147,3	86,7	73,6	42,0
So 26. 01. 2014	129,9	107,8	80,2	70,7	55,7
Mo 27. 01. 2014	148,5	129,0	109,4	99,1	82,9
Di 28. 01. 2014	187,4	151,8	116,2	106,7	88,9
Mi 29. 01. 2014	193,6	159,3	123,1	112,2	90,4
Do 30. 01. 2014	227,8	181,8	135,5	126,3	102,2
Fr 31. 01. 2014	203,0	137,3	74,2	66,7	44,3
Sa 01. 02. 2014	146,3	104,8	61,1	54,5	37,4
So 02. 02. 2014	132,7	113,5	87,7	61,2	33,5
Mo 03. 02. 2014	91,6	66,7	47,0	43,3	36,1
Mittelwert	151,9	118,2	83,2	71,7	52,3
Prozent von PM10	129%	100%	70%	61%	44%

4.3.5 Diskontinuierliche Feinstaubmessungen an der Vorbelastungsmessstelle und im Tunnel (PM₁₀)

Die diskontinuierlichen Feinstaubmessungen an der Vorbelastungsmessstelle und im Tunnel erfolgten einerseits zur Werbung von Proben für weiterführende Analysen (Schwermetalle, Benzo(a)pyren), andererseits zur Kalibrierung der kontinuierlichen Staubmessung im Tunnel. Der Mittelwert über die Tagesmessungen (06:00 bis 22:00 Uhr) für PM₁₀ des gravimetrischen Verfahrens lag bei 119 µg/m³. Die kontinuierliche PM₁₀ Messung zeigte für denselben Zeitraum nur 79 µg/m³. Durch Ermittlung eines Kalibrierfaktors von 1,5 zeigt sich ein sehr guter Parallellauf des kontinuierlichen Verfahrens zum gravimetrischen Basisverfahren (Abbildung 14). Dieser Kalibrierfaktor wurde auch für die anderen Partikelfractionen verwendet. Die so ermittelten Konzentrationswerte sind in Tabelle 8 für die einzelnen Messtage aufgelistet

Tabelle 8: Ergebnisse der Tagesmesswerte (06:00 bis 22:00 Uhr) Feinstaub (PM₁₀) Vorbelastungsmessstelle und Tunnel. Vergleich der Tageswerte der gravimetrischen PM₁₀-Messung im Tunnel - PM₁₀ TGr mit den Tageswerten der kontinuierlichen PM₁₀-Messung im Tunnel PM₁₀ KT und den kalibrierten Tageswerten PM₁₀ KT x1,5 sowie den gravimetrischen PM₁₀-Messungen der Vorbelastung PM₁₀ VGr und der Differenz Tunnelvorbelastung PM₁₀ G Diff über den Messzeitraum.

Messwerte von 6:00-22:00	PM10 TGr µg/m ³	PM10 TK µg/m ³	PM10 Kx1,5 µg/m ³	PM10 VGr µg/m ³	PM10 G Diff. µg/m ³
So 19. 01. 2014	54,2	25,4	38,2	23,6	30,7
Mo 20. 01. 2014	88,5	60,9	91,3	24,7	63,8
Di 21. 01. 2014	61,9	26,3	39,4	11,3	50,7
Mi 22. 01. 2014	131,0	96,9	145,4	19,1	111,9
Do 23. 01. 2014	167,4	105,0	157,5	9,4	158,0
Fr 24. 01. 2014	116,5	80,0	120,1	58,4	58,1
Sa 25. 01. 2014	134,7	98,2	147,3	31,1	103,6
So 26. 01. 2014	114,3	71,9	107,8	43,7	70,6
Mo 27. 01. 2014	128,7	86,0	129,0	53,4	75,3
Di 28. 01. 2014	157,4	101,2	151,8	62,7	94,6
Mi 29. 01. 2014	152,1	106,2	159,3	55,8	96,3
Do 30. 01. 2014	174,1	121,2	181,8	63,7	110,4
Fr 31. 01. 2014	133,6	91,5	137,3	17,0	116,7
Sa 01. 02. 2014	103,3	69,9	104,8	43,9	59,4
So 02. 02. 2014	99,4	75,7	113,5	16,7	82,7
Mo 03. 02. 2014	79,4	44,5	66,7	17,4	62,0
Mittelwert	118,5	78,8	118,2	28,4	84,1

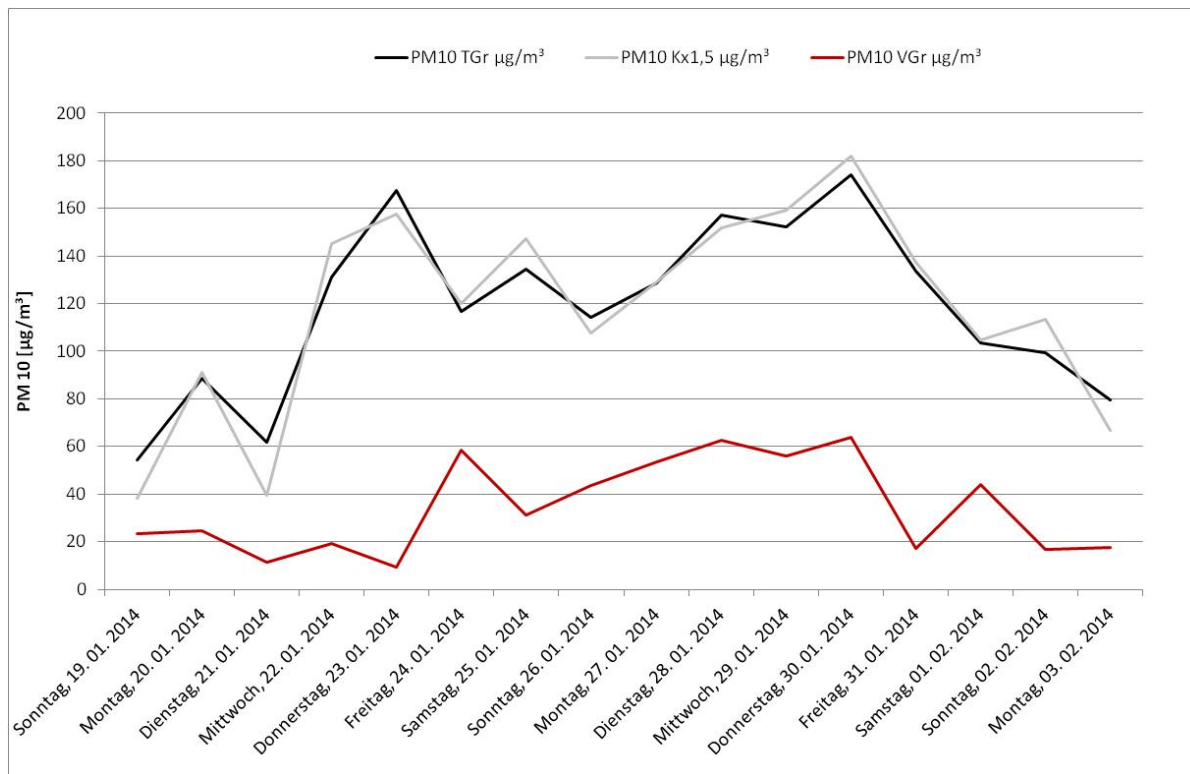


Abbildung 14: Vergleich der Tageswerte der gravimetrischen PM₁₀-Messung im Tunnel - PM₁₀ TGr mit den kalibrierten Tageswerten der kontinuierlichen PM₁₀-Messung im Tunnel PM₁₀ KTx1,5 sowie den gravimetrischen PM₁₀-Messungen der Vorbelastung PM₁₀ VGr über den Messzeitraum.

4.3.6 Ammoniak (NH₃)

Die diskontinuierlichen Ammoniakmessungen an der Vorbelastungsmessstelle und im Tunnel erfolgten als Mittelwert über die Tagesmessungen (06:00 bis 22:00 Uhr) in der Zeit vom 30.1.2014 bis 4.2.2014. Der Vergleich der Ergebnisse Vorbelastung zu Tunnel zeigt, dass im Tunnel keine signifikante Umsetzung zu Ammonitrat erfolgt. Aufgrund der wenigen zur Verfügung stehenden Daten wird für gasförmigen Ammoniak kein Emissionsfaktor ermittelt und nur eine Emissionsrelation zu NO_x von 1% der Masse angegeben.

Tabelle 9: Gegenüberstellung der Konzentrationen von gasförmigen Ammoniak und partikulärem Ammonitrat im Tunnel und der Vorbelastung sowie das potentielle Verhältnis der Konzentrationswerte NH₃/NO_x im Tunnel.

	Vorbelastung			Tunnel				
	Partikel		Gas	Partikel		Gas		
	NH ₄ [µg/m ³]	NO ₃ [µg/m ³]	NH ₃ [µg/m ³]	NH ₄ [µg/m ³]	NO ₃ [µg/m ³]	NH ₃ [µg/m ³]	NO _x [µg/m ³]	NH ₃ /NO _x
30.Jän.14	4,9	1,0	0,03	7,5	6,2	7,9	1819	0,4%
31.Jän.14	1,9	1,1	0,01	1,1	2,9	13,2	1300	1,0%
01.Feb.14	1,3	0,9	0,02	1,1	2,9	13,2	1300	1,0%
02.Feb.14	1,0	0,5	0,00	2,3	1,8	16,3	771	2,1%
03.Feb.14	1,3	0,3	0,01	2,0	1,7	10,3	1662	0,6%
04.Feb.14	2,2	0,2	0,01	2,7	2,8	9,4	-	-
MW	2,1	0,6	0,01	2,8	3,1	11,7	1370	1,0%

4.3.7 Metalle in PM₁₀ (As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Zn)

Von den untersuchten Metallen As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb und Zn stellt der KFZ-Verkehr im Tunnel für die Metalle Cr, Cu, Fe, Mo und Sb – in dem das 2- bis 45-fache der Außenkonzentration an der Vorbelastungsmessstelle (Konzentrationsverhältnis Tunnel : Vorbelastung > 2) bestimmt wurde – eine mehr oder weniger deutliche Quelle dar. Für Co, Ni ließ sich ein geringer Emissionsbeitrag der KFZ-Flotte feststellen (Konzentrationswerte im Tunnel weniger als das 2-fache über der Vorbelastung). Für As, Cd und Pb wurde keine signifikante Unterscheidung der Messwerte im Tunnel von der Vorbelastung bestimmt. In Tabelle 10 sind die mittleren Schwermetallkonzentrationswerte für die Tagesproben (06:00-22:00 Uhr) dargestellt. In Tabelle 10 sind die Metalle entsprechend ihrer relativen Anteile an der Feinstaubkonzentration gereiht.

Tabelle 10 : Gegenüberstellung der mittleren Immissionskonzentrationen für Metalle im Tunnel und der Vorbelastung sowie das Verhältnis der Konzentrationswerte Tunnel zur Vorbelastung (Fett: signifikanter Unterschied)

	Tunnel [ng/m ³]	Vorbelastung [ng/m ³]	Tunnel/Vorbe- lastung [%]
As	2,0	1,7	119%
Cd	0,4	0,4	100%
Cr	9,7	2,2	441%
Co	1,2	0,5	240%
Cu	295,3	6,5	4557%
Fe	3752	218	1721%
Mn	29,0	3,4	853%
Mo	6,2	0,7	886%
Ni	3,7	2,0	187%
Pb	18,4	17,4	106%
Sb	9,8	0,8	1249%
Zn	103	40	258%

Tabelle 11 : Reihung der Massenanteile für Metalle in ppm an der Gesamtfinstaubkonzentration im Tunnel Kaisermühlen und in der Vorbelastung (**Fett**: Kfz-Verkehr = signifikante Quelle)

Metallanteil an der PM 10 Konzentration in ppm		
	Tunnel	Vorbelastung
Fe	31834	6388
Cu	2505	190
Zn	874	1172
Mn	246	100
Pb	156	509
Sb	83	23
Cr	82	64
Mo	53	21
Ni	32	58
As	17	49
Co	10	15
Cd	3	12

4.3.8 Kohlenwasserstoffe (HC, NMHC, CH₄)

Die mittlere NMHC-Konzentration über den Messzeitraum (19.01.2014 bis 03.02.2014) lag bei 0,14 mgC/m³ und damit im Bereich der städtischen Belastungswerte. Der maximale MW1 wurde am Mittwoch, 29.01.2014 zwischen 12:00 und 14:00 Uhr gemessen und lag bei 0,32 mgC/m³, wobei die Belastungswerte an diesem Tag über mehrere Stunden größer als 0,30 mgC/m³ waren. Die MW1 der Methankonzentration (CH₄) lagen zwischen 1,0 und 1,7 mgC/m³, im Mittel bei 1,25 mgC/m³. Für NMHC und Methan konnten keine, mit dem Verkehrsaufkommen korrelierenden Tagesgänge beobachtet werden. In Abbildung 15 sind die zeitlichen Verläufe für die Komponenten THC, NMHC und Methan dargestellt.

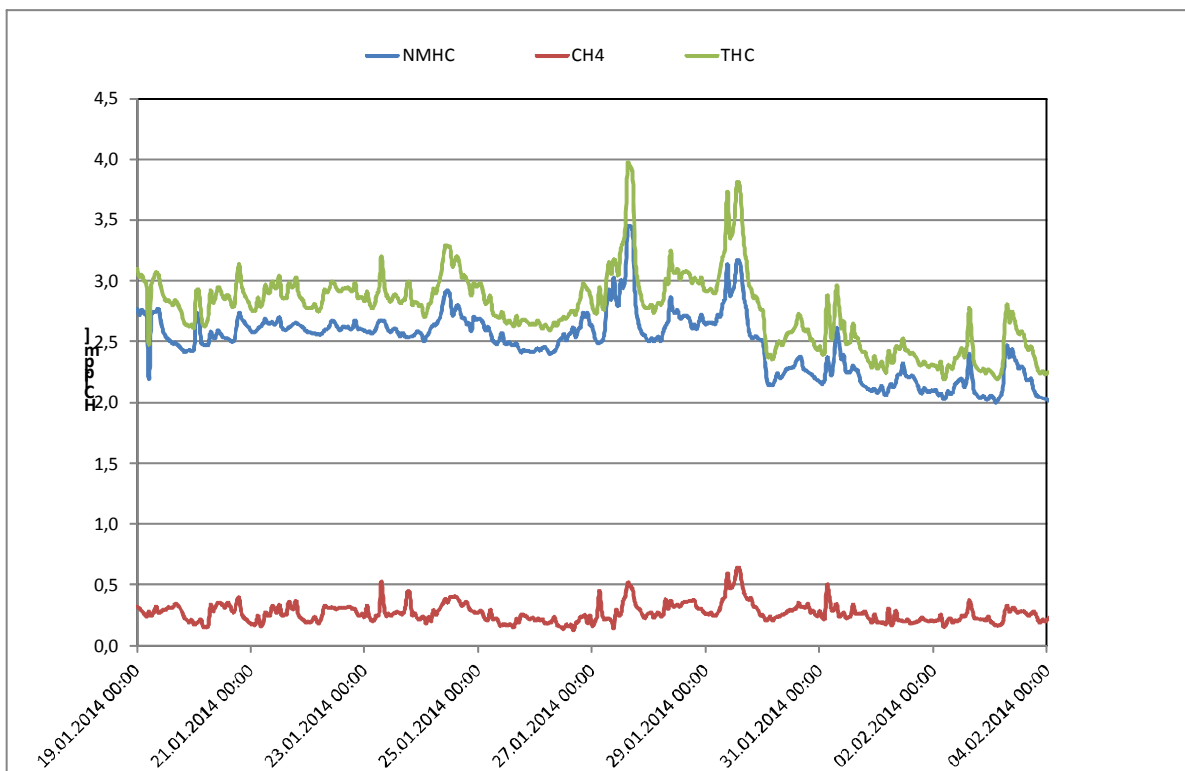


Abbildung 15: Verlauf der Konzentrationswerte für die Gesamtkohlenwasserstoffe (THC) sowie für Methan (CH₄) und Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMHC) über den erfassten Messzeitraum (19.01.2014 bis 3.02.2014)

4.3.9 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Die PAH umfassen eine Vielzahl von Substanzen, zu denen im engeren Sinne kondensierte aromatische Verbindungen ohne aliphatische Seitenketten gezählt werden. PAH entstehen in erster Linie als Produkte unvollständiger Verbrennung.

In Tabelle 12 sind die Tageswerte der Vorbelastung und im Tunnel für 4- bis 6-Ring PAHs angeführt, die aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften überwiegend in der Partikelphase vorliegen und damit durch das eingesetzte Probenahmeverfahren ausreichend vollständig erfasst worden sind.

Für Benzo[a]pyren wurde in der Vorbelastung eine mittlere Konzentration von 1,4 ng/m³ und im Tunnel von 2,2 ng/m³ bestimmt.

Tabelle 12: PAH Konzentrationswerte für die einzelnen Messtage und Kampagnenmittelwert der Vorbelastung der Tunnelkonzentration und der Differenz aus Tunnelkonzentration und Vorbelastung.

	Datum (6:00 - 22:00)	PM10	Fluoranthen	Pyren	Benz(a) anthracen	Chrysen	Benzo(b+k) fluoranthen	Benzo(a) pyren	Indeno(1,2, 3-cd)pyren	Benzo(ghi) perylene	Dibenz(ah+ac) anthracen
		[µg/m ³]	[ng/m ³]								
Vorbelastung	26.01.2014	43,7	6,9	5,9	4,2	4,9	7,7	3,9	4,4	3,8	0,8
	27.01.2014	53,4	2,4	2,0	1,1	1,8	3,7	1,4	2,0	1,8	0,3
	28.01.2014	62,7	3,6	3,1	1,6	2,4	4,5	1,9	2,4	2,1	0,4
	29.01.2014	55,8	2,3	1,9	1,0	1,7	2,9	1,2	1,6	1,4	0,2
	30.01.2014	63,7	1,7	1,5	0,7	1,4	2,5	1,0	1,4	1,3	0,2
	31.01.2014	17,0	0,5	0,4	0,2	0,4	0,7	0,3	0,4	0,3	0,1
	01.02.2014	43,9	0,4	0,4	0,2	0,3	0,5	0,2	0,3	0,3	0,0
	Mittelwert	48,6	2,6	2,2	1,3	1,9	3,2	1,4	1,8	1,6	0,3
Tunnel	26.01.2014	114,3	5,0	4,9	5,5	6,0	8,6	4,5	4,6	4,5	0,8
	27.01.2014	128,7	3,9	4,3	2,4	3,5	4,2	1,8	2,2	2,2	0,3
	28.01.2014	157,4	4,9	5,1	3,0	4,3	5,0	2,3	2,6	2,7	0,4
	29.01.2014	152,1	3,6	4,1	2,3	3,2	3,7	1,8	1,9	2,1	0,2
	30.01.2014	174,1	3,8	4,7	1,9	3,0	3,1	1,5	1,6	1,9	0,2
	31.01.2014	133,6	4,2	5,5	1,8	2,3	2,4	1,3	1,3	1,6	0,1
	01.02.2014	103,3	3,6	4,5	2,0	2,5	2,8	1,5	1,4	1,7	0,2
	Mittelwert	137,6	4,2	4,7	2,7	3,5	4,2	2,1	2,2	2,4	0,3
Differenz	26.01.2014	70,6	-1,9	-1,0	1,3	1,0	0,8	0,6	0,2	0,7	0,0
	27.01.2014	75,3	1,5	2,4	1,4	1,7	0,5	0,4	0,2	0,5	0,0
	28.01.2014	94,6	1,3	2,1	1,4	1,9	0,5	0,4	0,3	0,6	0,0
	29.01.2014	96,3	1,4	2,2	1,2	1,5	0,8	0,6	0,3	0,7	0,0
	30.01.2014	110,4	2,1	3,2	1,2	1,6	0,6	0,5	0,2	0,5	0,0
	31.01.2014	116,7	3,7	5,0	1,5	1,9	1,8	1,0	0,9	1,2	0,1
	01.02.2014	86,4	3,1	4,1	1,8	2,1	2,1	1,2	1,1	1,4	0,1
	Mittelwert	92,9	1,6	2,6	1,4	1,7	1,0	0,7	0,4	0,8	0,0

An der Vorbelastungsmessstelle wurden, wie erwartet, jahreszeitlich bedingt ähnlich hohe Konzentrationen wie im Tunnel ermittelt.

4.4 Methodik zur Berechnung der Emissionsfaktoren

4.4.1 Vorbelastungskorrektur

Zur Ermittlung der Quellstärke der emittierten Schadstoffe müssen zunächst die Schadstoffkonzentrationswerte bilanziert werden, gegebenenfalls – wie bei NO₂ – unter Berücksichtigung chemischer Umwandlungsprozesse. Zusammen mit dem Volumenstrom kann so in weiterer Folge der Emissionsmassenstrom berechnet werden.

Kohlenstoffdioxid (CO₂)

Zur Berechnung der CO₂ Emissionen wurde die Vorbelastungskorrektur anhand der im Messwagen kontinuierlich erfassten MW1 Daten durchgeführt.

Stickstoffoxide (NO_x)

Zur Berechnung der Emissionskonzentrationen wurden an der Vorbelastungsmessstelle Kaisermühlen NO, NO₂ und O₃ kontinuierlich erfasst. Die Hintergrundwertkorrektur wurde für jeden MW1 durchgeführt, wobei chemische Umwandlungsprozesse berücksichtigt wurden (siehe Abschnitt 4.4.1.1, Seite 31).

Kohlenstoffmonoxid (CO)

Für die Komponente CO wurde die Vorbelastungskorrektur ebenfalls für jeden MW1 anhand der im Messwagen kontinuierlich erfassten Daten durchgeführt.

Feinstaub (PM₁₀)

Zur Berechnung der PM₁₀ Emissionen im Tunnel wurden die jeweiligen TMW der im Messwagen bestimmten Vorbelastung von den diskontinuierlich bestimmten Tunneldaten abgezogen.

Metalle

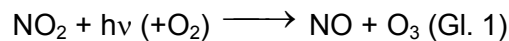
Zur Berechnung der Emissionen der Komponenten As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb wurde der an der Vorbelastungsmessstelle bestimmte jeweilige Tageswert vom jeweiligen Tunneltageswert abgezogen.

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

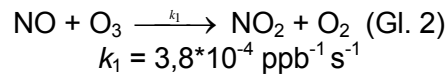
Zur Berechnung der PAH Emissionen wurde der an der Vorbelastungsmessstelle bestimmte jeweilige Tageswert vom jeweiligen Tunneltageswert abgezogen.

