

Dissertation

Emissionsfaktoren für Straßentunnel – Ermittlung und Validierung

Dipl.-Ing. Mathias Henn

Eingereicht am

Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik
der Technischen Universität Graz

Erstbegutachter: Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Peter Johann Sturm (TU Graz)

Zweitbegutachter: Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Hans Puxbaum (TU Wien)

Graz, im Januar 2011

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Graz, im Januar 2011

I. Inhaltsverzeichnis

I.	Inhaltsverzeichnis	I
II.	Vorwort	III
III.	Kurzfassung	IV
IV.	Abstract	IV
V.	Nomenklatur	V
VI.	Abkürzungen	VI
1	Einleitung	1
2	Grundlagen Lüftungsanlagen für Straßentunnel	3
2.1	Natürliche Belüftung	4
2.2	Mechanische Lüftung.....	4
2.2.1	Längslüftung	4
2.2.2	Querlüftung	5
3	Relevante Schadstoffkomponenten	6
3.1	Kohlenmonoxid (CO)	6
3.2	Stickoxide (NO _x).....	6
3.3	Partikel.....	6
3.3.1	Humanmedizinische Relevanz	7
3.3.2	Sichttrübung (PM ₁₀ , PM _{2,5}).....	8
4	Bedeutung der Frischluftzufuhr	9
4.1	Situation in Österreich	9
4.2	Internationale Situation	9
4.2.1	Europa, Nordamerika, Japan, Australien.....	9
4.2.2	Weltweit	10
5	Richtlinien	11
5.1	Österreich, Schweiz, Deutschland.....	11
5.2	PIARC.....	11
6	Berechnung der benötigten Frischluftzufuhr	13
6.1	Eingangsparameter	13
6.2	Flottenzusammensetzung.....	13
6.3	Abgasstandards.....	13
6.4	Rechenalgorithmus.....	15
6.5	Unsicherheiten im Berechnungsverfahren.....	15
7	Validierung der Emissionsfaktoren	17
7.1	Grundlagen	17
7.2	Methodik	17
7.3	Untersuchte Tunnel	19
7.4	Eingesetzte Messtechnik	22

7.4.1	Stickoxide	22
7.4.2	Kohlenmonoxid	23
7.4.3	PM ₁₀ und PM _{2,5}	23
7.4.4	Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Strömungsgeschwindigkeit	25
7.4.5	Strömungsgeschwindigkeit im Tunnel	25
7.5	Validierung der NO _x Emissionsfaktoren	27
7.5.1	Vergleich mit der RVS 09.02.32 alt [13] / PIARC [4].....	28
7.5.2	Vergleich mit Simulationssoftware NEMO	30
7.5.3	Vergleich mit HBEFA	33
7.6	NO – NO ₂ Verhältnis im Tunnel	36
7.6.1	Motorische Betrachtung.....	36
7.6.2	Einfluss von Ozon auf die NO-NO ₂ Konvertierung im Tunnel.....	38
7.7	Validierung der CO Emissionsfaktoren.....	41
7.7.1	Vergleich mit der RVS 09.02.32 alt [13] / PIARC [4].....	41
7.7.2	Vergleich mit Simulationssoftware NEMO	42
7.7.3	Vergleich mit HBEFA	45
7.7.4	Anmerkung zur Simulation von CO	46
8	Erstellen einer Datenbank zur Berechnung der Frischluftzufuhr	48
8.1	Allgemein	48
8.2	Anwendung auf nationaler und internationaler Ebene	48
8.2.1	Flottenzusammensetzung.....	48
8.2.2	Länderspezifische Emissionsfaktoren	55
8.3	Zusätzliche Einflussfaktoren	58
8.3.1	Massenfaktoren für SNF	58
8.4	Datenbanken und Formelapparat	62
8.4.1	Allgemeines	62
8.4.2	Tunnel mit mehreren Fahrspuren im Richtungsverkehr	62
9	Beispielrechnungen	64
9.1	Tunnel Österreich	64
9.2	Tunnel Algerien.....	66
9.3	Tunnel Australien.....	68
9.4	Tunnel China	71
10	Anforderungen an die Tunnelsensorik.....	74
11	Abrieb und Aufwirbelung.....	75
11.1	Vorbemerkung	75
11.2	Abrieb und Aufwirbelung im Tunnel.....	76
11.2.1	Allgemein	76
11.2.2	Messungen im Richtungsverkehr	76
11.2.3	Emissionsfaktoren für PM ₁₀ non exhaust.....	76
11.2.4	Alternative Betrachtung der PM ₁₀ non exhaust Faktoren	79
11.2.5	Emissionsfaktoren für PM _{2,5} non exhaust (Tunnel).....	80
11.2.6	Weitere Tunnelmessungen.....	82

11.2.7	Literaturstudie	83
11.2.8	Bisherige Ansätze	87
11.2.9	Aufwirbelungsfaktoren für Sichttrübung	88
11.2.10	Zusammenfassung	90
11.3	Abrieb und Aufwirbelung im Freiland	91
11.3.1	Messstandorte	92
11.3.2	PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren innerorts	94
11.3.3	PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren Überland	97
11.3.4	Zusammenfassung	99
11.3.5	Vergleich zur Literatur	100
11.4	Geschwindigkeitsabhängigkeit der non exhaust Emissionsfaktoren	102
12	Zusammenfassung und Ausblick	104
13	Anhang	107
13.1	Emissionsfaktoren für Australien	107
13.2	Emissionsfaktoren für Algerien	109
13.3	Emissionsfaktoren für China	112
VII.	Literaturverzeichnis.....	V
VIII.	Abbildungsverzeichnis	VIII
IX.	Tabellenverzeichnis.....	XIII
X.	Formelverzeichnis	XVI

II. Vorwort

In den letzten viereinhalb Jahren seit dem Abschluss meiner Diplomarbeit, konnte ich im Fachbereich Verkehr und Umwelt des Instituts für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU Graz viel Erfahrungen im Bereich der Schadstoffmessung, bzw. Erfahrungen im Abwickeln von Projekten, nicht nur auf Forschungsebene, sammeln. Umso interessanter war es für mich, diese Kenntnisse im Rahmen meiner Dissertation, in die vorliegende Arbeit einfließen zu lassen.

Für die Unterstützung, die ich seitens der Kollegen und Mitarbeiter des Instituts bekommen habe, bin ich froh und dankbar. Viele Dinge sind nur im Team machbar. Danken möchte ich auch meiner Familie, die mich immer unterstützt und inspiriert hat, besonders meiner Frau Eva-Maria und meinem Sohn Felix.

Graz, im Januar 2011

Mathias Henn

III. Kurzfassung

Diese Arbeit untersucht Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs für NO_x , CO und PM_{10} bzw. $\text{PM}_{2,5}$ non exhaust zur Auslegung des Frischluftbedarfs von Tunnelanlagen. Diese wurden mit verschiedenen Modellen der Literatur erstellt und mit Feldmessungen in verschiedenen Tunnel validiert. Besonderes Augenmerk wird dabei nicht nur auf die Situation in Österreich, sondern auch auf andere Länder bzw. Regionen dieser Erde gelegt. Hierfür konnten reale Flottenzusammensetzungen aus Australien, Algerien und China verarbeitet werden. Die so ermittelten Emissionsfaktoren flossen sowohl in die seit Juni 2010 gültige RVS 09.02.32 für Österreich, als auch in den im Jahr 2011 erscheinenden PIARC report „Road Tunnel: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation“ ein. Neben der Erstellung und Validierung von Emissionsfaktoren im Tunnelbereich, wurden Freilandmessungen zur Ermittlung von PM_{10} non exhaust Emissionsfaktoren durchgeführt. Sie dienen zur Berechnung des Beitrags aus Aufwirbelung und Abrieb des durch den Verkehr verursachten Feinstaubes.