4.4.1.1 Chemische Umwandlung (NO_x)

Die Verweildauer von NO₂ an der Luft ist mit 5 bis 7 Tagen relativ lang. Regen verkürzt diese Zeit nicht wesentlich. Unter Einfluss von UV-Strahlung wird NO₂ in NO unter Freisetzung von hoch reaktivem, atomarem Sauerstoff gespalten, welcher sich mit dem Luftsauerstoff (O₂) zu Ozon (O₃) verbindet. Damit ist NO₂ eine wichtige Komponente für die Entstehung von bodennahem Ozon (Gl. 1).



Die Konversion von NO zu NO₂ mit Ozon verläuft bei Dunkelheit nach (Gl. 2).



(Seinfeld et al. 1998, Atkinson 2000, Puxbaum et al. 2003).

Für die Berechnungen im Rahmen der vorliegenden Tunnelstudie wurde vorrangig Gl. 2 berücksichtigt. Photochemische Umwandlungsprozesse konnten im Tunnel naturgemäß vernachlässigt werden. Andere physikalische und chemische Umwandlungen wie zum Beispiel die Reaktionen mit VOC (volatilen organischen Verbindungen), heterogene Bildung von HONO (Wandeffekte), die Bildung von Salpetersäure oder sekundärer Aerosole wurden aufgrund der kurzen Verweilzeiten der Schadstoffe im Tunnel und wegen der geringen Umsätze ebenfalls vernachlässigt (Kurtenbach et al. 2001, Atkinson 2000).

Berechnung primär emittierter NO₂-Anteile

Zur Bestimmung der Konzentrationswerte der im Tunnel direkt emittierten Stickstoffoxide (NO₂^{primär}, NO^{primär}) wurden zusätzlich zu den NO_x-Daten vom Tunnel, Ozon- und NO_x-Daten der Hintergrundmessstelle Kaisermühlen herangezogen. Da die Immissionskonzentrationswerte für Stickstoffmonoxid im Tunnel (NO^{Tunnel}) während des gesamten Untersuchungszeitraumes etwa um einen Faktor 20 höher waren, als an der Hintergrundmessstelle, konnte in erster Näherung festgelegt werden

$$\text{NO}^{\text{primär}} \sim \text{NO}^{\text{Tunnel}}$$

Für die Ermittlung des primären NO₂ Anteil konnte angenommen werden, dass es zu einer vollständigen chemischen Umsetzung des im Tunnel eingebrachten Ozons mit NO gekommen ist (O₃^{Tunnel} ~ 0).

Diese Annahme ist berechtigt, da NO in deutlichem Überschuss vorhanden war. Die NO Konzentrationswerte im Tunnel waren um einen Faktor 100 größer als die Ozonkonzentrationswerte in der Umgebungsluft (NO^{Tunnel} >> O₃^{Umgebung}). Weiters handelt es sich bei Gl. 2 mit einer Geschwindigkeitskonstante von $k_1 = 3,8 \cdot 10^{-4} \text{ ppb}^{-1} \text{ s}^{-1}$ (Puxbaum et al. 2003) um eine sehr rasch ablaufende Reaktion. Damit erhält man die primär emittierten NO₂ Emissionskonzentration [ppb]

$$\text{NO}_2^{\text{primär}} = \text{NO}_2^{\text{Tunnel}} - \text{O}_3^{\text{Hintergrund}} - \text{NO}_2^{\text{Hintergrund}} \text{ [ppb]}$$

4.4.2 Massenströme - Schadstofffrachten im Tunnel

Zur Berechnung der kilometerbezogenen Emissionsfaktoren wurden für die einzelnen Messzeiträume t (z.B.: der MW1 bei kontinuierlichen Messungen oder Tageswerte bei diskontinuierlich erfassten Komponenten) zunächst die Massenströme \dot{M}_x für jede Komponente x berechnet. In Tabelle 13 sind die durchschnittlichen Massenströme bis zum Messpunkt im Tunnel für die Tageszeiten mit Verkehrsaufkommen > 1000 KFZ/h dargestellt.

Auch wurden die Massenströme in 24h für die gesamte Tunnellänge hochgerechnet. Dabei wurden für die Tageszeiten (06:00 bis 22:00 Uhr), in denen annähernd 90% des DTV (durchschnittlicher täglicher Verkehr) fließen, die mittleren Schadstofffrachten für Verkehrszahlen >1000 KFZ/h angenommen. (siehe auch Kapitel 4.4.3.1 Datenauswahl nach Verkehrsstärke)

Tabelle 13 : Durchschnittliche Massenströme (Frachten) bis zum Messpunkt für hohe Verkehrszahlen (>1000 KFZ/h) und für den ganzen Tunnel pro Tag hochgerechnete Massenströme.

Komponente	Mittlere Fracht pro Stunde mit >1000 Kfz/h bis Messpunkt (1.644 m)	Mittlere Fracht pro Tag für gesamte Tunnellänge (2.150m)
CO	1,1 [kg CO/h]	26 [kg CO/d]
NO _x	2,5 [kg NO ₂ /h]	59 [kg NO ₂ /d]
NO ₂	0,5 [kg NO ₂ /h]	13 [kg NO ₂ /d]
PM ₁₀	161 [g/h]	3,8 [kg/d]
PM ₄	112 [g/h]	2,6 [kg/d]
PM _{2,5}	97 [g/h]	2,3 [kg/d]
PM ₁	71 [g/h]	1,6 [kg/d]
PAH (EPA 16)	1894 [mg/h]	44 [g/d]
BaP	1,2 [mg/h]	0,03 [g/d]
Cr	15 [mg/h]	0,3 [g/d]
Cu	571 [mg/h]	13,3 [g/d]
Fe	1851 [mg/h]	43 [g/d]
Mn	14 [mg/h]	0,3 [g/d]
Mo	2,9 [mg/h]	0,1 [g/d]
Ni	3,4 [mg/h]	0,1 [g/d]
Sb	18 [mg/h]	0,4 [g/d]
Zn	34 [mg/h]	0,8 [g/d]

Massenströme Stickstoffoxide (NO , NO_2)

Die vorbelastungskorrigierten Emissionsmassenströme für die Stickstoffoxide sind in Abbildung 16 dargestellt. Der Verlauf der Massenströme entspricht im Wesentlichen dem Verlauf des Verkehrsaufkommens. Die Verläufe für NO_x und NO_2 sind sehr ähnlich, jedoch wurden für Stickstoffdioxid an den Wochenenden – verglichen mit den Werktagen – höhere prozentuelle Anteile bestimmt. Da an Wochenenden der PKW-Anteil in der KFZ-Flotte erheblich größer ist, deutet dies auf einen größeren Einfluss der mit Oxi-Kat ausgestatteten Diesel-PKW hin.

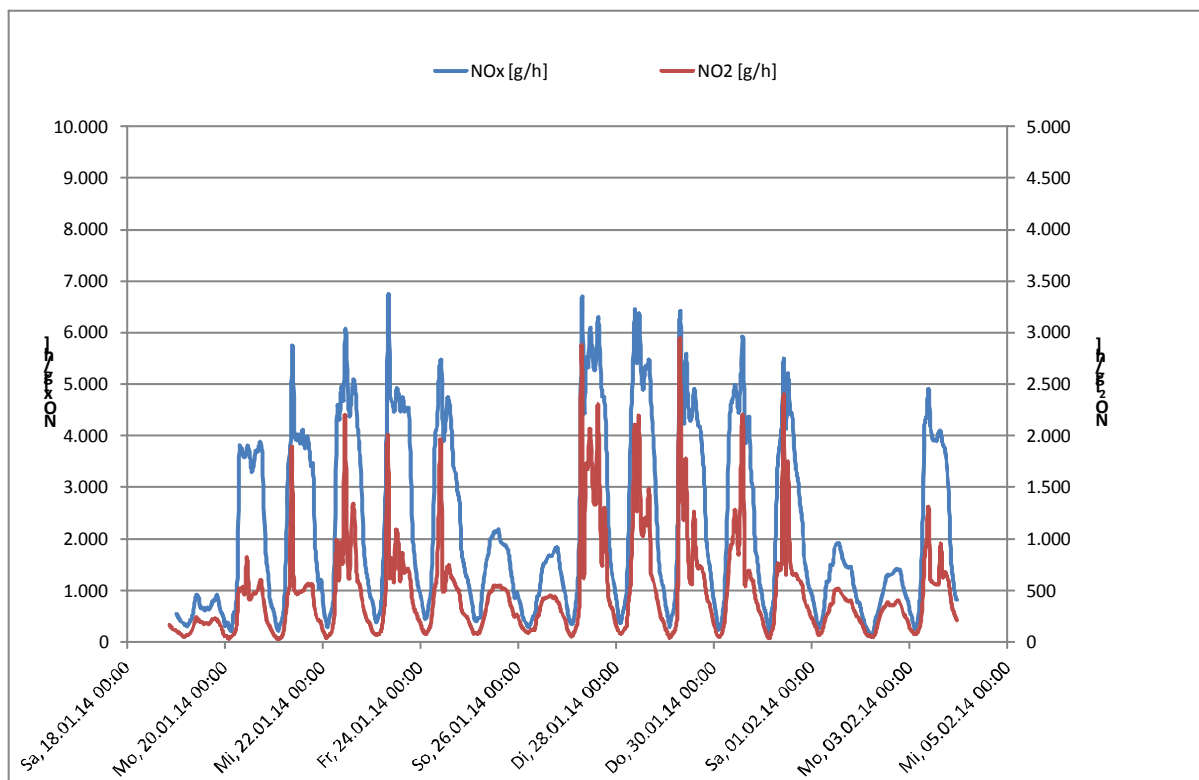


Abbildung 16: Verlauf der Emissionsmassenströme für 1.644 m Tunnelstrecke für die Komponenten NO und NO_2 .

Massenströme Feinstaub (PM_{10})

In Abbildung 17 ist der Verlauf der vorbelastungskorrigierten PM_{10} -Emissionsmassenströme der diskontinuierlich geworbenen Tagesproben 6:00 bis 22:00 Uhr und jener der kontinuierlichen PM_{10} -Messung graphisch dargestellt. Es zeigt sich, wie auch schon für NO_x , ein Minimum an den Wochenenden. Die Schwankungen der einzelnen Tageswerte werden bei PM_{10} aber auch von Parametern wie Fahrbahnnässe, Nebel und Regen, der in den Tunnel eingetragen wird, beeinflusst.

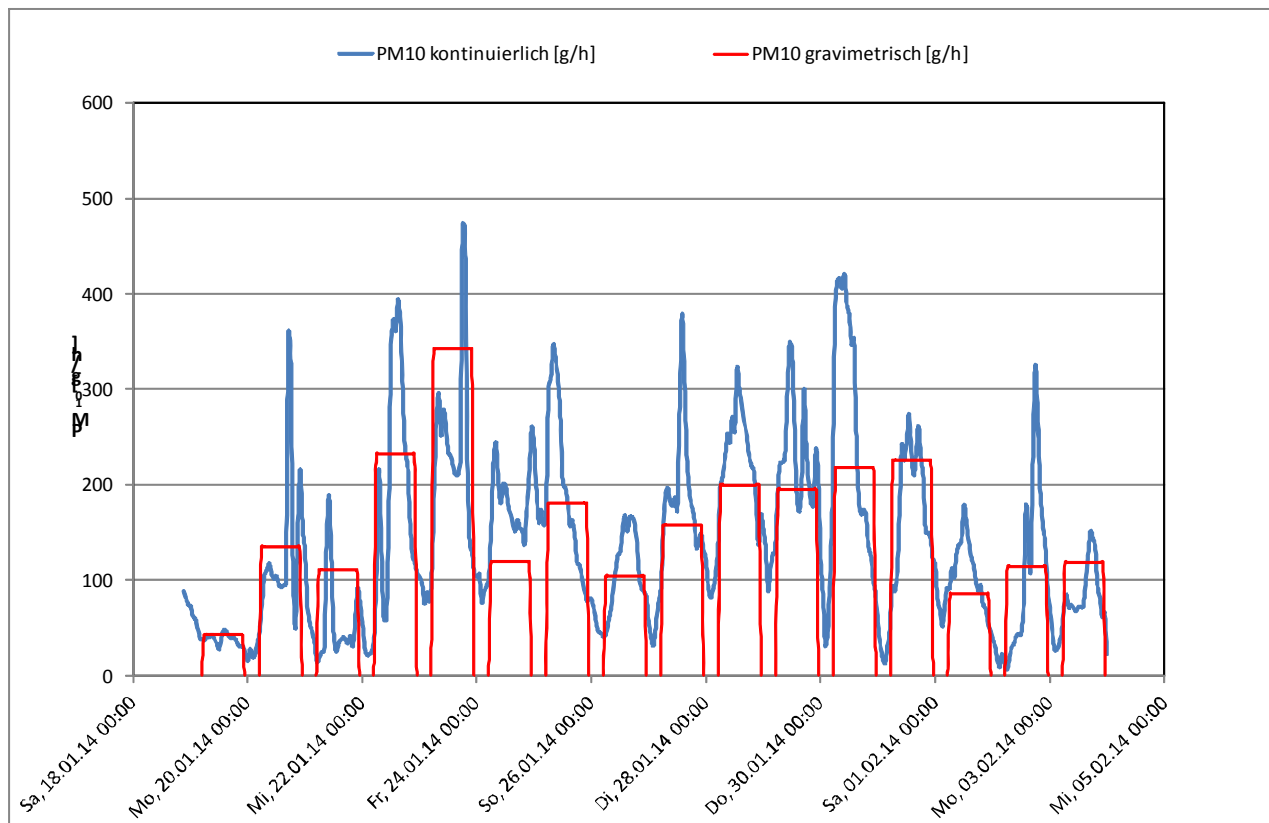


Abbildung 17 : Verlauf der vorbelastungskorrigierten PM₁₀-Emissionsmassenströme der kontinuierlichen und diskontinuierlichen PM₁₀-Messung für 1.644 m Tunnelstrecke.

Massenströme Kohlenwasserstoffe (HC, CH₄, NMHC)

Für die Kohlenwasserstoffe als Summenparameter (HC, CH₄, NMHC) konnten bei der gegenständlichen Messkampagne keine signifikanten Unterschiede zur Vorbelastung festgestellt und daher auch keine Emissionsfaktoren abgeleitet werden.

Massenströme Kohlenstoffdioxid (CO₂) und Kohlenstoffmonoxid (CO)

In Abbildung 18 sind die Emissionsmassenstromverläufe für Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid dargestellt. Sowohl für CO als auch für CO₂ ist ein stark ausgeprägter Tagesgang entsprechend den Verkehrsstärken erkennbar. Unterschiede der Relation CO/CO₂ zwischen Werktagen und Wochenenden und damit Hinweise auf das unterschiedliche Emissionsverhalten durch unterschiedliche Flottenzusammensetzung sind kaum mehr zu erkennen.

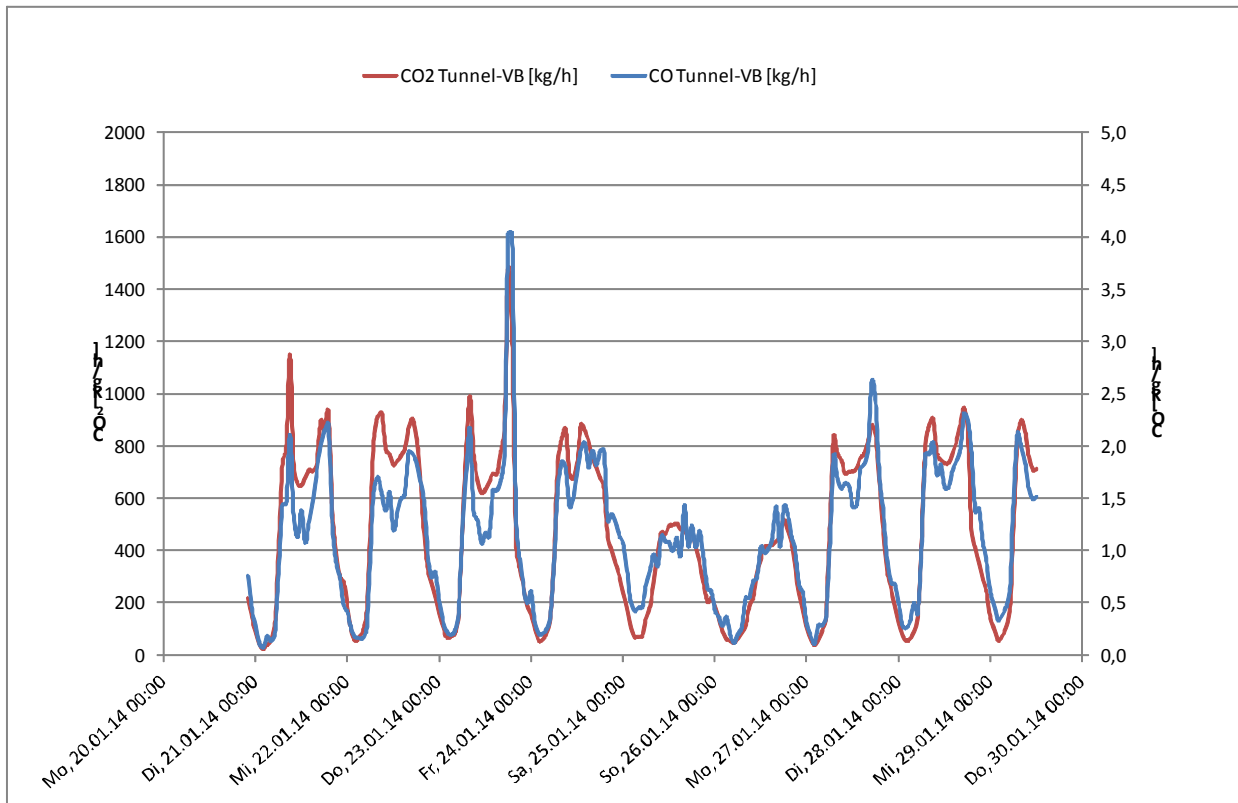


Abbildung 18: Verlauf der vorbelastungskorrigierten Emissionsmassenströme für 1.644 m Tunnelstrecke für die Komponenten CO und CO₂.

4.4.3 Berechnung der Emissionsfaktoren

Bezieht man die Schadstofffracht auf die Verkehrszahlen und die von der Tunneleinfahrt bis zum Messpunkt gefahrene Strecke, so erhält man die kilometerbezogenen Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für den jeweiligen Messzeitraum t (HMW, Tageswert) (Schläpfer et al. 2000, Staehelin et al.1997).

$$EF_x(t) = \frac{\dot{M}_x(t)}{N(t) \cdot d}$$

$EF_x(t)$...Emissionsfaktor Komponente x pro Fahrzeug [mg/km]
 $\dot{M}_x(t)$...Fracht Komponente x [mg/h]
 $N(t)$... Anzahl KFZ pro Stunde [h^{-1}]
 d ...gefahrte Distanz ab Tunneleinfahrt [km] (1.644 km)

4.4.3.1 Datenauswahl nach Verkehrsstärke

Bei ausreichend hoher Fahrzeugfrequenz entsteht im Tunnel eine starke Strömung („Tunneljet“). In Abbildung 10 auf Seite 20 ist der Verlauf des Volumenstromes, mit einer maximalen Grenzgeschwindigkeit zu den Tageszeiten und einer minimalen Grenzgeschwindigkeit während der Nachtzeiten dargestellt. Bei geringen Längswindgeschwindigkeiten und somit geringen Volumen- und Massenströmen, sowie im Übergangsbereich zwischen hohen und geringen Volumenströmen ist die Auswertung der Emissionsfaktoren unsicher: Die Messunsicherheit des Massenstromes pro Einzelfahrzeug ist für geringe Verkehrszahlen größer als bei hohen.

Für die Ermittlung der Emissionsfaktoren wurden daher nur Verkehrsfrequenzen > 1000 KFZ/h herangezogen.

4.4.3.2 Abfrageparameter für HBEFA – Vergleichswerte

Für Vergleiche wurden die Emissionsfaktoren aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA Version 3.2, 2014) herangezogen. Das HBEFA weist Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen, Fahrzeugkategorien und Bezugsjahre aus. Jede Verkehrssituation ist durch die Parameter Gebiet, Straßentyp, Tempolimit und Verkehrszustand charakterisiert. Unter den 276 Verkehrssituationen, die im HBEFA aufgelistet sind, gibt es allerdings keine Situation für Tunnel innerstädtisch mit Section Control.

Für den Kaisermühlentunnel kommen aufgrund der für PKW und LKW unterschiedlichen Tempolimits und aufgrund des hohen Verkehrsaufkommens folgende Verkehrssituationen in Frage:

Kategorie	Verkehrssituation HBEFA	LOS	km/h
PKW	Agglo/AB-City/80/dicht	C/D	71.0
	Agglo/AB-City/80/gesättigt	E/F	61.5
LKW	Agglo/AB-City/60/dicht	C/D	52.7
	Agglo/AB-City/60/gesättigt	E/F	46.3

LOS = Level of Service

Für alle Komponenten wurden die in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** angeführten Verkehrssituations-Parameter im HBEFA für das Bezugsland Österreich und das Bezugsjahr 2014 gewählt. Für dem Flottenmix wurde mit dem durchschnittlichen LKW-Anteil von 8,9% gerechnet.

Weiters ist zu beachten, dass die Definition für SNF (schwere Nutzfahrzeuge) nicht mit der Definition LKW an der automatischen Verkehrszählstelle übereinstimmt. Unter die Fahrzeugkategorie SNF (schwere Nutzfahrzeuge) im HBEFA fallen ausschließlich Fahrzeuge mit einem höchstzulässigen Gesamtgewicht größer 3.500 kg. An der automatischen Zählstelle jedoch werden alle Kfz nach ihrer Länge klassiert. Es können also auch LNF (leichte Nutzfahrzeuge) oder PKW mit Anhänger an der Zählstelle als LKW klassiert werden.

4.5 Emissionsfaktoren Tunnel Kaisermühlen

4.5.1 Stickstoffoxide (NO_x)

Extrapolation der Emissionsfaktoren für PKW und LKW

Wenn eine starke Abhängigkeit der Emissionen vom LKW-Anteil in der KFZ-Flotte vorliegt – wie dies bei den Stickstoffoxiden der Fall ist (Colberg et al. 2005a, Staehelin et al. 1997) – so können die Emissionsfaktoren der KFZ-Flotte für die einzelnen Messzeiträume (t) mit zugehörigen Schwerverkehrsanteilen $pHDV(t)$ über lineare Regression nach PKW und LKW differenziert werden.

$$EF_x(t) = \alpha + \beta \cdot pHDV(t) + \varepsilon(t)$$

$pHDV(t)$ LKW-Anteil zum Messzeitraum t
 $\varepsilon(t)$ Fehler (Abweichung von Regressionsgerade)
 $EF_x(t)$... Emissionsfaktor [g/km] pro Fahrzeug

In Abbildung 19 sind die entsprechenden Regressionsanalysen dargestellt. Zur Ermittlung der Emissionsfaktoren für PKW bzw. LKW wurden die Prognosewerte für einen Schwerverkehrsanteil $pHDV(t)=0$ bzw. $pHDV(t)=1$ extrapoliert. Damit ergibt sich für die Emissionsfaktoren für die jeweiligen Messzeiträume:

$$EF_x^{PKW}(t) = \alpha + \varepsilon(t) \quad \text{und} \quad EF_x^{LKW}(t) = \alpha + \beta + \varepsilon(t)$$

Alle so berechneten Emissionsfaktoren wurden gemittelt.

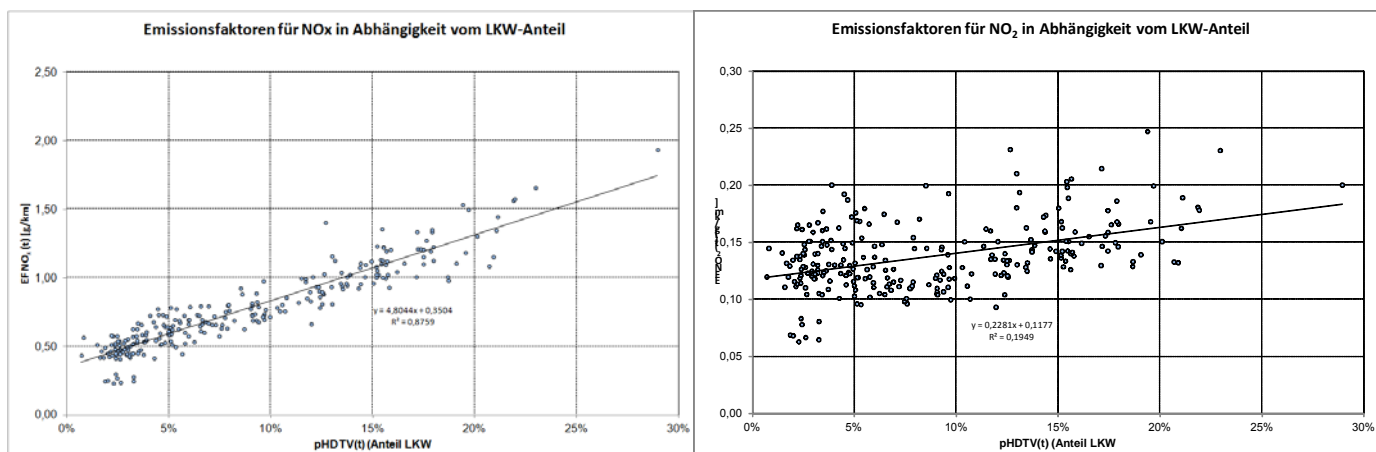


Abbildung 19: Emissionsfaktoren (EF) in [g/km] pro Fahrzeug für die Komponenten Stickstoffoxide (NO_x) und Stickstoffdioxid (NO₂, primär) in Abhängigkeit des Schwerverkehrsanteils. Die ausgefüllten Punkte kennzeichnen die für die Korrelationsanalyse berücksichtigten Werte von 6:00 bis 22:00 Uhr mit einem Verkehrsaufkommen > 1.000 Fahrzeuge pro Stunde. (aus MW1 vom 19.01.-3.02.2014)

Vergleich mit Emissionsfaktoren aus dem Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs

Für die KFZ-Flotte wurde ein durchschnittlicher Emissionsfaktor für NO_x von 0,78 g/km pro Fahrzeug bestimmt. Bei Gegenüberstellung der NO_x-Emissionsfaktoren aus den Tunnelmessungen und aus der HBEFA-Modellierung sind für PKW und LKW im Tunnel deutlich höhere Werte auffällig (Abbildung 20). Für die vorliegende Studie sind die modellierten Emissionsfaktoren aus dem HBEFA abhängig von der gewählten Verkehrssituation für die gesamte KFZ-Flotte um etwa 15% (Agglo/AB-City/80/60/ gesättigt) bis 28% (Agglo/AB-City/80/60/ dicht) höher.

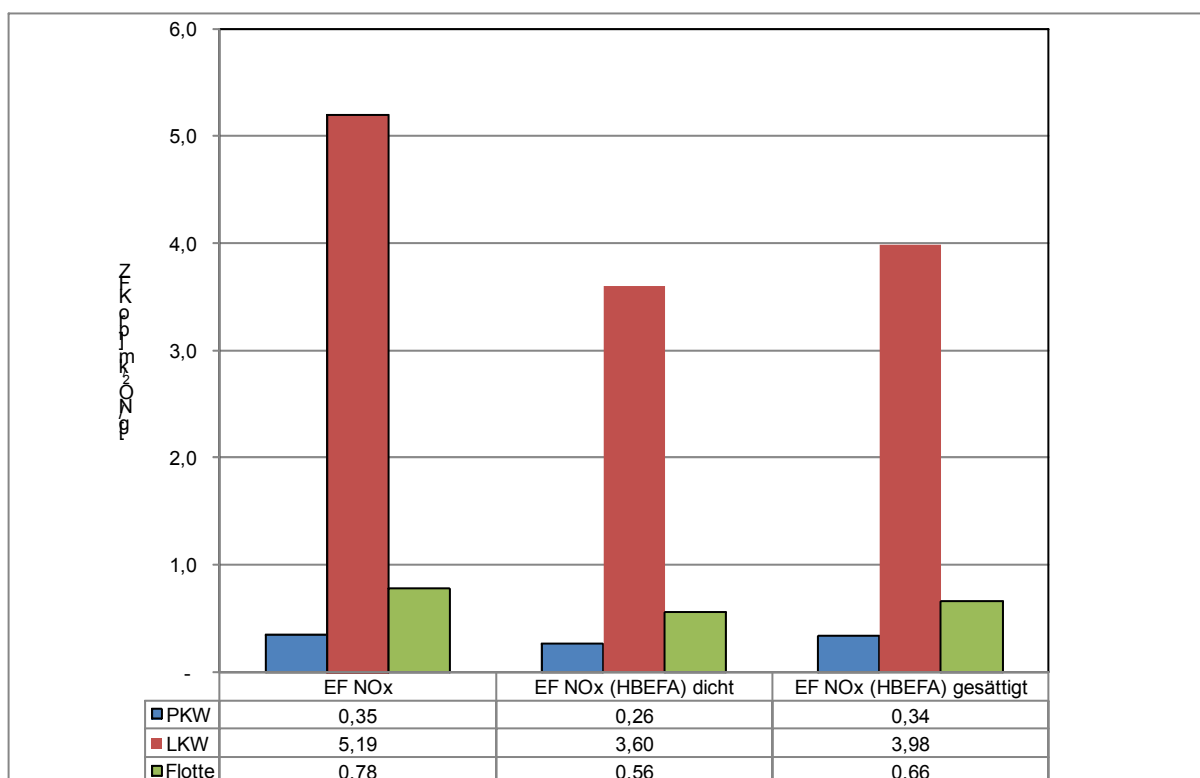


Abbildung 20: Aus den Messwerten ermittelte Emissionsfaktoren für NO_x (für die gesamte KFZ-Flotte sowie für PKW und LKW extrapolierte Emissionsfaktoren) und aus dem Handbuch HBEFA modellierte Emissionsfaktoren (Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 dicht bzw. Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 gesättigt).

Für die KFZ-Flotte wurde im Tunnel ein durchschnittlicher Emissionsfaktor für NO₂ von 0,14 g/km pro Fahrzeug bestimmt und liegt abhängig von der gewählten Verkehrssituation um 9 - 27% über den Emissionsfaktoren aus dem HBEFA. Der Anteil vom primären NO₂ am NO_x-Emissionsfaktor ergibt nach Auswertung der Messdaten für PKW im Mittel einen Anteil von 34%, der primäre NO₂ Anteil für LKW liegt nach der vorliegenden Studie bei rund 7% und der gesamten Flotte bei 18%.

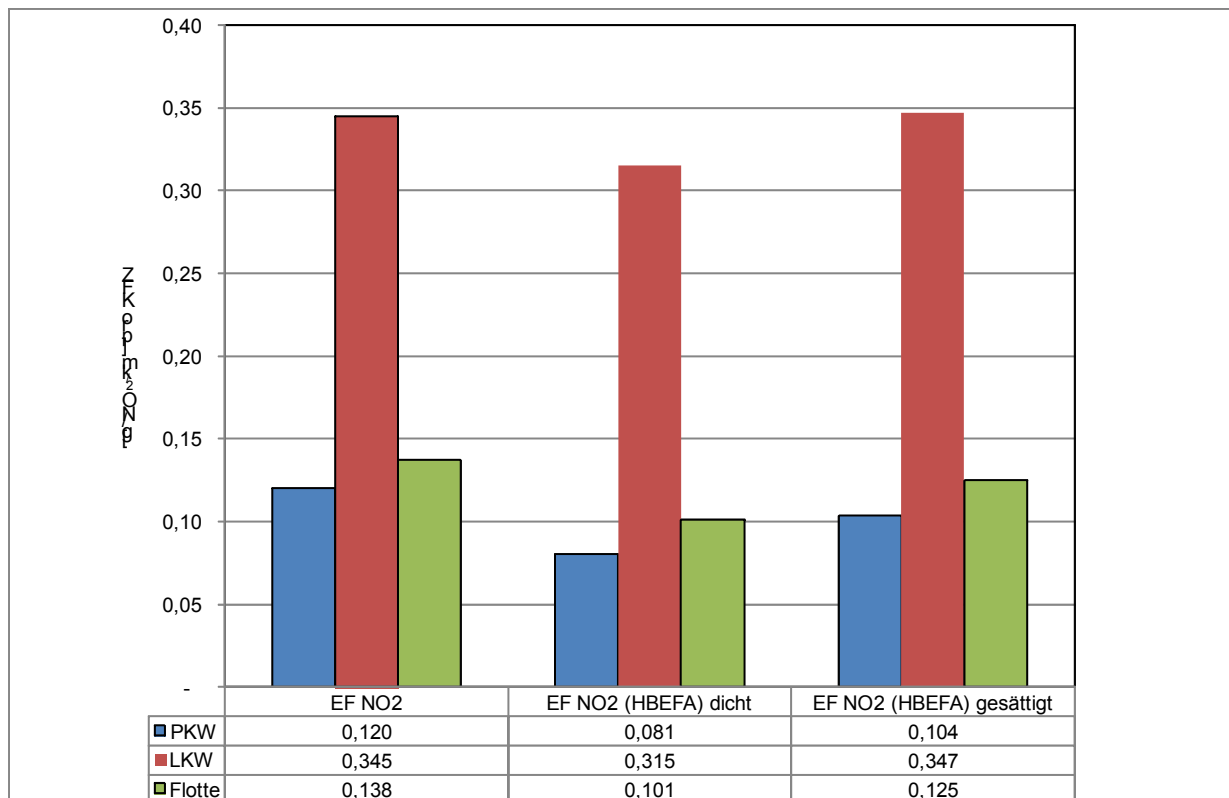


Abbildung 21: Aus den Messwerten ermittelte Emissionsfaktoren für NO₂ (für die gesamte KFZ-Flotte sowie für PKW und LKW extrapolierte Emissionsfaktoren) und Vergleich mit Emissionsfaktoren aus dem Handbuch HBEFA für die Verkehrssituationen Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 dicht und Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 gesättigt.

4.5.2 Kohlenstoffmonoxid (CO)

In Abbildung 22 sind die Flottenemissionsfaktoren für CO in Abhängigkeit vom LKW-Anteil dargestellt. In Abbildung 23 die aus den Tunnelmesswerten berechneten Emissionsfaktoren und die Emissionsfaktoren aus dem HBEFA einander gegenübergestellt. Für die KFZ-Flotte wurde ein durchschnittlicher Emissionsfaktor von 0,39 g/km pro Fahrzeug bestimmt und daraus ein Emissionsfaktor für PKW 0,31 g/m³ und für LKW von 1,17 g/m³ abgeleitet. Der Emissionsfaktor für die gesamte KFZ-Flotte im Tunnel liegt abhängig von der gewählten Verkehrssituation um etwa 8% (Agglo/AB-City/80/60/ gesättigt) bis 31% (Agglo/AB-City/80/60/ dicht) höher.

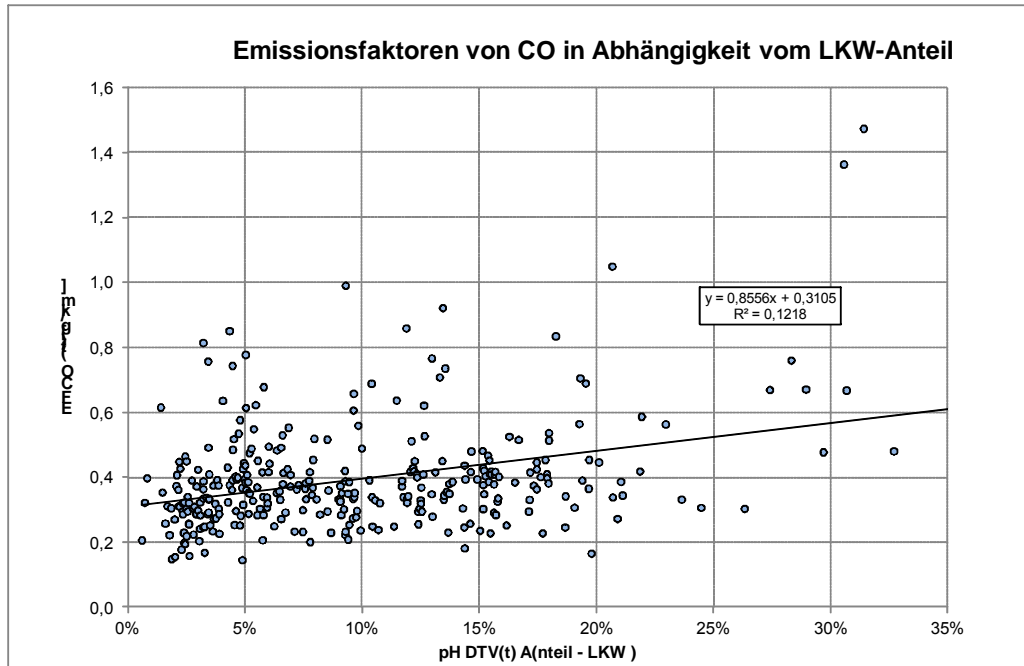


Abbildung 22: Emissionsfaktoren (EF) in [g/km] pro Fahrzeug für Kohlenstoffmonoxid (CO) in Abhängigkeit des Schwerverkehranteils. Die Punkte kennzeichnen die für die Korrelationsanalyse berücksichtigten Werte von 6:00 bis 22:00 Uhr mit einem Verkehrsaufkommen > 1.000 Fahrzeuge pro Stunde). (Datenbasis: MW1 vom 19.01. bis 3.02.2014)

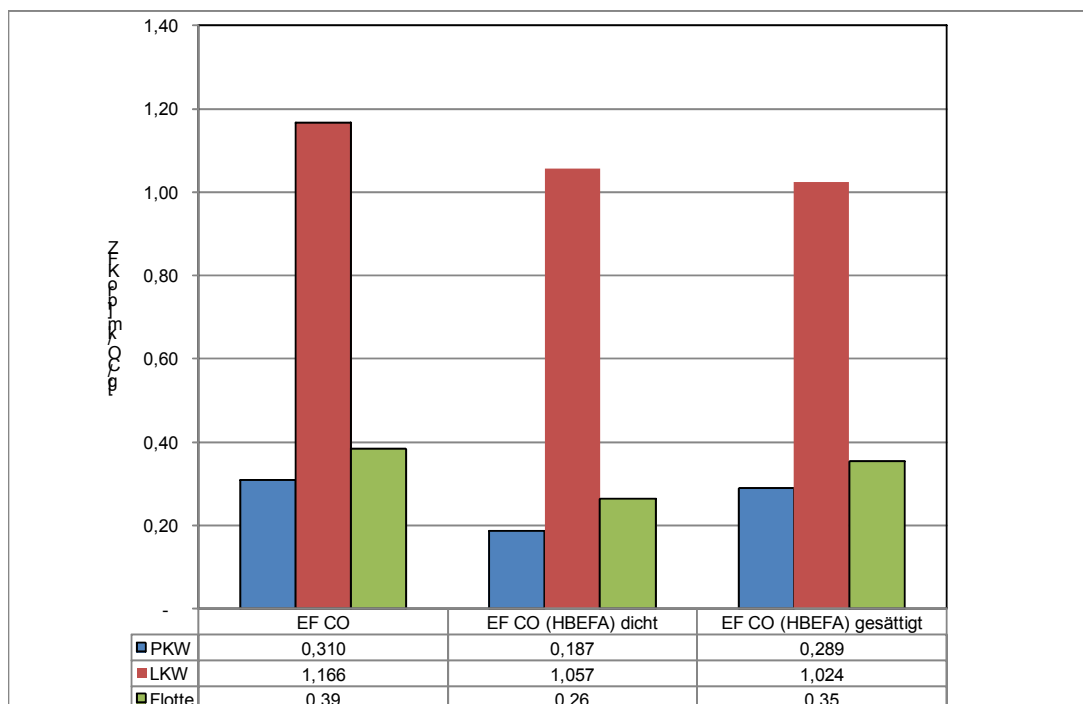


Abbildung 23: Aus den Messwerten ermittelte Emissionsfaktoren für CO (für die gesamte KFZ-Flotte sowie für PKW und LKW extrapolierte Emissionsfaktoren) und Vergleich mit Emissionsfaktoren aus dem Handbuch HBEFA für die Verkehrssituationen Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 dicht und Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 gesättigt.

4.5.3 Kohlenwasserstoffe (HC)

Für Methan (CH₄) und für NMHC wurde kein signifikanter Bezug zum KFZ-Verkehr festgestellt.

4.5.4 Feinstaub (PM₁₀)

Der aus den Tagesproben (06:00 bis 22:00 Uhr) abgeleitete Emissionsfaktor für PM₁₀ liegt im Mittel bei 43 mg/km pro Fahrzeug (Tabelle 15). Das Handbuch HBEFA liefert für Partikelemissionen für den Flottenmix einen Wert von etwa 18 mg/km pro Fahrzeug, wobei es sich dabei nur um Partikel aus dem Motor handelt (PM (M)). Für nicht-motorbezogene Partikelemissionen PM(A) Reifen-, Straßen- und Bremsabrieb ergibt sich für freie Strecken ein Emissionsfaktor von 39 mg/km (Schmidt et al., 2011). Der errechnete Emissionsfaktor von 57 mg/km pro Fahrzeug liegt etwa 1/3 höher als der im Tunnel Kaisermühlen gemessene. Dies ist wahrscheinlich auf einen geringeren Anteil des PM (A) im Tunnel gegenüber der freien Strecke zurückzuführen.

4.5.4.1 Metalle

Tabelle 14 enthält die Emissionsfaktoren getrennt nach Messtagen der 14-tägigen Messkampagne für die einzelnen untersuchten Schwermetallkomponenten. In die mittleren Emissionsfaktoren dargestellt, wobei Faktoren für die Komponenten Cr, Fe, Mn, Mo, Cu, Ni, Sb, Zn bei denen sich die Konzentrationen im Tunnel signifikant von der Konzentration der Vorbelastung unterschieden haben, bestimmt wurden. Für sie stellt der KFZ-Verkehr eine eindeutige Quelle dar. Für As, Cd, Co, und Blei sind keine relevanten Unterschiede zur Vorbelastung feststellbar gewesen.

Tabelle 14: Kfz-Flotten Emissionsfaktoren der 14-tägigen Messkampagne pro Fahrzeug für die im Tunnel Kaisermühlen bestimmten Schwermetallkomponenten (Tagesproben 6:00 bis 22:00 Uhr, n=14) unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle

Datum (6:00 - 22:00)	PM10	As	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Zn
1644 m	[mg/km]	[µg/km]											
19.01.2014	20,5	0,0	0,0	2,5	0,7	108	1419	10,1	3,1	-0,9	0,7	2,6	26
20.01.2014	37,8	0,2	0,0	5,1	0,9	235	2900	15,6	4,8	1,0	1,3	9,0	60
21.01.2014	31,5	0,0	0,0	4,1	0,6	209	2236	12,1	4,0	0,8	0,5	6,0	27
22.01.2014	67,7	0,1	0,0	6,6	0,9	239	3231	28,7	5,0	2,1	2,0	6,7	77
23.01.2014	94,9	0,3	0,0	10,3	1,2	329	3124	35,6	6,1	2,7	2,6	8,3	100
24.01.2014	30,1	0,1	0,1	5,0	0,2	206	2192	15,0	3,3	1,2	-0,4	5,9	28
25.01.2014	61,3	0,0	0,0	6,6	0,4	160	2043	19,0	3,0	1,0	1,6	3,3	51
26.01.2014	40,5	0,0	0,0	2,3	0,2	99	1298	11,2	2,2	1,1	-2,6	2,6	28
27.01.2014	35,5	0,2	0,0	3,0	0,0	137	1242	7,7	2,1	0,4	0,2	4,3	22
28.01.2014	43,6	0,3	0,0	4,1	0,2	174	2084	13,6	3,3	1,2	0,9	6,2	30
29.01.2014	41,9	0,1	0,0	3,8	0,1	125	1605	11,7	2,2	0,7	0,0	4,1	22
30.01.2014	46,8	0,2	0,0	3,5	0,2	149	1733	14,6	2,7	0,8	1,3	4,4	19
31.01.2014	46,0	0,1	0,0	2,7	0,3	125	1415	6,0	2,3	0,9	-0,4	3,5	20
01.02.2014	28,2	0,3	0,0	1,0	0,5	64	1274	11,5	1,7	1,0	0,7	2,3	20
02.02.2014	48,7	0,1	0,0	1,2	0,0	37	796	6,9	0,7	0,1	0,2	1,0	13
03.02.2014	28,5	0,1	0,0	2,8	0,1	73	1412	7,7	1,5	0,0	0,4	4,6	16
04.02.2014	34,4	0,5	0,0	2,7	0,2	109	1457	4,8	1,7	1,0	0,9	4,6	19
MITTELWERT	43,4	0,2	0,0	4,0	0,4	152	1851	13,6	2,9	0,9	0,6	4,7	34
STABWV	17,3	0,1	0,0	2,2	0,3	72,0	682	7,8	1,4	0,8	1,1	2,1	23
ANZAHL	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17,0	17
TIN	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
CI95% (abs)	36,5	0,3	0,1	4,7	0,7	152	1439	16,4	2,9	1,6	2,4	4,4	49
CI95% (%)	84%	200%	-53,05-14%	118%	182%	100%	78%	120%	98%	178%	405%	94%	144%

Tabelle 15: Mittlere KFZ-Flotten-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für die im Tunnel Kaisermühlen bestimmten Schwermetallkomponenten im Vergleich zu den Ergebnissen 2005 (Tageproben 6:00 bis 22:00 Uhr, n=14) unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle

Komponente	Tunnel Kaisermühlen (10% LKW) 2005		Tunnel Kaisermühlen (9% LKW) 2014	
	Mittelwert	CI 95%	Mittelwert	CI 95%
[µg/km]				
As	nB	nB	-	-
Cd	-	-	-	-
Co	0,1 ±	0,3	0,4 ±	0,7
Cr	7,0 ±	2,3	4 ±	4,7
Cu	88 ±	40	152 ±	152
Fe	1903 ±	419	1851 ±	1439
Mn	15 ±	6	14 ±	16
Mo	8,6 ±	3,4	2,9 ±	2,9
Ni	2,6 ±	0,9	0,9 ±	1,6
Pb	2,7 ±	2,9	-	-
Sb	10 ±	8	5 ±	4
Zn	58	26	34 ±	49

4.5.5 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Emissionsfaktoren sind für 4- bis 6-Ring Aromate angeführt, welche aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften überwiegend in der Partikelphase vorliegen und damit durch das eingesetzte Probenahmeverfahren ausreichend vollständig erfasst wurden. Für Benzo[a]pyren wurde ein Emissionsfaktor von $0,3 \pm 0,3 \mu\text{g}/\text{km}$ bestimmt. Der große Vertrauensbereich für den BaP Emissionsfaktor und den weiteren in Tabelle 16 dargestellten PAH-Emissionsfaktor, resultiert aus hohen und – abhängig von den meteorologischen Bedingungen – stark schwankenden Umgebungskonzentrationen.