IV. Abstract

This thesis deals with traffic non exhaust emission factors for NO_x , CO and PM_{10} / $\text{PM}_{2,5}$ to determine the fresh air demand of tunnels. These factors are based on several models of the common technical literature, and were validated by field measurements in different tunnels. A special focus is given not only on the Austrian situation of fresh air demand but also on the current and future situation in other countries and regions of the world. Therefore real fleet compositions of countries like Australia, Algeria and China were examined.

The derived emission factors were taken into account in the revised national Austrian guideline RVS 09.02.32 (June 2010) as well as the PIARC report „Road Tunnel: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation“ which will be published in 2011. In addition to the determination and validation of emission factors for tunnel appliances, field grown measurings were conducted to determine PM_{10} non exhaust emission factors. They are essential for the calculation of non exhaust PM emissions, caused by resuspension and abrasion.

V. Nomenklatur

In der vorliegenden Arbeit wird an mehreren Stellen auf verschiedene nationale bzw. internationale Richtlinien verwiesen, in die teilweise Ergebnisse aus dieser Dissertation eingeflossen sind. Um Missverständnissen in der Nomenklatur vorzubeugen, wird an dieser Stelle eine Definition vorgenommen.

RVS 09.02.32 alt [13]

bis Juni 2010 gültige RVS zur Berechnung des Frischluftbedarfs; noch keine Berücksichtigung der im Rahmen dieser Dissertation gewonnen Daten

RVS 09.02.32 [2]

ab Juni 2010 gültige RVS zur Berechnung des Frischluftbedarfs; die im Rahmen dieser Dissertation gewonnen neuen Emissionsfaktoren sind in der RVS 09.02.32 eingearbeitet

PIARC report „Road Tunnel: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation” alt [4]

Empfehlungen der PIARC zur Ermittlung des Frischluftbedarfs für Tunnelanlagen, Stand 2004

PIARC report „Road Tunnel: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation” [9]

Entwurf der PIARC zur Ermittlung des Frischluftbedarfs für Tunnelanlagen, Stand Juni 2010; die im Rahmen dieser Dissertation gewonnen neuen Daten sind in dieser Version eingearbeitet

VI. Abkürzungen

PIARC	World Road Association (Welt Straßen Vereinigung)
PKW	Personenkraftwagen (< 3,5 t zul. Gesamtgewicht)
SNF	schweres Nutzfahrzeug (> 7,5 t zul. Gesamtgewicht)
LNF	leichtes Nutzfahrzeug (3,5 bis 7,5 t zul. Gesamtgewicht)
RVS	Richtlinie für Verkehr und Straße
JDTV	jährlicher durchschnittlicher täglicher Verkehr [Fzg/24h]
Fzg	Fahrzeug
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
NO _x	Stickoxide
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
PM ₁₀	particulate matter (Feinstaub) < 10 µm aerodynamischer Durchmesser
PM _{2,5}	particulate matter (Feinstaub) < 2.5 µm aerodynamischer Durchmesser
ppm	parts per million
ppb	parts per billion
EU 1-6	EU Abgasnorm für PKW
EU I-VI	EU Abgasnorm für SNF
BMVIT	Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie
HMW	Halbstundenmittelwert
MW1	Einstundenmittelwert
Kfz	Kraftfahrzeuge
EFa	Emissionsfaktor
MSV	maßgeblicher stündlicher Verkehr [Fzg/h]
λ	Lambda – Luftverhältnis [-]
exh.	exhaust – das Abgas betreffend
non exh.	non exhaust – andere Emissionsquellen außer das Abgas betreffend

1 Einleitung

In den letzten Jahrzehnten nahmen die spezifischen Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs beachtlich ab. Obwohl vor allem der Individualverkehr jährlich deutliche Zuwachsraten verzeichnet, stellt sich die Situation für die Belüftung von Straßentunnel in der heutigen Zeit grundlegend anders dar als noch vor 20 oder 30 Jahren. Dominierte damals die Frischluftzufuhr auf Grund der hohen spezifischen Emissionsmenge eines Kfz, so ist heutzutage, vor allem im europäischen Raum, in der Regel der Brandfall das dimensionierende Ereignis bei der Auslegung von Lüftungsanlagen für Straßentunnel.