Datum (6:00 - 22:00)	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b+k)fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Benzo(ghi)perylen	Dibenz(ah+ac)anthracen
1644 m	µg/km]								
26.01.2014	-1,1	-0,6	0,7	0,6	0,5	0,3	0,1	0,4	0,0
27.01.2014	0,7	1,1	0,6	0,8	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0
28.01.2014	0,6	1,0	0,6	0,9	0,2	0,2	0,1	0,3	0,0
29.01.2014	0,6	1,0	0,5	0,6	0,3	0,3	0,1	0,3	0,0
30.01.2014	0,9	1,4	0,5	0,7	0,3	0,2	0,1	0,2	0,0
31.01.2014	1,4	2,0	0,6	0,7	0,7	0,4	0,4	0,5	0,0
01.02.2014	1,5	2,0	0,9	1,0	1,1	0,6	0,6	0,7	0,1
MITTELWERT	0,7	1,1	0,7	0,8	0,5	0,3	0,2	0,4	0,0
STABWN	0,8	0,8	0,1	0,1	0,3	0,1	0,2	0,2	0,0
ANZAHL	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0
TINV	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
CI95% (abs)	1,9	1,9	0,3	0,3	0,7	0,3	0,4	0,4	0,1
CI95% (%)	288%	170%	43%	45%	148%	107%	193%	102%	255%
% von Vorbelastrung	163%	219%	209%	190%	133%	149%	126%	151%	118%

Tabelle 16: Mittlere KFZ-Flotten-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für die im Tunnel Kaisermühlen bestimmten PAHs (Tageproben 6:00 bis 22:00 Uhr, n=7) unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle

5 ANHANG

5.1 Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atomabsorbtionsspektroskopie
BaP	Benzo[a]pyren (ein Polycyclischer Aromatischer Kohlenstoff)
BGBI	Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich
BMVIT	Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (Österreich)
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Schweiz)
CH ₄	Methan
CI	Konfidenzintervall einer t-Studentverteilung
CO	Kohlenstoffmonoxid, Kohlendioxid
CO ₂	Kohlenstoffdioxid, Kohlendioxid
DTV	Durschnittlicher Tagesverkehr
EF	Emissionsfaktor, Emissionsfaktoren
EURO x	Europaweit genormte Abgasvorschriften für neuzugelassene Fahrzeuge
FID	Flammenionisationsdetektor
Fzg	Fahrzeug
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (Version 2.1 2004)
HC	(gasförmige) Kohlenwasserstoffe (VOC, THC)
HDV	„Heavy Duty Vehicle“ (Schwerfahrzeug)
HMW	Halbstunden Mittelwert
HRGC	„High Resolution Gas Chromatography“ (Hochauflösende Gaschromatographie)
IG-L	Immissionsschutzgesetz Luft (IG-Luft)
LKW	Lastkraftwagen
LNF	Leichte Nutzfahrzeuge
./m ³	Kubikmeter, beziehen sich in dieser Arbeit auf Standardbedingungen (20°C und 1013 hPa)
MS	Massenspektroskopie
MW1	Mittelwert über 1 Stunde
MW8	Mittelwert über 8 Stunden
NDIR	Nicht-dispersives Infrarot Licht
NMHC	Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (auch NMVOC)
NO _x	Stickstoffoxide, Stickoxide
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO	Stickstoffmonoxid
Oxi-Kat	Oxidations-Katalysator
PAH	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
PKW	Personenkraftwagen
PM	Partikel („particulate matter“)

PM ₁₀	Partikelfraktion mit aerodynamischem Durchmesser ≤ 10 µm
PM _{2,5}	Partikelfraktion mit aerodynamischem Durchmesser ≤ 2,5 µm
PM ₁	Partikelfraktion mit aerodynamischem Durchmesser ≤ 1µm
PM(A)	Partikelemissionen durch Abrieb und Resuspension (Wiederaufwirbelung)
PM(M).....	motorbezogene Partikelemissionen
POP	Persistente Organische Verbindungen
RH.....	Relative Luftfeuchte („relative humidity“)
S.D.....	„standard deviation“ (Standardabweichung)
SNF.....	Schwere Nutzfahrzeuge
StVO	Straßenverkehrsordnung (Österreich)
TC	Gesamtkohlenstoff (im speziellen Partikel)
TMW	Tagesmittelwert (24h)
UBA	Umweltbundesamt (Deutschland oder Österreich)
UV	Ultraviolettes Licht
UVE	Umweltverträglichkeiterklärung
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVP-G	Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz
VIS	sichtbares Licht
VOC.....	Flüchtige (volatile) organische Verbindungen

5.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Der Kreis kennzeichnet die Lage der Messstelle (Luftgütemesswagen) zur Bestimmung der Vorbelastung im Umfeld Kaisermühlen sowie den Zugang zur Messstelle im Tunnel (Fluchtstiege 5) 506 m vor der Ausfahrt für die Fahrtrichtung Ost (Tunnelportal Südost).....	9
Abbildung 2:	Zugang zum Fluchtstiegenhaus (Am Kaisermühlendamm, Höhe Mendelssohnsgasse, 1220 Wien) Skizze rechts oben: Der blaue Pfeil kennzeichnet das Fluchtstiegenhaus bei Richtungsfahrbahn A22-Ost (Richtung Praterbrücke) des Lärmschutztunnels Kaisermühlen auf Höhe km 8.400 der A22.	10
Abbildung 3:	Luftgütemesswagen - Vorbelastungsmessstelle Kaisermühlen. Oben: vor Beginn der Immissionsmessungen, Blick Richtung Süd-West (Neue Donau). Rechts: Blick Richtung Nord-Ost (Alte Donau). Probenluftzuleitungen gekennzeichnet.....	11
Abbildung 4:	Horiba Kohlenstoffmonoxid Analysator APMA-360 und Stickoxid Analysator APNA-360 im Tunnel Kaisermühlen.	13
Abbildung 5:	Horiba Kohlenstoffdioxid Analysator VA-3000 im Tunnel Kaisermühlen	13
Abbildung 6:	Kontinuierlich arbeitendes Staubmessgerät zur Erfassung von PM ₁ , PM _{2,5} , PM ₄ , PM ₁₀ und TSP im Tunnel Kaisermühlen.	14
Abbildung 7:	Messanordnung tunnelseitig, an der Rückwand zum Messraum. Im rechten Bild der DIGITEL PM ₁₀ Vorabscheider für die Bestimmung von PM ₁₀ und partikulärer Inhaltstoffe (Schwermetalle, PAH). Im linken Bild die gebündelten Ansaugleitungen für die Bestimmung der gasförmigen Komponenten und der Grobstaubabscheider für die kontinuierliche PM-Messung.	15
Abbildung 8:	DIGITEL High Volume Sammler DHA-80, Innenansicht des automatischen Filterhalterwechslers. Konische Ansaugleitung links unten, Stapel an unbeprobten Filtern rechts unten.....	16
Abbildung 9:	Tagesganglinie des Fahrzeugaufkommens im Tunnel Kaisermühlen Fahrtrichtung Ost für den Untersuchungszeitraum (19.01.2014 - 3.02.2014)	18
Abbildung 10:	Tagesgang von Volumenstrom und Verkehrsstärke im Tunnel Kaisermühlen im Untersuchungszeitraum (19.01.2014 - 3.02.2014)	20
Abbildung 11:	Tagesgänge für die Konzentrationen der Komponenten NO _x , NO und NO ₂ im Tunnel Kaisermühlen (Basis MW1)	22
Abbildung 12:	Tagesgänge für die Konzentrationen der Komponenten CO und CO ₂ im Tunnel Kaisermühlen (MW1)	23
Abbildung 13:	Tagesgang der kontinuierlichen Messwerte für Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM ₁₀ , PM ₄ , PM _{2,5} , PM ₁) im Tunnel Kaisermühlen über den Messzeitraum. (MW1).....	24
Abbildung 14:	Vergleich der Tageswerte der gravimetrischen PM ₁₀ - Messung im Tunnel - PM ₁₀ TGr mit den kalibrierten Tageswerten der kontinuierlichen PM ₁₀ -Messung im Tunnel PM ₁₀ KTx1,5 sowie den gravimetrischen PM ₁₀ -Messungen der Vorbelastung PM ₁₀ VGr über den Messzeitraum.	26
Abbildung 15:	Verlauf der Konzentrationswerte für die Gesamtkohlenwasserstoffe (THC) sowie für Methan (CH ₄) und Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMHC) über den erfassten Messzeitraum (19.01.2014 bis 3.02.2014).....	29

Abbildung 16:	Verlauf der Emissionsmassenströme für 1.644 m Tunnelstrecke für die Komponenten NO und NO ₂	34
Abbildung 17 :	Verlauf der vorbelastungskorrigierten PM ₁₀ -Emissionsmassenströme der kontinuierlichen und diskontinuierlichen PM ₁₀ -Messung für 1.644 m Tunnelstrecke.....	35
Abbildung 18:	Verlauf der vorbelastungskorrigierten Emissionsmassenströme für 1.644 m Tunnelstrecke für die Komponenten CO und CO ₂	36
Abbildung 19:	Emissionsfaktoren (EF) in [g/km] pro Fahrzeug für die Komponenten Stickstoffoxide (NO _x) und Stickstoffdioxid (NO ₂ , primär) in Abhängigkeit des Schwerverkehranteils. Die ausgefüllten Punkte kennzeichnen die für die Korrelationsanalyse berücksichtigten Werte von 6:00 bis 22:00 Uhr mit einem Verkehrsaufkommen > 1.000 Fahrzeuge pro Stunde. (aus MW1 vom 19.01.-3.02.2014).....	38
Abbildung 20:	Aus den Messwerten ermittelte Emissionsfaktoren für NO _x (für die gesamte KFZ-Flotte sowie für PKW und LKW extrapolierte Emissionsfaktoren) und aus dem Handbuch HBEFA modellierte Emissionsfaktoren(Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 dicht bzw. Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 dicht).....	39
Abbildung 21:	Aus den Messwerten ermittelte Emissionsfaktoren für NO ₂ (für die gesamte KFZ-Flotte sowie für PKW und LKW extrapolierte Emissionsfaktoren) und Vergleich mit Emissionsfaktoren aus dem Handbuch HBEFA für die Verkehrssituationen Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 dicht und Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 gesättigt.....	40
Abbildung 22:	Emissionsfaktoren (EF) in [g/km] pro Fahrzeug für Kohlenstoffmonoxid (CO) in Abhängigkeit des Schwerverkehranteils. Die Punkte kennzeichnen die für die Korrelationsanalyse berücksichtigten Werte von 6:00 bis 22:00 Uhr mit einem Verkehrsaufkommen > 1.000 Fahrzeuge pro Stunde). (Datenbasis: MW1 vom 19.01. bis 3.02.2014).....	41
Abbildung 23:	Aus den Messwerten ermittelte Emissionsfaktoren für CO (für die gesamte KFZ-Flotte sowie für PKW und LKW extrapolierte Emissionsfaktoren) und Vergleich mit Emissionsfaktoren aus dem Handbuch HBEFA für die Verkehrssituationen Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 dicht und Agglo/AB-City/PKW 80/LKW60 gesättigt.....	41

5.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Zusammenfassung der über die Messungen im Tunnel Kaisermühlen bestimmten Emissionsfaktoren (pro Fahrzeug) und Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Jahr 2005.....	4
Tabelle 2:	Überblick über die kontinuierlich erfassten Komponenten, die zugehörigen Messgeräte und Messmethoden, sowie deren Einsatzort.....	12
Tabelle 3:	Überblick über die diskontinuierlich erfassten Komponenten, die zugehörigen Probenahmemethoden, sowie deren Einsatzort.....	15
Tabelle 4:	Nachweisgrenzen für Tagesproben. Gesamtverfahren Analyse Metalle in PM ₁₀ (ca. 450 m ³ Durchsatz, 10 mL Aufschlussvolumen, 1/4 Filter).....	17
Tabelle 5:	Verkehrszahlen für die Tagesmessungen (06:00 bis 22:00 Uhr) während des Untersuchungszeitraumes im Tunnel Kaisermühlen Richtungsfahrbahn Ost.....	19

Tabelle 6:	Gegenüberstellung der mittleren Schadstoffkonzentrationen an der Messstelle im Tunnel (1.644 m nach der Einfahrt in den Tunnel Richtungsfahrbahn Ost) und der mittleren Vorbelastung im Hintergrund Kaisermühlen.	21
Tabelle 7:	Zeitraummittelwerte (6:00 bis 22:00 Uhr) der kontinuierlich gemessenen Konzentrationen für TSP und der Feinstaubfraktionen PM ₁₀ , PM ₄ , PM _{2,5} , PM ₁ im Tunnel Kaisermühlen über den Messzeitraum.....	24
Tabelle 8:	Ergebnisse der Tagesmesswerte (06:00 bis 22:00 Uhr) Feinstaub (PM ₁₀) Vorbelastungsmessstelle und Tunnel. Vergleich der Tageswerte der gravimetrischen PM ₁₀ -Messung im Tunnel - PM ₁₀ TGr mit den Tageswerten der kontinuierlichen PM ₁₀ -Messung im Tunnel PM ₁₀ KT und den kalibrierten Tageswerten PM ₁₀ KT x1,5 sowie den gravimetrischen PM ₁₀ -Messungen der Vorbelastung PM ₁₀ VGr und der Differenz Tunnelvorbelastung PM ₁₀ G Diff über den Messzeitraum.	25
Tabelle 9 :	Gegenüberstellung der mittleren Immissionskonzentrationen für Metalle im Tunnel und der Vorbelastung sowie das Verhältnis der Konzentrationswerte Tunnel zur Vorbelastung (Fett : signifikanter Unterschied).....	27
Tabelle 10 :	Reihung der Massenanteile für Metalle in ppm an der Gesamtfinstaubkonzentration im Tunnel Kaisermühlen und in der Vorbelastung (Fett : Kfz-Verkehr = signifikante Quelle).....	28
Tabelle 11:	PAH Konzentrationswerte für die einzelnen Messtage und Kampagnenmittelwert der Vorbelastung der Tunnelkonzentration und der Differenz aus Tunnelkonzentration und Vorbelastung.	30
Tabelle 12 :	Durchschnittliche Massenströme (Frachten) <u>bis zum Messpunkt für hohe Verkehrszahlen (>1000 Kfz/h)</u> und <u>für den ganzen Tunnel pro Tag hochgerechnete Massenströme</u>	33
Tabelle 14:	Kfz-Flotten Emissionsfaktoren der 14-tägigen Messkampagne pro Fahrzeug für die im Tunnel Kaisermühlen bestimmten Schwermetallkomponenten (Tagesproben 6:00 bis 22:00 Uhr, n=14) unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle	42
Tabelle 15:	Mittlere Kfz-Flotten-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für die im Tunnel Kaisermühlen bestimmten Schwermetallkomponenten im Vergleich zu den Ergebnissen 2005 (Tagesproben 6:00 bis 22:00 Uhr, n=14) unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle	43
Tabelle 16:	Mittlere Kfz-Flotten-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für die im Tunnel Kaisermühlen bestimmten PAHs (Tagesproben 6:00 bis 22:00 Uhr, n=7) unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle	43

6 LITERATURVERZEICHNIS

- Atkinson, R. (2000) Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x. *Atmospheric Environment*. 34, 2063-2101.
- Carslaw, D. C., D. Beevers, S.D. (2005b) Development of an urban inventory for road transport emissions of NO₂ and comparison with estimates derived from ambient measurements. *Atmospheric Environment*. 39, 2049-2059.
- Carslaw, D. C., D. Beevers, S.D. (2005b) Development of an urban inventory for road transport emissions of NO₂ and comparison with estimates derived from ambient measurements. *Atmospheric Environment*. 39, 4793-4802.
- Carslaw, D. C. (2005c) Evidence of an increasing NO₂/NO_x emissions ratio from road traffic emissions. *Atmospheric Environment*. 39, 2049-2059.
- Colberg, C. A., Tona, B., Catone, G., Sangiorgio, C., Stahel, W. A., Sturm, P., Staehelin, J. (2005a) Statistical analysis of the vehicle pollutant emissions derived from several European road tunnel studies. *Atmospheric Environment*. 39, 2499-2511.
- Colberg, C. A., Tona, B., Stahel, W. A., Meier M., Staehelin, J. (2005b) Comparison of a road traffic emission model (HBEFA) with emissions derived from measurements in the Gubrist road tunnel, Switzerland. *Atmospheric Environment*. 39, 4703-4714.
- Düring, I., Bössinger, R., Lohmeyer, A. (2005) PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen. *BAST (Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen) Verkehrstechnik Heft V 125*
- Düring, I., Bachlin, W., Lohmeyer, A. (2003) Quantifizierung der PM-10 Emissionen durch Staubaufwirbelung und Abrieb von Straßen auf Basis vorhandener Messdaten. *Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg*. Februar 2003.
- Funasaka, K., Miyazaki, T., Kawaraya, T., Tsuruho, K., Mizuno, T. (1998) Characteristics of particulates and gaseous pollutants in a highway tunnel. *Environmental Pollution*. 102, 171-176.
- HBEFA, (2014). Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA). Version 3.2. *Umweltbundesamt Berlin, Umweltbundesamt Wien, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Bern*. Diverse Publikationen Band 107
- Huang, L., Brook, J.R., Zhang, W., Li, S.M., Graham, L., Ernst, D., Chivulescu, A., Lu, G. (2006) Stable isotope measurements of carbon fractions (OC/EC) in airborne particulate: A new dimension for source characterization and apportionment. *Atmospheric Environment*. 40, 2690-2705.
- Hwa, M.-Y., Hsieh, C.-C., Wu, T.-C. , Chang, L.-F. W. (2002) Real-world vehicle emissions and VOCs profile in the Taipei tunnel located at Taiwan Taipei area. *Atmospheric Environment*. 36, 1993-2002.
- Hübner, C. (2003) Österreichische Emissionsinventur für POPs 1985-1999. *Im Auftrag des Umweltbundesamtes Wien*. CORINAIR85-99_POP
- Hueglin, C., Buchmann, B., Weber, R. O. (2006) Long-term observation of real-world road traffic emission factors on a motorway in Switzerland. *Atmospheric Environment*. 40, 3696-3709.
- Hwa, M.-Y., Hsieh, C.-C., Wu, T.-C. , Chang, L.-F. W. (2002) Real-world vehicle emissions and VOCs profile in the Taipei tunnel located at Taiwan Taipei area. *Atmospheric Environment*. 36, 1993-2002.
- Imhof, D., Weingartner, E., Ordóñez, C., Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Baltensperger, U. (2005) *Environmental Science & Technology*. 39, 8341-8350.

- Indrehus, O., Vassbotn, P. (2001) CO and NO₂ pollution in a long two-way traffic road tunnel: investigation of NO₂/NO_x ratio and modelling of NO₂ concentration. *Journal of Environmental Monitoring*. 3, 220-225.
- INFRAS (1999) Handbuch Emissionfaktoren des Straßenverkehrs Version 1.2/ Januar 1999. Dokumentation zur Version Deutschland. *Umweltbundesamt Berlin*.
- Kirchstetter, T. W., Harley, R. A., Kreisberg, N. M., Stolzenburg, M. R., Hering, S. V. (1999) On-road measurement of fine particle and nitrogen oxide emissions from light- and heavy-duty motor vehicles. *Atmospheric Environment*. 33, 2955-2968. ERRATUM (2002) *Atmospheric Environment*. 36, 6059
- Kristensson, A., Johansson C., Westerholm R., Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist U., Vesely V. (2004) Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*. 38, 657-673.
- Kurtenbach, R., Becker, K. H., Gomes, J. A. G., Kleffmann, J., Lörzer, J. C., Spittler, M., Wiesen, P., Ackermann, R., Geyer, A., Platt, U. (2001) Investigations of emissions and heterogeneous formation of HONO in a road traffic tunnel. *Atmospheric Environment*. 35, 3385-3394.
- Latham, S., Kollamthodi, S., Boulter, P. G., Nelson P. M., Hickman, A. J. (2001) Assessment of primary NO₂ emissions, hydrocarbon speciation and particulate sizing on a range of road vehicles. *TLR Limited Project Report*. PR/SE/353/2001 - Project Record 3/267.
- Lohmeyer, A., Düring I., Nitzsche, E., Moldenhauer, A., Stockhause, M. (2004) Berechnung der KFZ-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen – Zusammenfassung. *Ingenieurbüro Dr.Ing. Achim Lohmeyer Karlsruhe und Dresden*. Endbericht Projekt 2546.
- Lough, G. C., Schauer, J. J., Park, J.-S., Shafer, M. M., Deminter J. T., Weinstein, J. P. (2005) Emissions of Metals Associated with Motor Vehicle Roadways. *Environmental Science & Technology*. 39, 826-836.
- Marr, L. C., Kirchstetter, T. W., Harley, R. A., Miguel, A. H., Hering, S. V., Hammond, S. K. (1999) Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Motor Vehicle Fuels and Exhaust Emissions. *Environmental Science & Technology*. 33, 3094-3099.
- Miguel, A. H., Kirchstetter, T. W., Harley, R. A., Hering, S. V. (1998) On-Road Emissions of Particulate Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Black Carbon from Gasoline and Diesel Vehicles. *Environmental Science & Technology*. 32, 450-455.
- N.N. (2006) Emission Standards - Europe. <http://www.dieselnet.com/> in Kooperation mit *Diesel Progress Magazine* Ecopoint Inc.
- Pierson, W. R., Gertler, A. W., Robinson, N. F., Sagebiel, J. C., Zielinska, B., Bishop, G. A., Stedman, D. H., Zweidinger, R. B., Ray, W. D. (1996) Real-world automotive emissions—Summary of studies in the Fort McHenry and Tuscarora mountain tunnels. *Atmospheric Environment*. 30, 2233-2256.
- Pischinger, R., Hausberger S., Rexeis, M. (2003) Aktualisierung der Datengrundlagen zum Handbuch Emissionfaktoren des Straßenverkehrs Österreich. Im Auftrag des BMLFUW und des BMVIT. Bericht Nr.: Pi-29/03 Haus 2001-21/679.
- Puxbaum, H., Rendl J. (1983) Automated analysis system for determining carbon and sulfur in airborne dusts. *Mikrochimica Acta* . (3-4), 263-72
- Puxbaum, H., Ellinger, R., Greßlehner K.-H., Mursch-Radgruber, E., Öttl, D., Staudinger, M., Sturm, P. (2003) Messung und Modellierung der Schadstoffverteilung im Nahbereich von Tunnelportalen. *Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie*. *Straßenforschung* Heft 532.

- Ruellan, S., Cachier, H. (2001) Characterisation of fresh particulate vehicular exhausts near a Paris high flow road. *Atmospheric Environment*. 35, 453-468.
- Schauer, J.J., Kleemann, M.J., Cass G.R., Simoneit, B.R.T. (1999) Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 2. C₁ through C₃₀ Organic Compounds from Medium Duty Diesel Trucks. *Environmental Science & Technology*. 33, 1578-1587.
- Schmid, H., Pucher, E., Ellinger, R., Biebl, P., Puxbaum, H. (2001) Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria – results of the Tauerntunnel experiment 1997. *Atmospheric Environment*. 35, 3585-3593.
- Schmidt W., Dürig I., Lohmeyer A. (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs, Projekt 70675-09-10, Büro Lohmeyer
- Seinfeld, J.H., Pandis S.N. (1998) Atmospheric Chemistry and Physics. *John Wiley & Sons, Inc.*
- Staehelin, J., Keller, C., Stahel, W. A., Schläpfer, K., Steinemann, U., Bürgin, T., Schneider S. (1997) Modelling emission factors of road traffic from a tunnel study. *Environmetrics*. 8, 219-239.
- Staehelin, J., Keller, C., Stahel, W., Schläpfer, K., Wunderli, S. (1998) Emission factors from road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland). Part III: Results of organic compounds, SO₂ and speciation of organic exhaust emission. *Atmospheric Environment*. 32, 999-1009.

G e s e t z e , R i c h t l i n i e n , N o r m e n

BGBl. Nr. 159/160, Straßenverkehrsordnung 1960 (StVO 1960) in der geltenden Fassung

BGBl. Nr 518/1997, 19. Straßenverkehrsordnungs-Novelle

BGBl. II Nr. 180/2005, Fahrverbotskalender 2005

BGBl. I Nr. 697/1993, Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000

BGBl. II Nr. 483/2008, Belastete Gebiete Luft zum UVP-G 2000

BGBl. II Nr. 14/2005,

BGBl. I Nr. 34/2006, Umweltrechtsanpassungsgesetz 2005

ON EN 12341: Luftbeschaffenheit – Ermittlung der PM₁₀-Fraktion von Schwebestaub – Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren und Referenzmessmethode.

ON EN 14211: Luftqualität – Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Stickstoffdioxid und Stickstoffmonoxid mit Chemilumineszenz

ON EN 14212: Luftqualität – Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Schwefeldioxid mit Ultraviolett-Fluoreszenz

VDI 2268 Blatt 1: Stoffbestimmung an Partikeln; Bestimmung von Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V, Zn in emittierten Stäuben mittels atomspektrometischer Methoden

- VDI 2268 Blatt 4: Stoffbestimmung an Partikeln; Bestimmung der Elemente Arsen, Antimon und Selen in emittierten Stäuben mittels Graphitrohr – Atomabsorptionsspektrometrie
- VDI 2463 Blatt 8: Messen von Partikeln; Messen der Massenkonzentration (Immission) Basisverfahren für den Vergleich von nichtfraktionierenden Verfahren.
- VDI 3482 Blatt 6: Messen gasförmiger Immissionen, Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen – Probennahme durch Anreicherung – Thermische Desorption.
- VDI 3875 Blatt 1: Messen von Immissionen, Messen von Innenraumluftverunreinigungen, Messen von Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH), Gaschromatographische Analyse, August 1991.



LAINZER TUNNEL - SCHIENENFAHRZEUGE

**MESSUNG:
NOVEMBER 2014**

DURCHGEFÜHRT:



Laboratorium für Umweltanalytik GesmbH

Dipl.-Ing. Reinhard Ellinger
Dr. Christian Hübner
Dr Michael F. Kalina



DI Dr. Peter Sturm
Ing. Thomas Nöst

INHALTSVERZEICHNIS

1	Kurzfassung.....	3
2	Grundlagen und Aufgabenstellung	4
2.1	Tunnelauswahl	4
3	Experimentelles.....	5
3.1	Messstandorte und Messprogramm	5
3.1.1	Tunnelmessstelle.....	5
3.1.2	Vorbelastungsmessstelle.....	7
3.2	Messmethoden.....	8
3.2.1	Kontinuierlich erfasste Parameter	8
3.2.1.1	Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM ₁₀ , PM _{2,5} , PM ₁)	8
3.2.1.2	Tunnelluft-Geschwindigkeit, -Richtung und Temperatur.....	8
3.2.2	Diskontinuierlich erfasste Parameter	9
3.2.2.1	Feinstaub - PM ₁₀ Fraktion (Tunnel und Vorbelastung).....	10
3.2.2.2	Feinstaub - TSP Fraktion (Tunnel).....	10
3.2.2.3	Metalle in TSP und PM ₁₀ (Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn)	11
4	Ergebnisse.....	12
4.1	Zugsaufkommen	12
4.2	Tunnelabluft - Volumenstrom.....	12
4.3	Schadstoffbelastung im Tunnel.....	14
4.3.1	Kontinuierliche Staubmessung (TSP, PM ₁₀ , PM _{2,5} , PM ₁).....	14
4.3.2	Diskontinuierliche Feinstaubmessungen an der Vorbelastungsmessstelle und im Tunnel (TSP, PM ₁₀)	16
4.3.3	Metalle in TSP und PM ₁₀ (Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn)	17
4.4	Methodik zur Berechnung der Emissionsfaktoren.....	21
4.4.1	Vorbelastungskorrektur	21
4.4.2	Massenströme - Schadstofffrachten im Tunnel.....	21
4.4.3	Berechnung der Emissionsfaktoren	22
4.5	Emissionsfaktoren Lainzer Tunnel.....	22
4.5.1	Feinstaub (PM ₁₀).....	22
4.5.1.1	Metalle.....	22
5	Anhang	25
5.1	Abkürzungsverzeichnis	25
5.2	Abbildungsverzeichnis	26
5.3	Tabellenverzeichnis	27
6	Literaturverzeichnis	28

1 KURZFASSUNG

Im November 2014 wurde im Lainzer Tunnel eine 1-wöchige Messkampagne zur Bestimmung aktueller Emissionsfaktoren von ausgewählten limitierten und nicht-limitierten Schadstoffen von Eisenbahnzügen durchgeführt. Es wurden kontinuierliche Messungen für die Parameter TSP, PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ durchgeführt. Halbtagesproben wurden für die Parameter TSP, PM₁₀ und Metalle im TSP und PM₁₀ gezogen. Außerdem wurden der Volumenstrom und die Vorbelastung für ausgewählte Komponenten erfasst. Die Tunnelmessungen wurden im Bereich des Sicherheitsausstieges Schönbachstraße, die Vorbelastungsmessungen im Bereich Baubüro Altmannsdorferstraße durchgeführt.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die im Lainzer Tunnel bestimmten Güterzugemissionsfaktoren (EF). Bedingt durch die komplexen inhomogenen Strömungsverhältnisse im Gegenverkehrstunnel erfolgte die Berechnung der EF anhand der diskontinuierlich bestimmten Staub- und Schwermetallkonzentrationen auf 12h-Basis und unter Heranziehen der vektoriell ermittelten Tunnellängsströmung. Durch diesen Umstand ist mit höheren Unsicherheiten bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren zu rechnen. Bei Verwendung der Emissionsfaktoren ist zu berücksichtigen, dass diese ausschließlich für Elektrotraktion gelten und keine Dieselmotoremissionen beinhalten. Für Stations- und Kurvenbereiche sind aufgrund von Brems- und Beschleunigungsvorgängen Zuschläge zu berücksichtigen.

Aufgrund der im Rahmen dieses Forschungsvorhabens gewonnenen methodischen Erkenntnisse wären zur Absicherung der Emissionsfaktoren für Güterzüge und zur Ermittlung von Emissionsfaktoren von Personenzügen, welche aufgrund der geringeren Zuglasten auch geringere Emissionsfaktoren erwarten lassen, Messungen in einem zweiröhren Tunnel mit Richtungsverkehr erforderlich.

Tabelle 1: Mittlere Güterzug -Emissionsfaktoren pro km für die im Lainzer Tunnel bestimmten Staubfraktionen sowie Gehalte an Schwermetallkomponenten in den beiden Staubfraktionen unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle (PM₁₀ n=13, TSP n=9)

Parameter/Einheit	TSP und Metalle		PM10 und Metalle	
	Mittelwert	CI 95% (%)	Mittelwert	CI 95% (%)
PM ₁₀ /TSP [g/km]	5,1 ±	84%	2,4 ±	101%
Fe [% w/w]	34 ±	30%	38 ±	23%
Fe ₃ O ₄ [% w/w]	47 ±	30%	52 ±	23%
Cu [µg/g]	3175 ±	111%	1505 ±	136%
Zn [µg/g]	1660 ±	36%	2043 ±	41%
Mn [µg/g]	1976 ±	11%	2107 ±	18%
Cr [µg/g]	610 ±	33%	558 ±	32%
Mo [µg/g]	98 ±	51%	143 ±	34%
Ni [µg/g]	248 ±	33%	234 ±	61%
Pb [µg/g]	59 ±	45%	84 ±	64%
V [µg/g]	75 ±	20%	86 ±	31%

2 GRUNDLAGEN UND AUFGABENSTELLUNG

Im Gegensatz zu Emissionsfaktoren von KFZ, welche für limitierte Schadstoffe sehr gut dokumentiert sind (Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA 3.2, 2014), und nicht limitierte Schadstoffe, welche unter anderem auch im Rahmen dieses Forschungsvorhabens in den Tunneln Kaisermühlen und Plabutsch erhoben wurden, ist die Datenlage bei Schienenfahrzeugen eher bescheiden, zumal bis dato ausschließlich Messungen aus U-Bahnstudien und Messungen in der Nähe von Bahnhöfen (Abbashi et al. 2013) vorliegen.

Ein möglicher Zugang zur Ermittlung von Emissionsfaktoren besteht in der Durchführung von Tunnelmessungen. Diese eignen sich dann besonders gut, wenn die notwendigen Voraussetzungen wie definierbare strömungstechnische Bedingungen (und damit der Volumenstrom) ausreichend hohe Verkehrsstärken und nicht zu kurze Tunnellängen erfüllt sind.

In der vorliegenden Studie liegt der Schwerpunkt in der Bestimmung von Emissionsfaktoren für limitierte und nicht-limitierte Schadstoffe, die im Rahmen von Genehmigungsverfahren von Bahnstrecken von Bedeutung sind, wobei der Schwerpunkt auf folgende Fragestellungen gelegt wurde:

- Ermittlung von Emissionsfaktoren zu Partikelemissionen mit Schwerpunkt auf die abrieb- und aufwirbelungsbedingten Partikelfraktionen des Schienenfahrzeugkollektives
- Bestimmung der Korngrößenverteilung der emittierten Partikel
- Ermittlung von Emissionsfaktoren für Metalle im TSP bzw. PM₁₀

2.1 Tunnelauswahl

Die Untersuchungen wurden im Lainzer Tunnel in 1130 Wien durchgeführt, wobei als Messort eine Messstelle im Bereich des Sicherheitsausstieges Schönbachstraße gewählt wurde.

Bei der Tunnelauswahl mussten Kompromisse eingegangen werden. Aus messtechnischer Sicht hätte ein zweiröhriger Tunnel mit zwei getrennten Richtungsfahrbahnen optimale Voraussetzungen für die Realisierung des Untersuchungsprogrammes geboten. Soweit diese in Österreich vorhanden sind, waren die baulichen Gegebenheiten so, dass der erforderliche Zugang nicht gestattet wurde.

Aus diesem Grunde fiel die Auswahl auf den Lainzer Tunnel. Dieser einröhrige Tunnel weist modernste Sicherheitsstandards auf, ermöglicht die fußwegige Zugängigkeit und den Transport des erforderlichen Messequipments mittels Aufzug zum Messplatz im Tunnel ca. 40 m unter Niveau. Zum Zeitpunkt der Messungen wies der Tunnel ausschließlich Güterzugverkehr auf.

3 EXPERIMENTELLES

3.1 Messstandorte und Messprogramm

Der Lainzer Tunnel schafft eine neue Verbindungsstrecke für Güter- und Personenzüge zwischen West-, Süd- und Donauländebahn (Abbildung 1). Die Untersuchungen erfolgten im zweigleisigen Verbindungstunnel, mit welchem die Verknüpfung Westbahn mit der Einbindung Südbahn und Anbindung Donauländebahn erfolgt.

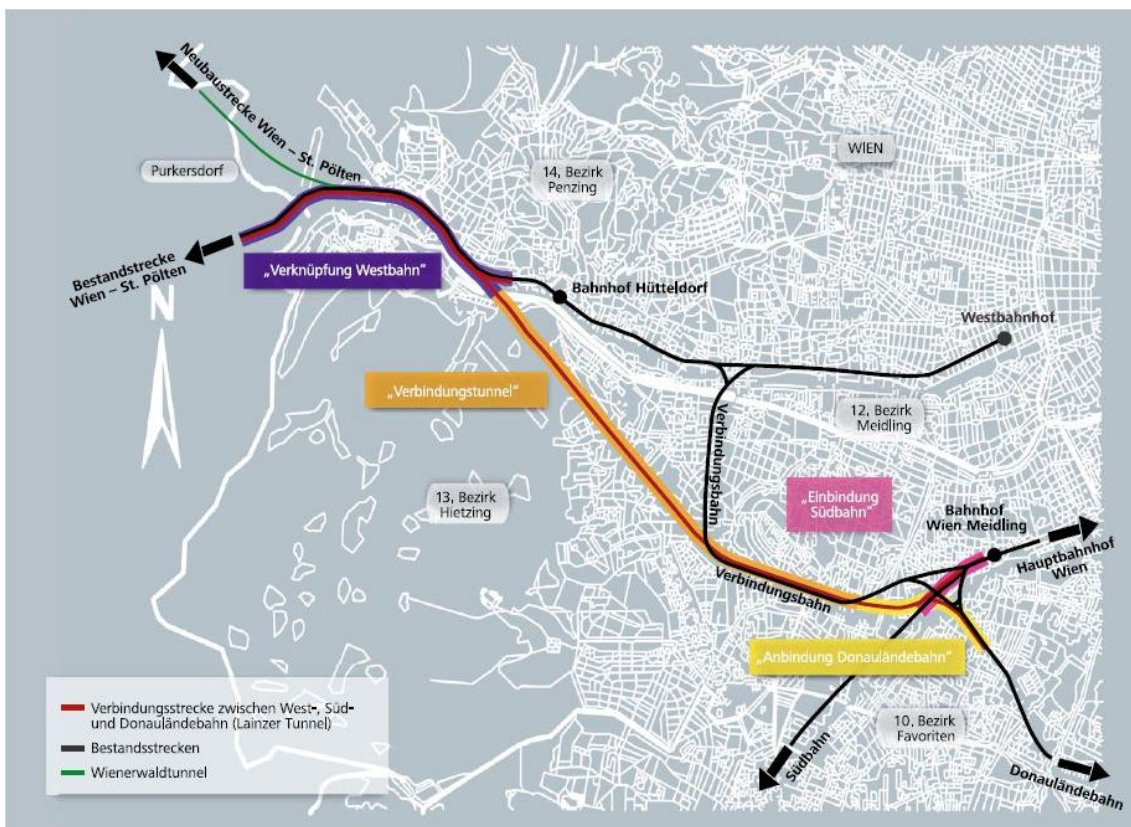


Abbildung 1: Übersichtsplan des Lainzer Tunnels (Quelle ÖBB Infrastruktur Bau).

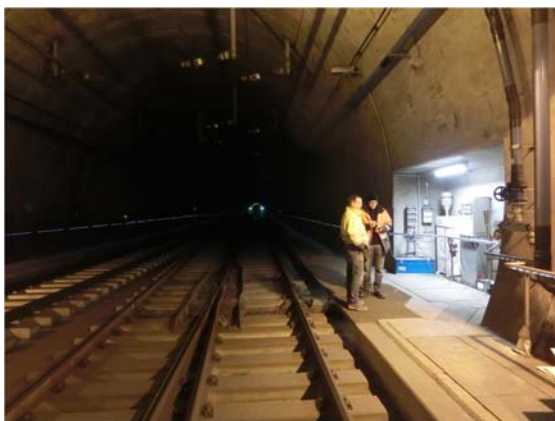
3.1.1 Tunnelmessstelle

Abbildung 2 zeigt den Detailplan des Verbindungstunnels mit der Lage der Tunnelmessstelle (Sicherheitsausstieg Schönbachstraße) und den emissionswirksamen Tunnelstrecken. Kontinuierlich wurden im Tunnel die Parameter Schwebstaub (PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} , TSP) und die Luftgeschwindigkeit, die Strömungsrichtung sowie die Lufttemperatur gemessen. Die Kenngrößen der Zugbewegungen wurden von der ÖBB zur Verfügung gestellt.

Diskontinuierlich wurden täglich zwei Gesamtstaub- und zwei PM₁₀-Staubproben (00:00 bis 12:00 Uhr und 12:00 bis 24:00 Uhr) zur Bestimmung von Gesamtstaub, Feinstaub (PM₁₀) und Metallen in beiden Staubfraktionen gesammelt und analysiert.



Abbildung 2: Detailplan des Tunnelsystems Lainzer Tunnel mit der Verortung der Tunnelmesstelle (Bereich Sicherheitsausstieg Schönbachstraße) und den emissionswirksamen Tunnelstrecken.



Tunnelquerschnitt im Bereich der Tunnelkaverne des Sicherheitsausstiegs Schönbachstraße mit Messgeräten

Messgeräteanordnung im Detail in der Tunnelkaverne Bereich Sicherheitsausstieg Schönbachstraße

Abbildung 3: Tunnelquerschnitt an der Messtelle im Bereich des Sicherheitsausstiegs Schönbachstraße und Messplatz mit Messgeräteanordnung

3.1.2 Vorbelastungsmessstelle

Zur Ermittlung der Vorbelastung für die PM_{10} Fraktion und den Schwermetallgehalt im PM_{10} wurde am Standort Baubüro Altmannsdorferstraße diskontinuierlich täglich eine PM_{10} -Staubprobe (00:00 bis 24:00 Uhr) gesammelt.



Abbildung 4: PM_{10} Vorbelastungsmessstelle (gelber Pfeil) im Bereich Baubüro Altmannsdorferstraße

3.2 Messmethoden

3.2.1 Kontinuierlich erfasste Parameter

3.2.1.1 Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁)

Zur kontinuierlichen und gleichzeitigen Erfassung von TSP sowie der Feinstaubfraktionen PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ wurde ein Feinstaubmonitor vom Typ FIDAS 200 der PALAS GmbH eingesetzt (Abbildung 5). Das Messgerät arbeitet als optisches Aerosolspektrometer, das über die



Streulichtanalyse am Einzelpartikel nach Lorenz Mie die Partikelgröße bestimmt. Die Partikel bewegen sich einzeln durch ein optisch abgegrenztes Messvolumen, das mit Weißlicht homogen ausgeleuchtet ist. Von jedem einzelnen Partikel entsteht ein Streulichtimpuls, der unter einem Winkel von 85° bis 95° erfasst wird. Die Partikelanzahl wird anhand der Anzahl der Streulichtimpulse gemessen. Die Höhe des Streulichtimpulses ist dabei ein Maß für den Partikeldurchmesser.

Abbildung 5: Kontinuierlich arbeitendes Staubmessgerät zur Erfassung von PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀ und TSP im Lainzer Tunnel.

3.2.1.2 Tunnelluft-Geschwindigkeit, -Richtung und Temperatur

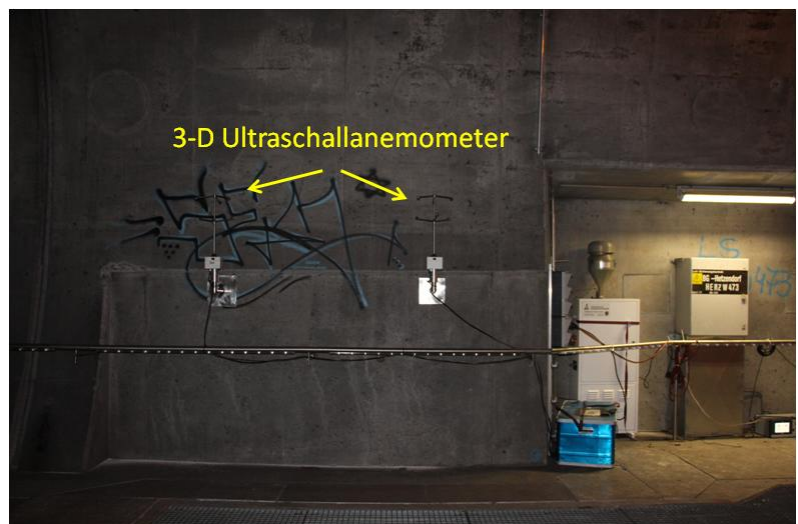
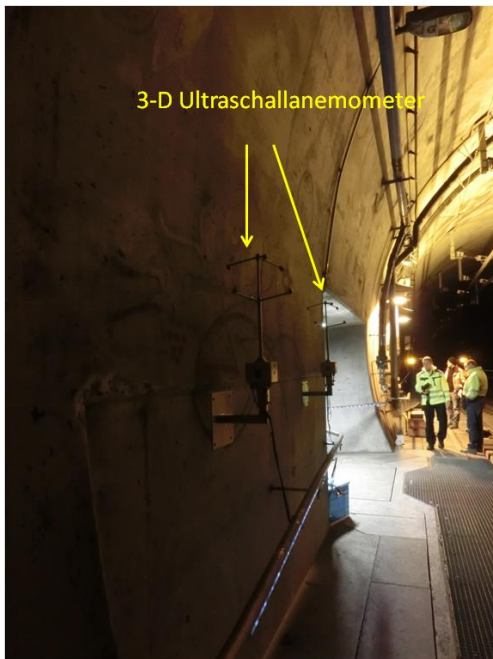


Abbildung 6: Positionierung der beiden redundanten 3 dimensional Ultraschallanemometer zur Messung der Luftgeschwindigkeit, Temperatur und Strömungsrichtung im Bereich des Sicherheitsausstieges Schönbachstraße



Zur Messung von Tunnelströmungsgeschwindigkeit, Strömungsrichtung und Temperatur wurde ein 3D Ultraschall Anemometer der Firma METEK Typ USA-1 eingesetzt. Der Einsatzbereich für die Strömungsgeschwindigkeit liegt dreidimensional bei 0 -60 m/s, für die Temperatur bei -40°C bis +60°C. Die Messrate beträgt 0,1 bis 25 Hz.