Nichts desto trotz ist eine ausreichende Frischluftzufuhr bzw. die Einhaltung relevanter Grenzwerte auch aus heutiger Sicht ein unabdingbares Muss. In den westlichen Industrieländern sind Abgasstandards bzw. Auslegungsstandards für Tunnelanlagen als sehr hoch einzustufen. Länder mit deutlich älteren Flottenzusammensetzungen bzw. mit veralteten oder unzureichenden Tunnelstandards hingegen, stehen oftmals vor dem Problem, ausreichende Kriterien definieren zu können, um einen sicheren Tunnelbetrieb gewährleisten zu können. Hier spielen vor allem die Schadstoffemissionen des Verkehrs eine entscheidende Rolle. Moderne EU Abgasnormen können nicht ohne weiteres auf andere Regionen dieser Erde umgewälzt werden. Vor allem in Ländern, in denen die Fahrzeugemissionen nicht westlichen Standards entsprechen, kommt der Frischluftzufuhr im Normalbetrieb zur Aufrechterhaltung der Sicherheit in Tunnelanlagen eine entscheidende Bedeutung zu. So führen sehr hohe Verkehrsaufkommen und damit verbundene hohe Stauhäufigkeiten zu einem massiven Schadstoffeintrag in Tunnelanlagen. Hier ist es von großer Wichtigkeit, eine funktionsfähige und ausreichend dimensionierte Frischluftzufuhr im Tunnel garantieren zu können. Vor allem in städtischen Ballungsgebieten treten diese Herausforderungen vermehrt auf.

Ein weiterer Punkt sind die immer strengeren gesetzlichen Vorgaben zum Immissionsschutz. So rückt in letzter Zeit der Schadstoff Stickstoffdioxid aus lufthygienischer Sicht zunehmend in den Vordergrund. Spielt er für die Frischluftzufuhr im Tunnel direkt eine eher untergeordnete Rolle, so kommt es in urbanen Räumen vermehrt zu Problemen bei der Einhaltung der Luftgütegrenzwerte im Bereich der Ausfahrtsportale. Auf Grund des Kolbeneffekts der durch den Tunnel fahrenden Fahrzeuge und, bei längsgelüfteten, im Richtungsverkehr betriebenen Tunnel, der Akkumulation der Schadstoffe über die Tunnellänge, werden sämtliche im Tunnel erzeugten Schadstoffe über das Ausfahrtsportal entlüftet. Hier kann es in weiterer Folge zu Problemen mit der Einhaltung der Luftgütegrenzwerte kommen. Eine ausreichende Verdünnung der im Tunnel entstehenden Emissionen kann nur durch eine entsprechend ausgelegte Frischluftzufuhr gewährleistet werden. Dies gilt gleichermaßen für längs- und quergelüftete Tunnelanlagen. Eine entscheidende Grundlage hierfür ist die möglichst genaue Kenntnis der Flottenzusammensetzung des jeweiligen Verkehrs.

Neben Stickstoffdioxid kommt es oftmals auch bei PM_{10} zu Problemen beim Einhalten der Luftgütegrenzwerte. Auf Grund immer modernerer Abgasnachbehandlungssysteme kommt den PM Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung eine zunehmend wichtige Rolle zu. Da diese Komponente am Prüfstand nicht bzw. nur unzureichend abgebildet werden kann, sind

Feldmessungen unabdingbar. PM Emissionen spielen sowohl im Tunnel als auch im Freiland eine entscheidende Rolle. Als Sichttrübung stellen sie im Tunnel ein aktives Sicherheitsrisiko dar, im Freilandbereich sind sie aus lufthygienischer Sicht limitiert.