Abbildung 7: 3D Ultraschallanemometer Metek USA 1.

3.2.2 Diskontinuierlich erfasste Parameter

Die diskontinuierlichen Feinstaubmessungen im Tunnel und an der Vorbelastungsmessstelle erfolgten einerseits zur Werbung von Proben für weiterführende Analysen auf Schwermetalle und andererseits zum Vergleich und Kalibration (PM₁₀) mit der kontinuierlichen fraktionierenden Staubmessung im Tunnel. Im Tunnel wurden TSP, PM₁₀ und Metalle im TSP und PM₁₀ als Halbtagesproben (00:00 bis 12:00 Uhr und 12:00 bis 24:00 Uhr), an der Vorbelastungsmessstelle als Tagesprobe (00:00 bis 24:00 Uhr) erfasst.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die verschiedenen angewandten Probennahme- und Analyseverfahren.

Tabelle 2: Überblick über die diskontinuierlich erfassten Komponenten, die zugehörigen Probenahmemedien, sowie deren Einsatzort.

Komponenten	Probennahme	Analyse	Einsatzort
Staub (PM ₁₀)	Digitel DA 80-HiVol auf „Quarzfaser „ Pallflex QAT-UP“ Ø 150 mm	Gravimetrisch nach EN ON 12341	Tunnel/ Hintergrund
Staub (TSP)	Digitel DA 80-HiVol auf „Quarzfaser „ Pallflex QAT-UP“ Ø 150 mm	Gravimetrisch nach EN ON 12341	Tunnel
Metalle	Quarzfaser „Pallflex QAT-UP“ Ø 150 mm	Graphitrohr-AAS	Tunnel/ Hintergrund

3.2.2.1 Feinstaub - PM₁₀ Fraktion (Tunnel und Vorbelastung)



Die Staubprobenahme zur PM₁₀-(Halb)Tagesauswertung erfolgte gemäß ON EN 12341 mit einem Aerosol Sammler DHA-80, einem High Volume Sammler (HVS) mit zertifiziertem PM₁₀ Vorabscheider DPM10/30/00 der Firma DIGITEL. Der Durchsatz betrug 720 m³/d. Als Filtermaterial wurden Quarzfilter "Palflex QAT-UP" Ø 150 mm eingesetzt. Die Proben wurden vor der Wägung mindestens 48h bei konstanten Temperatur- und Feuchtebedingungen (T=20±1°C, RH=50±3%) konditioniert. Die gravimetrische Auswertung erfolgte mit einer Satorius MC210 Halb-Mikro- und Analysenwaage. (Auflösung: 10 µg, geräteinterne Kalibration)

Abbildung 8: DIGITEL High Volume Sammler DHA-80, Innenansicht des automatischen Filterhalterwechslers. Konische Ansaugleitung links unten, Stapel an unbenutzten Filtern rechts unten.

3.2.2.2 Feinstaub - TSP Fraktion (Tunnel)



Die Staubprobenahme zur TSP-Tagesauswertung erfolgte gemäß ON EN 12341 mit einem Aerosol Sammler DHA-80, einem High Volume Sammler (HVS) der Firma DIGITEL ohne Vorabscheider. Der Durchsatz betrug 720 m³/d. Als Filtermaterial wurden Quarzfilter "Palflex QAT-UP" Ø 150 mm eingesetzt. Die Proben wurden vor der Wägung mindestens 48h bei konstanten Temperatur- und Feuchtebedingungen (T=20±1°C, RH=50±3%) konditioniert. Die gravimetrische Auswertung erfolgte mit einer Satorius MC210 Halb-Mikro-

und Analysenwaage. (Auflösung: 10 µg, geräteinterne Kalibration)

Abbildung 9: DIGITEL High Volume Sammler DHA-80, Innenansicht des automatischen Filterhalterwechslers. Konische Ansaugleitung links unten, Stapel an unbenutzten Filtern rechts unten.

3.2.2.3 Metalle in TSP und PM₁₀ (Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, V, Zn)

Die Staubprobenahme erfolgte gemäß ON EN 12341, die Analyse in Anlehnung an VDI 2268-1 und VDI 2268-4. Als Filtermaterial wurden Quarzfilter "Pallflex QAT-UP" Ø 150 mm eingesetzt. Zur Schwermetallbestimmung wurde $\frac{1}{8}$ der jeweiligen Filterprobe verwendet. Die restlichen Filteranteile wurden als Rückstellproben aufbewahrt. Die Filter wurden mit 2,5 mL HNO₃ und 0,5 mL H₂O₂ in Erlenmeyerschiffkolben mit Rückflusskühler aufgeschlossen und mit H₂O bidest. zur weiteren Analyse auf 10 mL aufgefüllt. Die Analyse erfolgte mittels Zeeman Graphitrohr AAS der Firma Perkin Elmer (Perkin Elmer 5100). Die Nachweisgrenzen der einzelnen Metalle für das Gesamtverfahren sind in Tabelle 3 enthalten.

Tabelle 3: Nachweisgrenzen für Tagesproben. Gesamtverfahren Analyse Metalle in PM₁₀ (ca. 450 m³ Durchsatz, 10 mL Aufschlussvolumen, 1/4 Filter)

Be	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	V	Zn
ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
0,1	0,6	2,5	6,5	50	3	0,7	3,5	4	5	1,0	10

4 ERGEBNISSE

4.1 Zugsaufkommen

Die Zugsfrequenzen im Lainzer Tunnel wurden den Zugsaufzeichnungen der ÖBB entnommen und entsprechend den Probenahmeintervallen der diskontinuierlichen Staub- und Schwermetallbestimmung ausgewertet (Tabelle 4). Die Fahrgeschwindigkeiten für Güterzüge liegen im Tunnel bei etwa 80 km/h bis max. 110 km/h.

Datum Uhrzeit	Anzahl an Zugsbewegungen			Gesamtlast [t]		
	Ri St. Pölten	Ri. Meidling	Summe	Ri St. Pölten	Ri. Meidling	Summe
24.11.14 12:00-24:00	32	43	75	31278	51934	83212
25.11.14 00:00-12:00	19	47	66	18723	61775	80498
25.11.14 12:00-24:00	67	33	100	66924	33626	100550
26.11.14 00:00-12:00	35	55	90	36583	62915	99498
26.11.14 12:00-24:00	44	44	88	49610	44396	94006
27.11.14 00:00-12:00	35	65	100	34974	72270	107244
27.11.14 12:00-24:00	58	34	92	66056	40188	106244
28.11.14 00:00-12:00	44	33	77	41656	47303	88959
28.11.14 12:00-24:00	60	35	95	60142	39495	99637
29.11.14 00:00-12:00	39	26	65	41640	34188	75828
29.11.14 12:00-24:00	45	28	73	46176	34470	80646
30.11.14 00:00-12:00	6	8	14	7038	10208	17246
30.11.14 12:00-24:00	24	20	44	24816	25238	50054
Summe	508	471	979	525616	558006	1083622

Tabelle 4: Güterzugszahlen und Gesamtzuglasten beider Fahrtrichtungen und in Summe für die Halbtagesmessungen während des Untersuchungszeitraumes im Lainzer-Tunnel

4.2 Tunnelabluft - Volumenstrom

Zur Beschreibung der Tunnelemissionen ist neben der Ermittlung der Schadstoffemissionen auch die Bestimmung des Tunnelabluftvolumenstromes erforderlich. Der Tunnelabluftvolumenstrom wurde aus der Längsgeschwindigkeit der Tunnelluft an der Messstelle und dem wirksamen Tunnelquerschnitt (75 m²) ermittelt, wobei die Geschwindigkeitsdaten von zwei installierten Ultraschallanemometern erfasst wurden (Abbildung 6). Der Tunnelquerschnitt im Bereich der Tunnelmessstelle Sicherheitsausstieg Schönbachstraße ist in Abbildung 10 dargestellt.

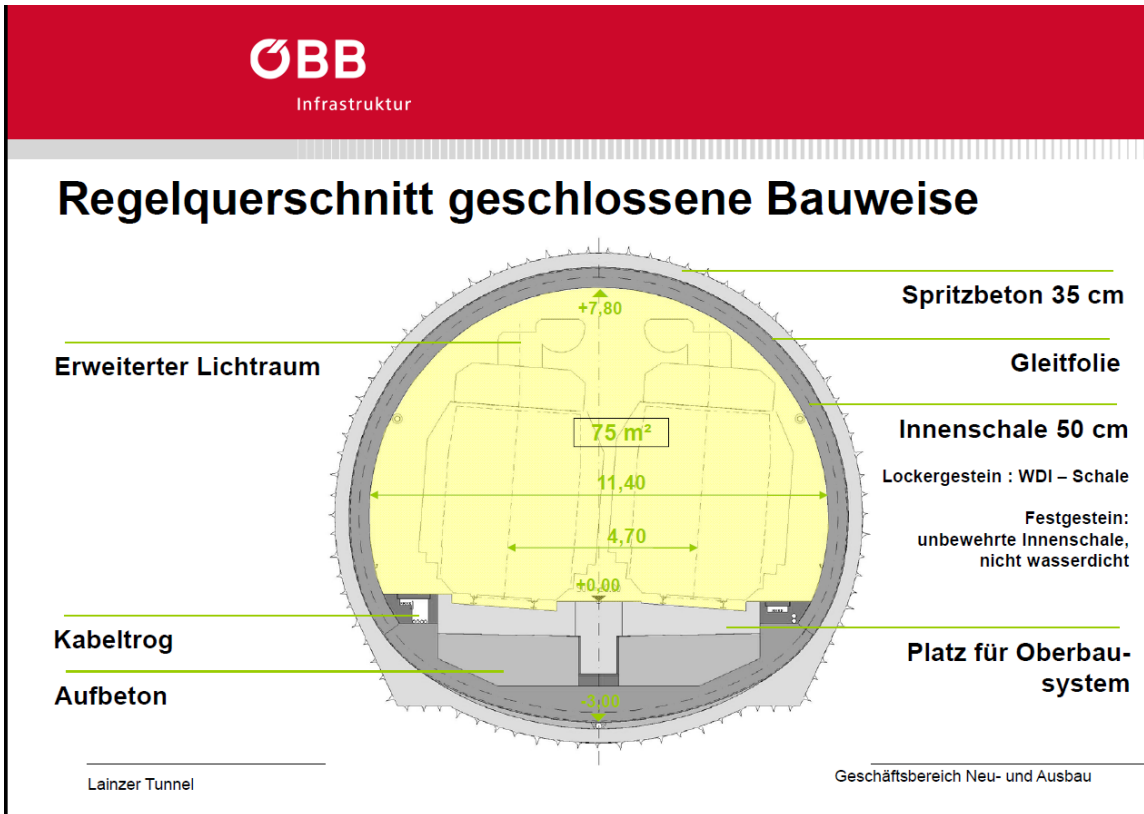


Abbildung 10 : Tunnelquerschnitt an der Messstelle (Quelle ÖBB Infrastruktur)

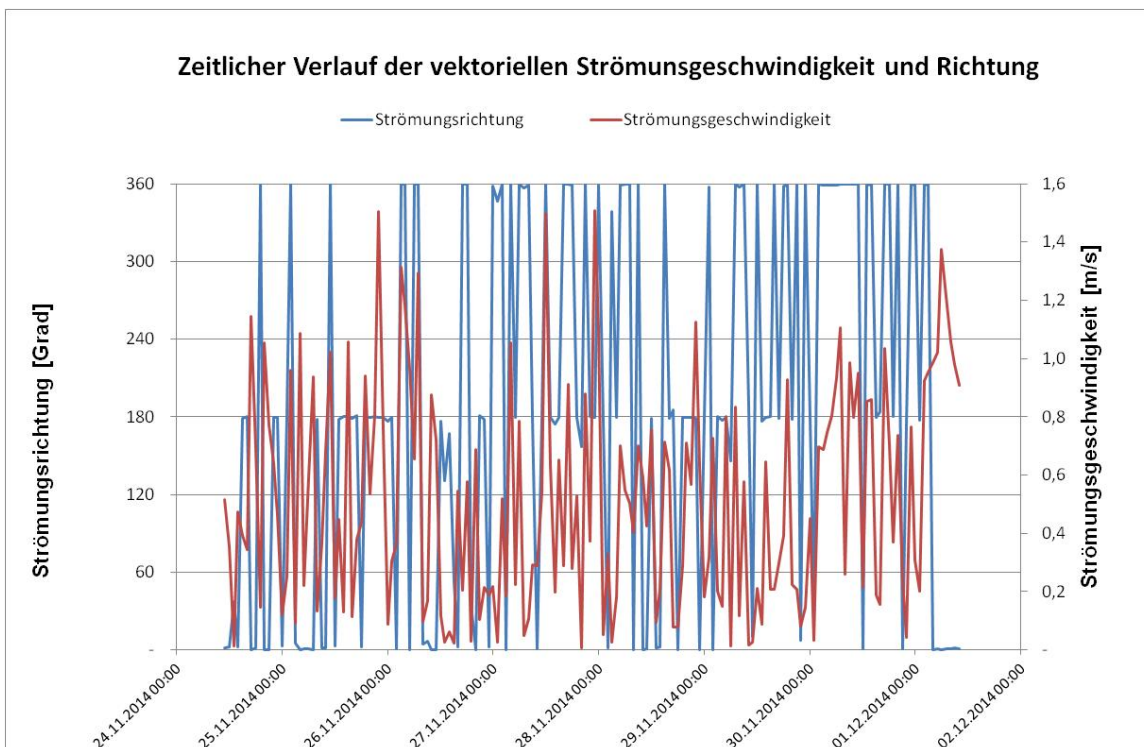


Abbildung 11 : Zeitlicher Verlauf der vektoriellen Strömungsgeschwindigkeit und -richtung (24.11.2014 - 1.12.2014)

In Abbildung 11 sind der Verlauf der vektoriell gemittelten Luftgeschwindigkeit und der vektoriellen Strömungsrichtung für den Untersuchungszeitraum dargestellt. Nord = 0° bzw. 360° bedeuten tunnelparallele Strömung Richtung Meidling, Süd = 180° tunnelparallele Strömung Richtung Purkersdorf. Die Abbildung zeigt, dass die Strömung bei Zugbetrieb durch den Fahrzeugschub der Züge abhängig von den Zugzahlen je Fahrtrichtung und nicht durch die Tunnelorientierung und den meteorologischen Verhältnissen (Windrichtung, Druckunterschiede an den Portalen) bestimmt wird.

Durch den relativ raschen Wechsel der Strömungsrichtung war es nicht möglich richtungsabhängige Auswertungen korrelierend mit Zugzahlen vorzunehmen, sondern nur eine resultierende vektorielle Geschwindigkeit und Richtung über den jeweiligen 12h-Probenahmezeitraum der PM₁₀ und TSP Probenahmen als Basis für weitere Berechnungen zu ermitteln. Die Bestimmung der Staub- und Metallmassenströme erfolgte daher durch Multiplikation der vektoriell gemittelten Geschwindigkeit mit dem Tunnelquerschnitt, der Massenkonzentrationen und der gesamten Tunnellänge.

4.3 Schadstoffbelastung im Tunnel

In Tabelle 5 sind die mittleren Konzentrationswerte über den Untersuchungszeitraum für den Tunnelmesspunkt sowie für die Vorbelastung im Bereich Bürogebäude Altmannsdorferstraße einander gegenübergestellt.

Tabelle 5: Gegenüberstellung der mittleren PM₁₀ Schadstoffkonzentrationen an der Messstelle im Tunnel (Sicherheitsausstiege Schönbachstraße) und der mittleren Vorbelastung im Hintergrund.

Komponente	Tunnel	Vorbelastung
TSP ²⁾	985 µg/m ³	38 µg/m ³
PM ₁₀	432 µg/m ³	29 µg/m ³
PM _{2,5} ³⁾	76 µg/m ³ ¹⁾	22 µg/m ³
PM ₁	30 µg/m ³ ¹⁾	n.b
Metalle	<i>siehe Abschnitt 4.3.3 Seite 17</i>	

1) abgeleitet aus der Relation PM₁₀ Grav. / PM₁₀ Kont. = 1,7

2) Vorbelastungswerte für TSP = Vorbelastung PM₁₀ * 1,3 (Umrechnung TSP/PM₁₀ gemäß IGL)

3) Vorbelastungswerte für PM_{2,5} = Vorbelastung PM₁₀ * 0,75 (Relation von NÖ-Luftgütemessstellen)

nb—nicht bestimmt

4.3.1 Kontinuierliche Staubmessung (TSP, PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁)

Die Mittelwerte von Gesamtstaub TSP und der Staubfraktionen PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ im Untersuchungszeitraum (24.11.2014 bis 1.12.2014) sind in Abbildung 12 enthalten. Aufgrund der großen Konzentrationsunterschiede in den Größenfraktionen wurde eine logarithmische Darstellung gewählt.

Im Wochenmittel lag die PM₁ Konzentration bei 2%, die PM_{2,5} Konzentration bei 5 % und die PM₁₀ Konzentration bei 31 % der TSP Konzentration und weist damit eine vom urbanen Staub deutlich

abweichende Verteilung auf. Der Hauptanteil der Tunnелеmissionen liegt als PM_{10} und TSP Fraktion vor. Dies ist deutlich in Abbildung 13, einem zeitlichen Ausschnitt der Messkampagne zu erkennen, in welchem zwei Zeiträume ohne Zugsverkehr (30.11.2014 00:23-05:57 + 08:36-10:41) auftreten. In diesen Zeiträumen sinkt die Staubkonzentration im Tunnel rasch auf Außenluftniveau ab. Weiters ist zu erkennen, dass sich die PM_1 und $PM_{2,5}$ Fraktion nur gering von der Umgebungskonzentration unterscheiden.

Zu beachten ist, dass diese Verteilung durch einen Partikelzähler ermittelt wurde und damit die hohen Dichten des metallischen Anteils durch Schienen-, Brems- und Oberleitungsabrieb nicht entsprechend der Partikelgrößendefinition des Konventionsverfahrens Berücksichtigung finden. Eisenpartikel weisen mit einem Durchmesser von 5 -7 μm (abhängig vom Oxidanteil) die gleichen aerodynamischen Eigenschaften auf wie ein urbanes 10 μm Teilchen.

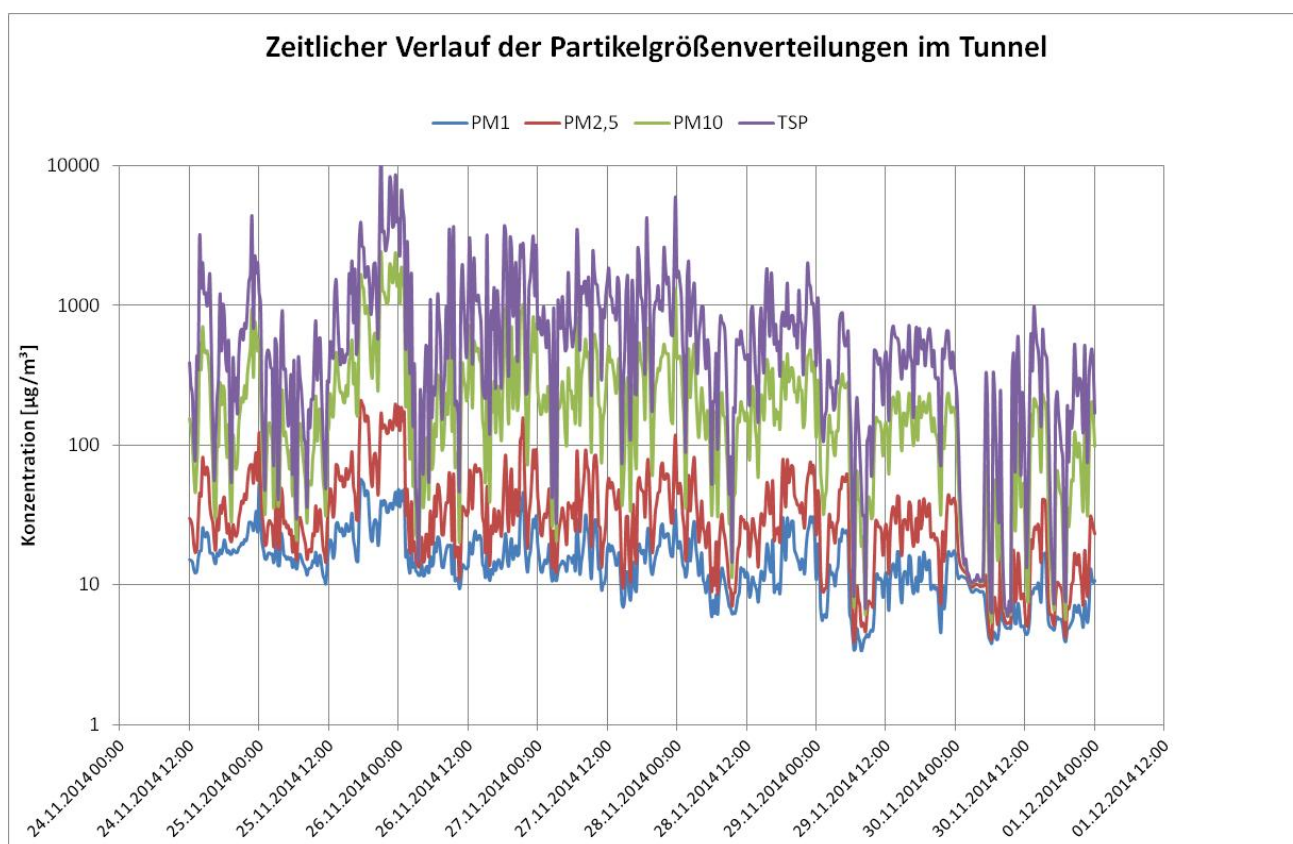


Abbildung 12: Tagesgang der kontinuierlichen, nicht korrigierten Messwerte für Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1) im Lainzer Tunnel über den Messzeitraum mit **logarithmischer** Skalierung. (Wertebasis 15 min MW)

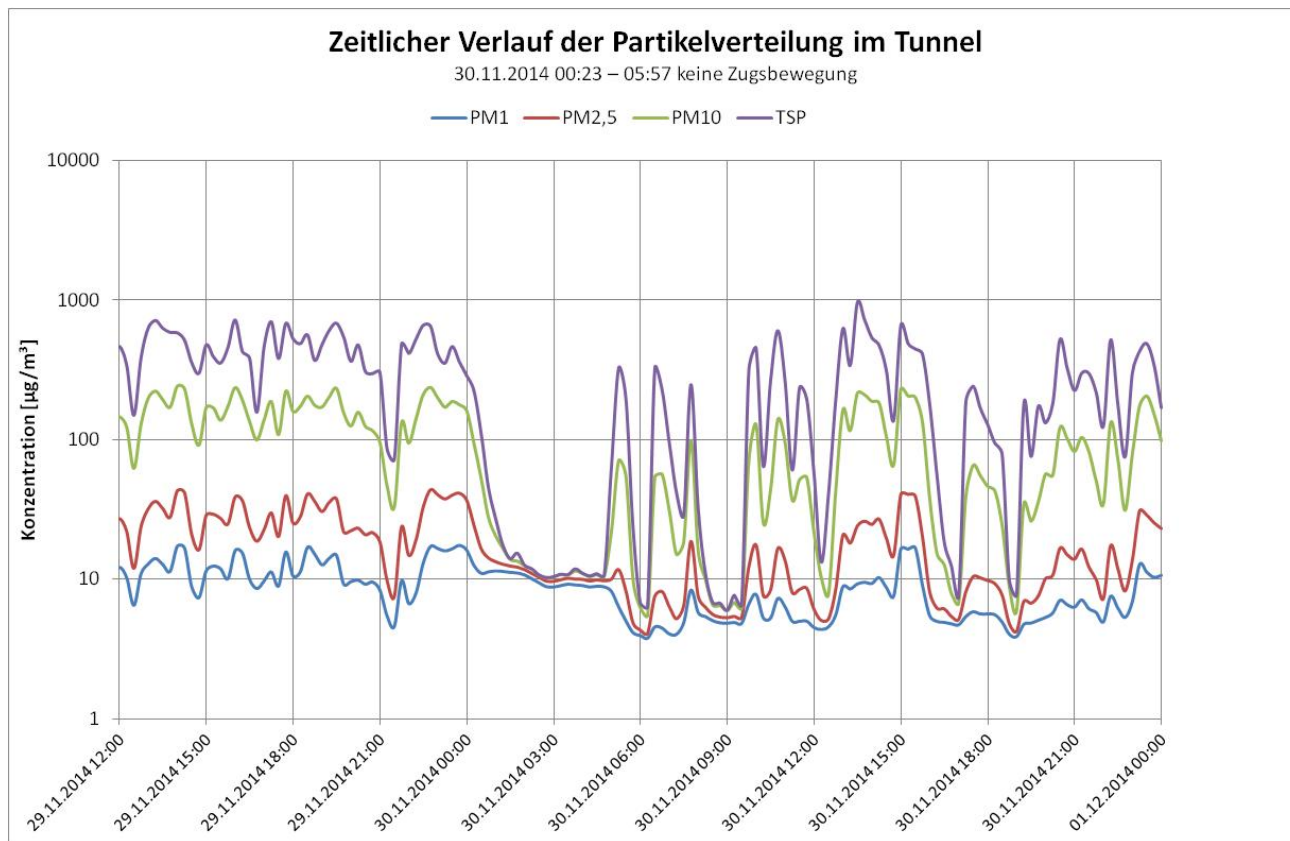


Abbildung 13: Tagesgang der kontinuierlichen, nicht korrigierten Messwerte für Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, PM_1) im Lainzer Tunnel über den Messzeitraum mit **logarithmischer** Skalierung. (Wertebasis 15 min MW)

4.3.2 Diskontinuierliche Feinstaubmessungen an der Vorbelastungsmessstelle und im Tunnel (TSP, PM_{10})

Wie bereits beschrieben erfolgten diskontinuierliche Feinstaubmessungen im Tunnel und an der Vorbelastungsmessstelle einerseits zur Werbung von Proben für weiterführende Analysen auf Schwermetalle andererseits zum Vergleich und Kalibration (PM_{10}) mit der kontinuierlichen fraktionierenden Staubmessung im Tunnel.

Der Mittelwert über den Vergleichszeitraum (14.11.- 28.11.2014) für PM_{10} des gravimetrischen Verfahrens lag bei $540 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die kontinuierliche PM_{10} -Messung zeigte für denselben Zeitraum nur $314 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nach Multiplikation mit einem Faktor von 1,7 zeigt sich ein sehr guter Parallelauf der PM_{10} Konzentration von kontinuierlichen Verfahren und gravimetrischem Basisverfahren (Abbildung 14). Im Kaisermühlentunnel betrug der Faktor zwischen gravimetrischer PM_{10} Messung und Streulichtmessung 1,5. In beiden Fällen resultiert der Minderbefund der Streulichtmessung aus der höheren Schwärzung der Staubpartikel gegenüber jener von Hintergrundaerosolen und der damit verbundenen geringeren Lichtstreuung. Im Bahntunnel wird die Schwärzung durch den hohen Eisenanteil, im Straßentunnel durch Ruß verursacht.

Für den TSP lag der Mittelwert des kontinuierlichen Verfahrens über dem Vergleichszeitraum (14.11.- 28.11.2014) bei $985 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die kontinuierliche TSP Messung zeigte für denselben Zeitraum $1040 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der deutlich geringere Unterschied zwischen den beiden TSP Messungen gegenüber der PM_{10} Messung dürfte auf die deutlich unterschiedlichen Ansauggeschwindigkeiten an den Probenahmeeinlässen und die damit verbundene unterschiedliche Vorabscheidung großer Partikel herrühren. Bei der Streulichtmessung beträgt die Geschwindigkeit am Probeneinlass $0,7 \text{ m/s}$ beim Referenzverfahren etwa $6,6 \text{ m/s}$. Für die Ermittlung der Emissionsfaktoren und der Anteile metallischer Inhaltstoffe ist dies jedenfalls ohne Bedeutung, da die Emissionsfaktoren jeweils nur mit dem Konventionsverfahren ermittelt wurden.

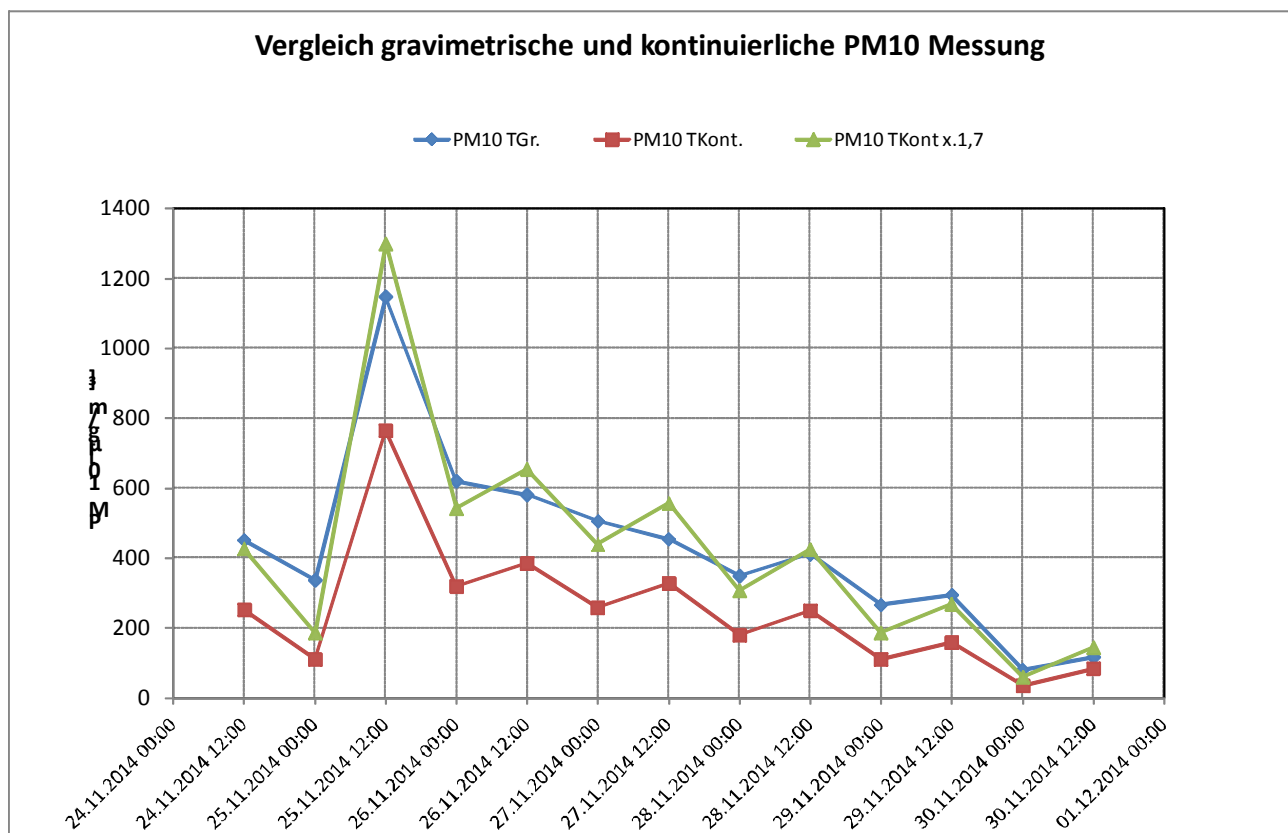


Abbildung 14: Vergleich der Halbtageswerte der gravimetrischen PM_{10} -Messung im Tunnel - PM_{10} TGr mit den Tageswerten der kontinuierlichen PM_{10} -Messung im Tunnel PM_{10} Kont und den kalibrierten Tageswerten der kontinuierlichen PM_{10} -Messung im Tunnel PM_{10} Kont x 1,7 über den Messzeitraum

4.3.3 Metalle in TSP und PM_{10} (Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn)

Von den untersuchten Metallen Be, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, V und Zn wurden für Fe, Cr, Cu, Zn, Mn, Mo, Ni, Pb und V im Tunnel um das 8- bis 200-fache höhere Konzentrationen als an der Vorbelastungsmessstelle ermittelt (Konzentrationsverhältnis Tunnel zu Vorbelastung >8). Für diese Metalle stellt der Zugverkehr eine signifikante Emissionsquelle dar. Für Be und Cd wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Messwerten im Tunnel im Vergleich zu den Vorbelastungswerten bestimmt. In Tabelle 6 sind die Schwermetallkonzentrationswerte im Tunnel im TSP für die Halbtagesproben dargestellt. Tabelle 7 zeigt die Schwermetallkonzentrationswerte im

Tunnel im PM₁₀ als Halbtagesproben. Für die Vorbelastung wurden aufgrund der zu erwartenden, sehr geringen Relationen zur Tunnelluft Schwermetallkonzentrationen nur in der PM₁₀ Fraktion als Tagesproben bestimmt. (Tabelle 8)

Tabelle 6 : TSP- Konzentration der Halbtagesproben sowie Gehalte an Metallen im TSP im Lainzer Tunnel (Sammlerausfall am 29.11 und 30.11. 2014)

Datum Uhrzeit Tunnel	TSP µg/m ³	Fe µg/m ³	Be ng/m ³	Cd ng/m ³	Cr ng/m ³	Cu ng/m ³	Mn ng/m ³	Mo ng/m ³	Ni ng/m ³	Pb ng/m ³	V ng/m ³	Zn ng/m ³
24.11.14 12:00-24:00	738	253	<1,0	<0,3	358	2357	1489	71	184	40	56	1361
25.11.14 00:00-12:00	522	180	<1,0	<0,2	296	781	1002	79	170	27	35	658
25.11.14 12:00-24:00	1880	672	<1,0	<0,8	1060	13359	3798	145	434	112	159	4024
26.11.14 00:00-12:00	1313	331	<1,0	<1,1	741	5061	2364	147	304	113	104	2219
26.11.14 12:00-24:00	1196	326	<1,0	<0,7	736	3940	2299	125	318	87	100	1964
27.11.14 00:00-12:00	936	337	<1,0	<0,5	678	1983	1790	80	175	53	68	1342
27.11.14 12:00-24:00	898	340	<1,0	<0,5	539	2735	1771	85	199	54	65	1606
28.11.14 00:00-12:00	698	281	<1,0	<0,2	557	1260	1461	53	180	33	44	922
28.11.14 12:00-24:00	684	251	<1,0	<0,3	389	1819	1452	57	176	33	52	1243
Mittelwert	985	330	<1,0	<0,5	595	3700	1936	94	238	61	76	1704

Tabelle 7 : PM₁₀- Konzentration der Halbtagesproben sowie Gehalte an Metallen im PM₁₀ im Lainzer Tunnel

Datum Uhrzeit Tunnel	PM ₁₀ µg/m ³	Fe µg/m ³	Be ng/m ³	Cd ng/m ³	Cr ng/m ³	Cu ng/m ³	Mn ng/m ³	Mo ng/m ³	Ni ng/m ³	Pb ng/m ³	V ng/m ³	Zn ng/m ³
24.11.14 12:00-24:00	452	174	<1,0	<0,3	222	396	940	53	93	42	37	1082
25.11.14 00:00-12:00	337	117	<1,0	<0,2	159	172	655	56	106	28	25	480
25.11.14 12:00-24:00	1147	332	<1,0	<0,5	574	1183	2156	212	218	120	111	3095
26.11.14 00:00-12:00	621	201	<1,0	<0,6	296	515	1130	87	74	65	46	1209
26.11.14 12:00-24:00	581	210	<1,0	<0,5	303	580	1265	80	125	62	51	1203
27.11.14 00:00-12:00	505	199	<1,0	<0,3	297	304	1162	63	134	40	46	859
27.11.14 12:00-24:00	455	172	<1,0	<0,4	280	607	1004	62	113	42	36	961
28.11.14 00:00-12:00	350	141	<1,0	<0,2	249	548	797	39	101	16	37	524
28.11.14 12:00-24:00	411	189	<1,0	<0,2	265	1388	966	51	115	21	33	875
29.11.14 00:00-12:00	266	109	<1,0	<0,2	171	843	616	38	96	11	22	446
29.11.14 12:00-24:00	295	123	<1,0	<0,2	190	859	681	38	101	11	23	457
30.11.14 00:00-12:00	81	31	<1,0	<0,2	59	99	184	11	20	6	5	118
30.11.14 12:00-24:00	117	45	<1,0	<0,2	73	135	278	11	20	7	7	170
Mittelwert	432	157	<1,0	<0,3	241	587	910	62	101	36	37	883

Tabelle 8 : PM₁₀- Konzentration der Tagesproben sowie Gehalte an Metallen im PM₁₀ an der Vorbelastungsmessstelle Baubüro im Lainzer Tunnel

Datum Uhrzeit Vorbelastung	PM ₁₀ µg/m ³	Fe µg/m ³	Be ng/m ³	Cd ng/m ³	Cr ng/m ³	Cu ng/m ³	Mn ng/m ³	Mo ng/m ³	Ni ng/m ³	Pb ng/m ³	V ng/m ³	Zn ng/m ³
24.11.14 00:00-24:00	44	0,7	<0,9	<0,2	68	12	7	5	5	5	5	61
25.11.14 00:00-24:00	42	0,6	<0,5	<0,2	30	16	5	2	2	2	2	47
26.11.14 00:00-24:00	35	0,6	<0,5	<0,3	34	10	8	2	2	2	2	64
27.11.14 00:00-24:00	33	0,8	<0,5	<0,3	29	38	9	2	3	2	2	66
28.11.14 00:00-24:00	21	0,5	<0,5	<1,7	15	7	4	2	3	2	2	30
29.11.14 00:00-24:00	12	0,8	<0,5	<0,1	16	7	6	2	2	6	2	26
30.11.14 00:00-24:00	15	0,6	<0,5	<0,1	13	6	4	2	2	6	2	25
Mittelwert	29	0,6	<0,5	<0,4	29	14	6	3	3	4	3	45

In Tabelle 9 sind die Metalle in TSP und PM₁₀ entsprechend ihrer relativen Anteile an der Staubkonzentration gereiht. Für Eisen bzw. Fe₃O₄ (schwarzes Eisenoxid) wurden die Anteile in Gewichts % für alle übrigen Metalle in ppm ausgewiesen. Auffallend ist, dass der metallische Anteil im Tunnelstaub als Oxid berechnet für den TSP im Mittel 47% und im PM₁₀ etwa 52% beträgt. Bis auf Kupfer und Molybdän sind die Metallanteile in der TSP und PM₁₀ Fraktion sehr ähnlich. Für Kupfer liegt die TSP-Konzentration um einen Faktor 6 höher als im PM₁₀. Bezogen auf Massenanteile beträgt der Unterschied einen Faktor 2. Für Molybdän wurden im Unterschied zu Kupfer in der PM₁₀ Fraktion um einen Faktor 2,5 höhere Anteile festgestellt.

Im Vergleich zu eigenen Tunnelmessungen in der Wiener U-Bahn (U1 und U3), wo Eisenanteile von 47% (U1) bzw. 51% (U3) am Gesamtstaub ermittelt wurden, liegen die Anteile an Eisen im Lainzer mit 34% am Gesamtstaub Tunnel um etwa 15% niedriger. Dies dürfte in erster Linie auf die Filterung der U-Bahn-Tunnelzuluft und einen geringeren Staubeintrag über die Portale durch geringere Fahrgeschwindigkeiten bei der U-Bahn zurückzuführen sein.

Tabelle 9 : Massenanteile für Metalle (für Fe in Gewichts %, alle anderen Metalle im ppm) in der Gesamtstaubfraktion und der PM₁₀ - Fraktion im Lainzer Tunnel

		Metallegehalte in TSP in % w/w bzw. ppm									
Datum Uhrzeit Tunnel	Fe %	Fe ₃ O ₄ %	Cu ppm	Zn ppm	Mn ppm	Cr ppm	Mo ppm	Ni ppm	Pb ppm	V ppm	
24.11.14 12:00-24:00	34,4	47,4	3195	1845	2019	485	96	250	54	76	
25.11.14 00:00-12:00	34,5	47,6	1497	1261	1922	568	152	326	52	67	
25.11.14 12:00-24:00	35,8	49,4	7105	2140	2020	564	77	231	59	85	
26.11.14 00:00-12:00	25,2	34,8	3854	1690	1800	564	112	231	86	79	
26.11.14 12:00-24:00	27,3	37,6	3296	1643	1923	615	104	266	72	83	
27.11.14 00:00-12:00	36,1	49,8	2119	1434	1913	725	86	187	56	72	
27.11.14 12:00-24:00	37,9	52,3	3046	1789	1972	601	95	222	60	73	
28.11.14 00:00-12:00	40,2	55,5	1804	1320	2091	797	76	258	47	63	
28.11.14 12:00-24:00	36,7	50,6	2661	1819	2123	569	83	257	48	76	
Mittelwert	34,2	47,2	3175	1660	1976	610	98	248	59	75	
STABWN	4,6	6,4	1564	265,2	93,9	89,2	22,2	36,0	11,8	6,7	
STABWN (%)	13%	13%	49%	16%	5%	15%	23%	15%	20%	9%	
ANZAHL	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	
T INV	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	
CI95% (abs)	10,4	14,4	3538	600	212	202	50	81	27	15	
CI95% (%)	30%	30%	111%	36%	11%	33%	51%	33%	45%	20%	
		Metallegehalte in PM10 in % w/w bzw. ppm									
Datum Uhrzeit Tunnel	Fe %	Fe ₃ O ₄ %	Cu ppm	Zn ppm	Mn ppm	Cr ppm	Mo ppm	Ni ppm	Pb ppm	V ppm	
24.11.14 12:00-24:00	38,5	53,1	875	2392	2079	492	117	205	94	83	
25.11.14 00:00-12:00	34,7	47,9	509	1423	1944	471	166	313	84	74	
25.11.14 12:00-24:00	29,0	40,0	1032	2699	1881	501	185	190	105	97	
26.11.14 00:00-12:00	32,4	44,7	830	1947	1819	476	140	119	105	74	
26.11.14 12:00-24:00	36,2	50,0	1000	2072	2179	522	138	215	107	88	
27.11.14 00:00-12:00	39,5	54,5	602	1702	2304	588	126	265	80	92	
27.11.14 12:00-24:00	37,8	52,2	1335	2114	2209	615	136	248	92	80	
28.11.14 00:00-12:00	40,2	55,5	1567	1496	2277	710	112	289	45	106	
28.11.14 12:00-24:00	45,9	63,4	3378	2130	2350	644	123	280	51	80	
29.11.14 00:00-12:00	41,0	56,6	3164	1676	2313	644	142	359	42	81	
29.11.14 12:00-24:00	41,5	57,3	2908	1549	2305	643	129	343	36	79	
30.11.14 00:00-12:00	38,3	52,8	1217	1446	2265	723	136	240	78	63	
30.11.14 12:00-24:00	38,8	53,5	1153	1445	2373	618	94	174	57	60	
Mittelwert	38,0	52,4	1505	2043	2107	558	143	234	84	86	
STABWN	4	6	945	392	179	84	22	66	24,8	12,2	
STABWN (%)	11%	11%	63%	19%	9%	15%	16%	28%	29%	14%	
ANZAHL	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0	13,0	
T INV	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	
CI95% (abs)	9	12	2041	847	387	181	48	143	53,5	26,5	
CI95% (%)	23%	23%	136%	41%	18%	32%	34%	61%	64%	31%	

4.4 Methodik zur Berechnung der Emissionsfaktoren

4.4.1 Vorbelastungskorrektur

Zur Ermittlung der Quellstärke der emittierten Schadstoffe müssen zunächst die Schadstoffkonzentrationswerte bilanziert werden. Zusammen mit dem Volumenstrom kann so in weiterer Folge der Emissionsmassenstrom berechnet werden. Aufgrund der großen Unterschiede zwischen Tunnel- und Vorbelastungskonzentrationswerten erfolgte für TSP und PM₁₀ sowie für die Schwermetallgehalte keine Vorbelastungskorrektur.