In dieser Arbeit werden aktuelle Kriterien zur Dimensionierung der Frischluftzufuhr in Straßentunnel bereitgestellt, wobei ein besonderes Augenmerk auf die weltweite Situation gelegt wird. Es werden Emissionsfaktoren zu den derzeit relevanten Schadstoffkomponenten, getrennt nach Emissionsniveaus verschiedener Regionen dieser Erde ermittelt, die die jeweiligen unterschiedlichen Flottenzusammensetzungen berücksichtigen.

Des Weiteren werden die aktuellen bzw. zukünftigen europäischen Abgasnormen EU 5 und EU 6 bei der Erstellung von Emissionsfaktoren berücksichtigt. Ein weiteres Augenmerk liegt auf den sogenannten non exhaust Emissionen, also den PM Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung, die einen entscheidenden Einfluss auf die Sichttrübung in Tunnelanlagen haben. Hier werden neue Ansätze bzw. aktualisierte Daten für die Abschätzung dieser sicherheitsrelevanten Komponente nicht nur für Tunnel, sondern auch für Freilandstraßen dargestellt.

2 Grundlagen Lüftungsanlagen für Straßentunnel

Bereits bei der Planung von Tunnelanlagen, sei es für den Straßenverkehr, den Eisenbahn- oder nur für den Fußgängerverkehr, muss darauf geachtet werden, dass eine ausreichende Belüftung des Tunnels sichergestellt wird. Da die Verbindung zur freien Umgebung im einfachsten Fall nur über die Portale erfolgt, kann es ohne Lüftungsanlage unter Umständen zu Problemen beim Luftmassenaustausch kommen. Da auf Grund der Emissionen des Verkehrs Straßentunnel als am kritischsten betrachtet werden können, wird im Folgenden nur mehr auf diese Tunnelart eingegangen.

Ein regelmäßiger und vor allem planbarer Luftmassenaustausch in einer Tunnelanlage ist dabei aus zweierlei Hinsicht notwendig. Vorrangig werden Tunnel von Menschen benutzt, um Hindernisse zu überwinden. Es müssen also solche, für den Menschen im Normalfall gut beherrschbare Bedingungen geschaffen werden, damit sich diese jederzeit ohne Einschränkung der Gesundheit für die Verweildauer im Tunnel frei bewegen können. Die Verweildauer kann dabei stark schwanken. Im Normalbetrieb entspricht sie der Zeit, die benötigt wird, den Tunnel zu durchfahren. In Ausnahmesituationen kann sie aber erheblich größer sein, etwa während Stausituationen im Tunnel. Dies ist vor allem in Stadttunnel ein häufig vorkommendes Szenario. Auch während der Wartung und Instandhaltung unterscheidet sich die Verweildauer von Menschen im Tunnel stark vom Normalbetrieb.

Eine entsprechende Qualität der Luft spielt deshalb eine erhebliche Rolle. Vor allem der Luftschadstoff PM, der Hauptverursacher für die Sichttrübung in Tunnelanlagen, darf nicht unterschätzt werden. Steigt die Sichttrübung über ein vertretbares Maß an, sinkt die Sichtweite im Tunnel rapide ab. Eine Situation, vergleichbar mit einer nebligen Nacht im Freiland kann die Folge sein. Vor allem für die Verkehrssicherheit ist es daher unabdingbar, ausreichend gute Lüftungsbedingungen in einem Tunnel zu schaffen.

Neben der Sichttrübung spielen die Schadstoffe Kohlenmonoxid sowie die Stickoxide und hier besonders Stickstoffdioxid eine entscheidende Rolle bei der Einhaltung der Luftqualität im Tunnel. CO ist auf Grund seiner hohen Toxizität als sehr gefährlich einzustufen. In Tunnel mit Fahrzeugflotten westlichen Standards spielt CO zwar kaum mehr eine Rolle, vor allem Ottomotoren ohne geregelten Drei-Wege-Katalysator emittieren aber sehr große Mengen CO, die ohne entsprechende Lüftungsregelung im Tunnel problematisch werden können.