4.4.2 Massenströme - Schadstofffrachten im Tunnel

Zur Berechnung der kilometerbezogenen Emissionsfaktoren wurden für die einzelnen Messzeiträume t (12h-MW) zunächst die Massenströme \dot{M}_x für jede Komponente x berechnet. Der Berechnung der Massenströme wurde das vektorielle Mittel der Tunnelströmung in Längsrichtung zugrundegelegt, wobei im 12h-Mittel ausschließlich Anströmung vom Portal Purkersdorf gegeben war.

In Tabelle 10 sind die vektoriellen Strömungsgeschwindigkeiten, die Volumenströme und die daraus abgeleiteten Massenströme für PM₁₀ und Schwermetalle in PM₁₀ dargestellt. In Tabelle 11 sind die vektoriellen Strömungsgeschwindigkeiten, der Volumenstrom und die TSP-Massenströme mit Schwermetallen in TSP dargestellt.

Tabelle 10 : Vektoriell gemittelte Strömungsgeschwindigkeiten, Volumenströme und daraus abgeleitete Massenströme für PM₁₀ und Schwermetalle in PM₁₀

Datum Uhrzeit Tunnel	v [m/s]	V [m ³ /h]	PM ₁₀ [g/h]	Fe [g/h]	Fe ₃ O ₄ [g/h]	Cu [mg/h]	Zn [mg/h]	Mn [mg/h]	Cr [mg/h]	Mo [mg/h]	Ni [mg/h]	Pb [mg/h]	V [mg/h]
24.11.14 12:00-24:00	0,9	249.935	113	43	60	99	270	235	56	13	23	11	9
25.11.14 00:00-12:00	0,7	201.320	68	24	32	35	97	132	32	11	21	6	5
25.11.14 12:00-24:00	1,3	339.560	389	113	156	402	1051	732	195	72	74	41	38
26.11.14 00:00-12:00	1,1	300.518	187	61	84	155	363	339	89	26	22	20	14
26.11.14 12:00-24:00	1,1	289.984	168	61	84	168	349	367	88	23	36	18	15
27.11.14 00:00-12:00	1,4	373.038	188	74	103	113	320	434	111	24	50	15	17
27.11.14 12:00-24:00	1,3	349.403	159	60	83	212	336	351	98	22	39	15	13
28.11.14 00:00-12:00	1,2	314.716	110	44	61	172	165	251	78	12	32	5	12
28.11.14 12:00-24:00	1,2	315.800	130	60	82	438	276	305	84	16	36	7	10
29.11.14 00:00-12:00	1,0	275.994	74	30	42	233	123	170	47	10	26	3	6
29.11.14 12:00-24:00	1,0	266.291	79	33	45	229	122	181	51	10	27	3	6
30.11.14 00:00-12:00	0,9	230.137	19	7	10	23	27	42	14	3	4	1	1
30.11.14 12:00-24:00	1,0	261.687	31	12	16	35	44	73	19	3	5	2	2
Mittelwert		289.876	132	48	66	178	273	278	74	19	31	11	11

Tabelle 11 : Vektoriell gemittelte Strömungsgeschwindigkeiten, Volumenströme und daraus abgeleitete Massenströme für TSP und Schwermetalle in TSP

Datum Uhrzeit	v [m/s]	V [m³/h]	TSP [g/h]	Fe [g/h]	Fe ₃ O ₄ [g/h]	Cu [mg/h]	Zn [mg/h]	Mn [mg/h]	Cr [mg/h]	Mo [mg/h]	Ni [mg/h]	Pb [mg/h]	V [mg/h]
24.11.14 12:00-24:00	0,9	249.935	184	63	87	589	340	372	89	18	46	10	14
25.11.14 00:00-12:00	0,7	201.320	105	36	50	157	132	202	60	16	34	5	7
25.11.14 12:00-24:00	1,3	339.560	638	228	315	4.536	1.367	1.290	360	49	147	38	54
26.11.14 00:00-12:00	1,1	300.518	395	99	137	1.521	667	710	223	44	91	34	31
26.11.14 12:00-24:00	1,1	289.984	347	95	130	1.143	570	667	213	36	92	25	29
27.11.14 00:00-12:00	1,4	373.038	349	126	174	740	500	668	253	30	65	20	25
27.11.14 12:00-24:00	1,3	349.403	314	119	164	956	561	619	188	30	70	19	23
28.11.14 00:00-12:00	1,2	314.716	220	88	122	397	290	460	175	17	57	10	14
28.11.14 12:00-24:00	1,2	315.800	216	79	109	575	393	458	123	18	55	10	16
Mittelwert		303.808	308	104	143	1.179	536	605	187	29	73	19	24

4.4.3 Berechnung der Emissionsfaktoren

Bezieht man die Schadstofffracht auf die Zugzahlen (im Messzeitraum nur Güterzüge) und die von der Tunneleinfahrt bis zum Messpunkt gefahrene Strecke, so erhält man die kilometerbezogenen Emissionsfaktoren pro Güterzug für den jeweiligen Messzeitraum t (HMW, Tageswert) (Schläpfer et al. 2000, Staehelin et al.1997).

$$EF_x(t) = \frac{\dot{M}_x(t)}{N(t) \cdot d}$$

$EF_x(t)$...Emissionsfaktor Komponente x pro Güterzug [mg/km]
 $\dot{M}_x(t)$...Fracht Komponente x [mg/h]
 $N(t)$... Anzahl Güterzüge pro Stunde [h^{-1}]
 d ...gefahrte Distanz ab Tunneleinfahrt in [km] (8,138 km)

4.5 Emissionsfaktoren Lainzer Tunnel

4.5.1 Feinstaub (PM₁₀)

Der aus den Halbtagesproben (00:00 bis 12:00 und 12:00 bis 24:00Uhr) abgeleitete Emissionsfaktor für PM₁₀ liegt im Mittel bei 2,4 g/km pro Güterzug, jener für TSP bei 5,1 g/km (Tabelle 14).

4.5.1.1 Metalle

Tabelle 12 enthält die Emissionsfaktoren getrennt nach Halbtagen der einwöchigen Messkampagne für die einzelnen untersuchten Schwermetallkomponenten. In Tabelle 12 bzw. Tabelle 13 sind die mittleren Emissionsfaktoren in PM₁₀ bzw. TSP dargestellt, wobei Faktoren für die Metalle Cr, Fe, Mn, Mo, Cu, Ni, Sb, Zn, bei denen sich die Konzentrationen im Tunnel signifikant von der Konzentration der Vorbelastung unterschieden haben, bestimmt wurden. Für sie stellt der Zugsverkehr eine eindeutige Quelle dar. Für Be und Cd sind keine relevanten Unterschiede zur Vorbelastung feststellbar gewesen.

Tabelle 12: Güterzug- Emissionsfaktoren für PM₁₀ (in g/km je Güterzug) und für Schwermetalle in PM₁₀ (Halbtagesproben, n=13) unter Angabe der Standardabweichung

Datum Uhrzeit Tunnel	Zugzahlen	PM ₁₀ [g/km]	Fe [g/km]	Fe ₃ O ₄ [g/km]	Cu [mg/km]	Zn [mg/km]	Mn [mg/km]	Cr [mg/km]	Mo [mg/km]	Ni [mg/km]	Pb [mg/km]	V [mg/km]
24.11.14 12:00-24:00	75	2,2	0,9	1,2	1,9	5,3	4,6	1,1	0,3	0,5	0,2	0,2
25.11.14 00:00-12:00	66	1,5	0,5	0,7	0,8	2,2	2,9	0,7	0,3	0,5	0,1	0,1
25.11.14 12:00-24:00	100	5,7	1,7	2,3	5,9	15,5	10,8	2,9	1,1	1,1	0,6	0,6
26.11.14 00:00-12:00	90	3,1	1,0	1,4	2,5	6,0	5,6	1,5	0,4	0,4	0,3	0,2
26.11.14 12:00-24:00	88	2,8	1,0	1,4	2,8	5,8	6,1	1,5	0,4	0,6	0,3	0,2
27.11.14 00:00-12:00	100	2,8	1,1	1,5	1,7	4,7	6,4	1,6	0,3	0,7	0,2	0,3
27.11.14 12:00-24:00	92	2,5	1,0	1,3	3,4	5,4	5,6	1,6	0,3	0,6	0,2	0,2
28.11.14 00:00-12:00	77	2,1	0,8	1,2	3,3	3,2	4,8	1,5	0,2	0,6	0,1	0,2
28.11.14 12:00-24:00	95	2,0	0,9	1,3	6,8	4,3	4,7	1,3	0,2	0,6	0,1	0,2
29.11.14 00:00-12:00	65	1,7	0,7	0,9	5,3	2,8	3,9	1,1	0,2	0,6	0,1	0,1
29.11.14 12:00-24:00	73	1,6	0,7	0,9	4,6	2,5	3,7	1,0	0,2	0,5	0,1	0,1
30.11.14 00:00-12:00	14	2,0	0,8	1,0	2,4	2,9	4,5	1,4	0,3	0,5	0,2	0,1
30.11.14 12:00-24:00	44	1,0	0,4	0,6	1,2	1,5	2,4	0,6	0,1	0,2	0,1	0,1
Mittelwert	75	2,4	0,9	1,2	3,3	4,8	5,1	1,4	0,3	0,6	0,2	0,2
STABWN		1,1	0,3	0,4	1,8	3,4	2,0	0,5	0,2	0,2	0,1	0,1
CI95% (abs)		2,4	0,6	0,9	3,9	7,4	4,3	1,1	0,5	0,4	0,3	0,3
CI95% (%)		101%	74%	74%	118%	155%	85%	84%	144%	78%	159%	126%

Tabelle 13: Güterzug- Emissionsfaktoren für TSP (in g/km je Güterzug) und für Schwermetalle in TSP (Halbtagesproben, n=9) unter Angabe der Standardabweichung

Datum Uhrzeit	Zugzahlen	TSP [g/km]	Fe [g/km]	Fe ₃ O ₄ [g/km]	Cu [mg/km]	Zn [mg/km]	Mn [mg/km]	Cr [mg/km]	Mo [mg/km]	Ni [mg/km]	Pb [mg/km]	V [mg/km]
24.11.14 12:00-24:00	75	3,6	1,2	1,7	11,6	6,7	7,3	1,8	0,3	0,9	0,2	0,3
25.11.14 00:00-12:00	66	2,3	0,8	1,1	3,5	3,0	4,5	1,3	0,4	0,8	0,1	0,2
25.11.14 12:00-24:00	100	9,4	3,4	4,6	66,9	20,2	19,0	5,3	0,7	2,2	0,6	0,8
26.11.14 00:00-12:00	90	6,5	1,6	2,3	24,9	10,9	11,6	3,6	0,7	1,5	0,6	0,5
26.11.14 12:00-24:00	88	5,8	1,6	2,2	19,1	9,5	11,2	3,6	0,6	1,5	0,4	0,5
27.11.14 00:00-12:00	100	5,1	1,9	2,6	10,9	7,4	9,8	3,7	0,4	1,0	0,3	0,4
27.11.14 12:00-24:00	92	5,0	1,9	2,6	15,3	9,0	9,9	3,0	0,5	1,1	0,3	0,4
28.11.14 00:00-12:00	77	4,2	1,7	2,3	7,6	5,6	8,8	3,4	0,3	1,1	0,2	0,3
28.11.14 12:00-24:00	77	4,1	1,5	2,1	11,0	7,5	8,8	2,4	0,3	1,1	0,2	0,3
Mittelwert	85	5,1	1,7	2,4	19,0	8,9	10,1	3,1	0,5	1,2	0,3	0,4
STABWN		1,9	0,7	0,9	17,9	4,6	3,7	1,1	0,2	0,4	0,2	0,2
CI95% (abs)		4,3	1,5	2,1	40,6	10,3	8,5	2,5	0,3	0,9	0,3	0,4
CI95% (%)		84%	86%	86%	214%	116%	84%	81%	72%	75%	109%	101%

Tabelle 14: Mittlere Güterzug -Emissionsfaktoren pro km für die im Lainzer Tunnel bestimmten Staubfraktionen sowie Gehalte an Schwermetallkomponenten in den Staubfraktionen unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle (PM₁₀ n=13, TSP n=9)

Parameter Einheit	TSP und Metalle		PM10 und Metalle	
	Mittelwert	CI 95% (%)	Mittelwert	CI 95% (%)
PM ₁₀ /TSP [g/km]	5,1	± 84%	2,4	± 101%
Fe [% w/w]	34	± 30%	38	± 23%
Fe ₃ O ₄ [% w/w]	47	± 30%	52	± 23%
Cu [µg/g]	3175	± 111%	1505	± 136%
Zn [µg/g]	1660	± 36%	2043	± 41%
Mn [µg/g]	1976	± 11%	2107	± 18%
Cr [µg/g]	610	± 33%	558	± 32%
Mo [µg/g]	98	± 51%	143	± 34%
Ni [µg/g]	248	± 33%	234	± 61%
Pb [µg/g]	59	± 45%	84	± 64%
V [µg/g]	75	± 20%	86	± 31%

5 ANHANG

5.1 Abkürzungsverzeichnis

AAS.....	Atomabsorbtionsspektroskopie
BGBI	Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich
BMVIT.....	Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (Österreich)
BUWAL.....	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Schweiz)
EF	Emissionsfaktor, Emissionsfaktoren
Fzg.....	Fahrzeug
MS	Massenspektroskopie
MW1	Mittelwert über 1 Stunde
MW8	Mittelwert über 8 Stunden
PM	Partikel („particulate matter“)
PM ₁₀	Partikelfraktion mit aerodynamischem Durchmesser ≤ 10 µm
PM _{2,5}	Partikelfraktion mit aerodynamischem Durchmesser ≤ 2,5 µm
PM ₁	Partikelfraktion mit aerodynamischem Durchmesser ≤ 1µm
PM(A)	Partikelemissionen durch Abrieb und Resuspension (Wiederaufwirbelung)
PM(M).....	motorbezogene Partikelemissionen
RH.....	Relative Luftfeuchte („relative humidity“)
S.D.....	„standard deviation“ (Standardabweichung)
TMW	Tagesmittelwert (24h)
UBA	Umweltbundesamt (Deutschland oder Österreich)
UVE	Umweltverträglichkeiterklärung
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVP-G	Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz

5.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersichtsplan des Lainzer Tunnels, als Teil des TEN Korridors 17 Achse (Quelle ÖBB Infrastruktur Bau).....	5
Abbildung 2:	Detailplan des Tunnelsystems Lainzer Tunnel mit der Verortung der Tunnelmesstelle (Bereich Sicherheitsausstieg Schönbachstraße) und den emissionswirksamen Tunnelstrecken.....	6
Abbildung 3:	Tunnelquerschnitt an der Messstelle im Bereich des Sicherheitsausstieges Schönbachstraße und Messplatz mit Messgeräteanordnung.....	6
Abbildung 4:	PM ₁₀ Vorbelastungsmessstelle (gelber Pfeil) im Bereich Baubüro Altmannsdorferstraße.....	7
Abbildung 5:	Kontinuierlich arbeitendes Staubmessgerät zur Erfassung von PM ₁ , PM _{2,5} , PM ₁₀ und TSP im Lainzer Tunnel.....	8
Abbildung 6:	Positionierung der beiden redundanten 3 dimensionalen Ultraschallanemometer zur Messung der Luftgeschwindigkeit, Temperatur und Strömungsrichtung im Bereich des Sicherheitsausstieges Schönbachstraße.....	8
Abbildung 7:	3D Ultraschallanemometer Metek USA 1.....	9
Abbildung 7:	DIGITEL High Volume Sammler DHA-80, Innenansicht des automatischen Filterhalterwechslers. Konische Ansaugleitung links unten, Stapel an unbeprobten Filtern rechts unten.....	10
Abbildung 8:	DIGITEL High Volume Sammler DHA-80, Innenansicht des automatischen Filterhalterwechslers. Konische Ansaugleitung links unten, Stapel an unbeprobten Filtern rechts unten.....	10
Abbildung 10 :	Tunnelquerschnitt an der Messstelle (Quelle ÖBB Infrastruktur).....	13
Abbildung 11 :	Tagesgang von Volumenstrom und Verkehrsstärke im Tunnel Kaisermühlen im Untersuchungszeitraum (24.11.2014 - 1.12.2014).....	13
Abbildung 12:	Tagesgang der kontinuierlichen Messwerte für Gesamtstaub (TSP) Feinstaub (PM ₁₀ , PM _{2,5} , PM ₁) im Lainzer Tunnel Kaisermühlen über den Messzeitraum mit logarithmischer Skalierung. (Wertebasis 15 min MW).....	15
Abbildung 13:	Vergleich der Halbtageswerte der gravimetrischen PM ₁₀ . Messung im Tunnel - PM ₁₀ TGr mit den Tageswerten der kontinuierlichen PM ₁₀ . Messung im Tunnel PM ₁₀ Kont und den kalibrierten Tageswerten der kontinuierlichen PM ₁₀ . Messung im Tunnel PM ₁₀ Kont x1,7 über den Messzeitraum.....	17

5.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Zusammenfassung der anhand der Messungen im Lainzer Tunnel bestimmten Güterzugemissionsfaktoren (pro Fahrzeug) unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle (PM ₁₀ n=13, TSP n=9).....	3
Tabelle 2:	Überblick über die diskontinuierlich erfassten Komponenten, die zugehörigen Probenahmemedien, sowie deren Einsatzort.	9
Tabelle 3:	Nachweisgrenzen für Tagesproben. Gesamtverfahren Analyse Metalle in PM ₁₀ (ca. 450 m ³ Durchsatz, 10 mL Aufschlussvolumen, 1/4 Filter).....	11
Tabelle 4:	Güterzugszahlen und Gesamtzuglasten beider Fahrtrichtungen und in Summe für die Halbtagesmessungen während des Untersuchungszeitraumes im Lainzer-Tunnel	12
Tabelle 5:	Gegenüberstellung der mittleren PM ₁₀ Schadstoffkonzentrationen an der Messstelle im Tunnel (Sicherheitsausstieges Schönbachstraße) und der mittleren Vorbelastung im Hintergrund.....	14
Tabelle 6 :	TSP- Konzentration der Halbtagesproben sowie Gehalte an Metallen im TSP im Lainzer Tunnel (Sammleraustausch am 29.11 und 30.11. 2014).....	18
Tabelle 7 :	PM ₁₀ - Konzentration der Halbtagesproben sowie Gehalte an Metallen im PM ₁₀ im Lainzer Tunnel.....	18
Tabelle 8 :	PM ₁₀ - Konzentration der Tagesproben sowie Gehalte an Metallen im PM ₁₀ an der Vorbelastungsmessstelle Baubüro im Lainzer Tunnel.....	19
Tabelle 9 :	Reihung der Massenanteile für Metalle in für Fe Gewichts % für alle anderen Metalle im ppm an der Gesamtstaubkonzentration und der PM ₁₀ -Konzentration im Lainzer Tunnel.....	20
Tabelle 10 :	Vektoriellen Strömungsgeschwindigkeiten, Volumenströme und daraus abgeleitete Massenströme für PM ₁₀ und Schwermetalle in PM ₁₀	21
Tabelle 11 :	Vektoriellen Strömungsgeschwindigkeiten, Volumenströme und daraus abgeleitete Massenströme für TSP und Schwermetalle in TSP.....	22
Tabelle 12:	Güterzug- Emissionsfaktoren der einwöchigen Messkampagne pro Güterzug für den im Lainzer Tunnel bestimmten PM ₁₀ und die darin enthaltenen Schwermetallkomponenten (Halbtagesproben, n=13) unter Angabe der Standardabweichung.....	23
Tabelle 13:	Güterzug- Emissionsfaktoren der einwöchigen Messkampagne pro Güterzug für den im Lainzer Tunnel bestimmten TSP und die darin enthaltenen Schwermetallkomponenten (Halbtagesproben, n=9) unter Angabe der Standardabweichung.....	23
Tabelle 14:	Mittlere Güterzug -Emissionsfaktoren pro Zug für die im Lainzer Tunnel bestimmten Staub - und Schwermetallkomponenten unter Angabe der 95%-Konfidenzintervalle (PM ₁₀ n=13, TSP n=9).....	24

6 LITERATURVERZEICHNIS

- Abbashi, S., Jansson A., Sellgreen, U., Olofsson, U. (2013) Particle emissions from Rail Traffic: A literature review. Environmental Science and Technologie. Online version.
- Puxbaum, H., Ellinger, R., Greßlehner K.-H., Mursch-Radgruber, E., Öttl, D., Staudinger, M., Sturm, P. (2003) Messung und Modellierung der Schadstoffverteilung im Nahbereich von Tunnelportalen. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie. Straßenforschung Heft 532.
- Schmid, H., Pucher, E., Ellinger, R., Biebl, P., Puxbaum, H. (2001) Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria – results of the Tauerntunnel experiment 1997. *Atmospheric Environment*. 35, 3585-3593.
- Staehelin, J., Keller, C., Stahel, W. A., Schläpfer, K., Steinemann, U., Bürgin, T., Schneider S. (1997) Modelling emission factors of road traffic from a tunnel study. *Environmetrics*. 8, 219-239.
- Staehelin, J., Keller, C., Stahel, W., Schläpfer, K., Wunderli, S. (1998) Emission factors from road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland). Part III: Results of organic compounds, SO₂ and speciation of organic exhaust emission. *Atmospheric Environment*. 32, 999-1009.

G e s e t z e , R i c h t l i n i e n , N o r m e n

BGBl. I Nr. 697/1993, Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000

BGBl. II Nr. 483/2008, Belastete Gebiete Luft zum UVP-G 2000

BGBl. II Nr. 14/2005,

BGBl. I Nr. 34/2006, Umweltrechtsanpassungsgesetz 2005

ON EN 12341: Luftbeschaffenheit – Ermittlung der PM₁₀-Fraktion von Schwebestaub – Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren und Referenzmessmethode.

VDI 2268 Blatt 1: Stoffbestimmung an Partikeln; Bestimmung von Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V, Zn in emittierten Stäuben mittels atomspektrometischer Methoden

VDI 2268 Blatt 4: Stoffbestimmung an Partikeln; Bestimmung der Elemente Arsen, Antimon und Selen in emittierten Stäuben mittels Graphitrohr – Atomabsorptionsspektrometrie

VDI 2463 Blatt 8: Messen von Partikeln; Messen der Massenkonzentration (Immission) Basisverfahren für den Vergleich von nichtfraktionierenden Verfahren.