Bei den Stickoxiden ist NO₂ als relevant einzustufen. Stickstoffdioxid kann als Reizgas vor allem Menschen mit Atemwegsbeschwerden Probleme bereiten. Auch bei NO₂ ist deshalb auf eine ausreichende Belüftung im Tunnel zu achten.

Alle drei Komponenten (Sichttrübung, CO und NO₂) sind nach westlichen Standards in Tunnelanlagen gesetzlich limitiert. Nicht zuletzt deshalb wird im Folgenden auf diese Schadstoffe im Speziellen eingegangen.

Ursache für schlechte Luftqualitäten in Tunnel sind vor allem die im Tunnel entstehenden Emissionen der Fahrzeuge. Diese können in Emissionen aus verbrennungstechnischen Prozessen (Motor) und so genannten non exhaust Emissionen, also Emissionen aus nicht motorischen Prozessen unterteilt werden. Hierzu zählen z.B. Abrieb- und Aufwirbelungsprozesse. Prinzipiell kann gesagt werden, dass die Herausforderungen für die

Belüftung von Tunnelanlagen umso größer ist, je länger der Tunnel ist. Zum einen akkumulieren sich die ausgestoßenen Schadstoffe über die Tunnellänge, zum anderen wird der Effekt der natürlichen Belüftung mit zunehmender Länge immer geringer.

Bei der Belüftung von Tunnelanlagen werden daher drei verschiedenen Lüftungsarten unterschieden.

2.1 Natürliche Belüftung

Eine natürliche Belüftung eines Tunnels entsteht zum einen durch Druckdifferenzen an den Portalen und daraus entstehende Luftströmungen bzw. durch den Kolbeneffekt des durch den Tunnel fahrenden Verkehrs. Für kürzere Tunnel ist diese natürliche Belüftung ausreichend, um im Normalbetrieb genügend Frischluft im Tunnel zu garantieren bzw. im Brandfall ausreichend Zeit zum Flüchten zu gewährleisten. In Österreich ist in der RVS 09.02.31 [1] die maximal zulässige Länge eines Tunnel, der mittels natürlicher Belüftung betrieben werden darf auf maximal 700 m (bei weniger als 5000 Fzg. JDTV und geringer Stauhäufigkeit) geregelt. Tunnel mit natürlicher Belüftung verfügen in der Regel weder über Messgeräte zum Erfassen der Luftqualität bzw. der Strömungsverhältnisse noch über mechanische Belüftungseinrichtungen.

2.2 Mechanische Lüftung

Im Gegensatz zur natürlichen Belüftung steht die mechanische Belüftung von Tunnelanlagen. Reicht der sich auf Grund natürlicher Gegebenheiten einstellende Luftstrom nicht mehr aus, um jederzeit eine ausreichend gute Luftqualität im Tunnel garantieren zu können, bzw. übersteigt die Tunnellänge 700 m und kann im Brandfall keine ausreichende Belüftung sichergestellt werden, sind mit Ventilatoren entsprechende Situationen herzustellen. Die Steuerung der mechanischen Lüftung erfolgt über eine computergestützte Regelung, die einerseits auf die natürlichen Randbedingungen (natürliche Strömung) aber auch auf die betrieblichen Rahmenbedingungen (Verkehrsstärken, Luftqualität im Tunnel) Rücksicht nimmt. Hierzu sind Tunnelanlagen mit mechanischer Lüftung mit verschiedenen Sensoren ausgestattet, die unter anderem den Verkehr (Kameras, Zählstreifen), aber auch die Luftgüte (CO, Sichttrübung) sowie die Längsgeschwindigkeit der Luftströmung im Tunnel erfassen.

Die mechanische Lüftung kann in zwei Hauptgruppen gegliedert werden.

2.2.1 Längslüftung

Laut RVS 09.02.31 [1] ist eine Längslüftung bei Tunnellängen zwischen 500 m bis 3000 m vorgesehen. Sie stellt den technisch weniger aufwendigen Fall der mechanischen Lüftung dar. Strahlventilatoren werden im Fahrraum außerhalb des Lichtraumprofils an die Decke oder die Seitenwände montiert, um so einen künstlichen Schub zu erzeugen. In der Regel verfügen diese Strahlventilatoren über eine Schubumkehr, sodass sie in beide Richtungen betrieben werden können. Die Anzahl der notwendigen Strahlventilatoren bzw. deren Leistung richtet sich nach den Anforderungen des Tunnels. Hier spielt vor allem die Verkehrsstärke sowie die Tunnellänge und die Längsneigung eine Rolle. Wie bereits erläutert übernehmen Strahlventilatoren in längsgelüfteten Tunnelanlagen zum einen die

Rolle der aktiven Frischluftzufuhr über die Portale, zum anderen das Ausblasen von Rauchgasen im Brandfall, was ebenfalls über die Portale geschieht.

2.2.2 Querlüftung

Im Gegensatz zur Längslüftung steht die Querlüftung. Hier wird der Tunnel in Fahrraum und Lüftungskanäle unterteilt. Das bedeutet, dass die Luftführung, die bei der Vollquerlüftung, nach Zu- und Abluft getrennt ist, in baulich getrennten Kanälen, meist oberhalb der Fahrbahn geführt wird. Der Luftaustausch erfolgt in der Regel quer zur Tunnelachse. Im Gegensatz zur Längslüftung kommen deutlich größere Lüfter zum Einsatz, die als Axialventilatoren in eigenen Lüftergebäuden oder Kavernen am Ende der jeweiligen Lüftungskanäle untergebracht sind. Querlüftungen sind in Österreich ab Tunnellängen von 3000 m notwendig [1]. Querlüftungen haben den Vorteil, dass über die gesamte Länge des Tunnel ein Luftmassenaustausch realisiert werden kann, da sowohl die Zu- als auch die Abluft über eigene Öffnungen entlang des Tunnel ein- bzw. ausgebracht wird. Die Lüftung erfolgt nicht über die Portale, sondern entlang der jeweiligen Tunnelachse.

Neben der Vollquerlüftung wird vor allem die Halbquerlüftung unterschieden, bei der meistens die Abluft als Querlüftung, die Frischluft über die Portale als Längslüftung geführt wird. Daneben gibt es noch verschiedene Möglichkeiten der Punktabsaugung, auf die hier nicht näher eingegangen werden soll.

In Österreich werden Tunnel über 3000 m meistens als Vollquerlüftung ausgeführt. Die ersten Röhren fast aller großen Tunnelanlagen wurden in den 70-80ern Jahren des letzten Jahrhunderts gebaut, zu einer Zeit, als die meisten Ottomotoren noch ohne Katalysatoren ausgerüstet waren. Entsprechend hoch war die Schadstoffbelastung im Tunnel, der man Herr werden musste. Für die Auslegung der Lüftungsanlage maßgeblich war damals vor allem der tägliche Betriebsfall. Hierauf wird an späterer Stelle näher eingegangen.

3 Relevante Schadstoffkomponenten

Für den sicheren Betrieb von Tunnelanlagen im Straßenverkehr sind wie eingangs erwähnt vor allem drei Schadstoffe von Bedeutung. Diese werden im Folgenden erläutert.

3.1 Kohlenmonoxid (CO)

Kohlenmonoxid ist in seiner Konzentration auf Grund seiner starken Toxizität beim Betrieb von Tunnelanlagen limitiert. Das Atemgift behindert den Sauerstofftransport im Blut und kann daher zum Tod durch Erstickung führen. Deshalb ist in österreichischen Straßentunnel der CO Gehalt mit 100 ppm limitiert [1]. Wie bereits erwähnt, stammen die meisten großen Tunnelprojekte noch aus einer Zeit, in der der Drei-Wege-Katalysator für Ottomotoren kaum bzw. gar nicht verbreitet war. Da vor allem Ottorohabgase sehr hohe CO Konzentrationen aufweisen, war es vor allem bei längeren Tunnel von großer Wichtigkeit, auf eine ausreichende Belüftung der Tunnelröhre zu achten, damit der CO Gehalt in der Luft nicht zu groß wurde. Aus heutiger Sicht spielt CO beim Betrieb von Tunnelanlagen in Österreich nur mehr eine untergeordnete Rolle, da auf Grund der Abgasnachbehandlung und einer modernen Fahrzeugflotte praktisch keine relevanten CO Konzentrationen im Betriebsfall mehr auftreten.

3.2 Stickoxide (NO_x)

Stickoxide, zu denen vor allem Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid zählen, sind Reizgase, die bei längerer und andauernder Exposition zur Reizungen der Atemwege und somit zu Asthma führen können. Da der Aufenthalt im Tunnel in der Regel durch die Fahrdauer begrenzt ist, spielen sie aus medizinischer Sicht bei der Belüftung von Tunnelanlagen nur eine untergeordnete Rolle.

Aus lufthygienischer Sicht hingegen stellen sie neben PM₁₀ und PM_{2,5} einen derzeit relevanten Parameter dar. Da sich vor allem bei längsgelüfteten Tunnel die Schadstoffkonzentration zum Ausfahrtsportal hin akkumuliert, kann es beim Austritt ins Freiland unter Umständen zu Konflikten mit der entsprechenden Luftgütesetzgebung kommen. In Österreich sind die zulässigen Grenzwerte der Luftgüte im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) [3] definiert. Um eine Überschreitung der Grenzwerte beim Ausfahrtsportal zu verhindern, muss auf eine ausreichende Verdünnung der Schadstoffe bereits im Tunnel geachtet werden. Dies kann durch eine entsprechende Frischluftzufuhr gewährleistet werden.

3.3 Partikel

Partikel als Schadstoffe spielen in zweierlei Hinsicht eine relevante Rolle. Zum einen haben sie eine humanmedizinische Relevanz, andererseits stellen sie als Verursacher der Sichttrübung im Tunnel ein aktives Sicherheitsrisiko dar. Partikel können aus Festkörpern aber auch aus Aerosolen bestehen.

Sie entstehen primär durch die Verbrennung von kohlenstoffhaltigen Kraftstoffen sowie aus Abriebprozessen. Verkehrstechnisch kommen hier vor allem Kupplungen, Bremsen sowie Reifen als Quellen in Frage. Eine nicht zu unterschätzende Komponente ist die Aufwirbelung

und Wiederaufwirbelung des an der Straße entstehenden bzw. in der Luft enthaltenen, teilweise von weit her transportierten Staubs.

Sekundärpartikel, die vorwiegend als Aerosole ohne festen Kern vorliegen, entstehen durch luftchemische Prozesse als direkte Folge des Emissionsausstoßes. Hier sind vor allem Sulfate und Nitrate zu nennen. Sie unterliegen komplexen chemischen Prozessen, die unter anderem stark durch lokale Emittenten, aber auch meteorologische Randbedingungen wie etwa der Sonneneinstrahlung etc. abhängen.

Partikel werden entsprechend ihres Durchmessers in Klassen unterteilt. Da ihre Form je nach Zusammensetzung sehr unterschiedlich sein kann, wird der sogenannte aerodynamische Durchmesser eingeführt. Dieser entspricht dem Durchmesser einer Kugel, die die gleichen aerodynamischen Eigenschaften wie der zu klassifizierende Partikel besitzt. Entsprechend spricht man von PM_{10} bei Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner $10\ \mu\text{m}$, von $PM_{2,5}$ bei Durchmessern kleiner $2,5\ \mu\text{m}$ usw.

Auf Grund ihrer geringen Größe und der im Vergleich zu groben Stäuben sehr geringen Masse, kann davon ausgegangen werden, dass sich Partikel kleiner PM_{10} in der Ausbreitung ähnlich wie Gase verhalten. Dies ist insbesondere für die Annahmen der in Kapitel 7 beschriebenen Methodik zur Ermittlung von Aufwirbelungsfaktoren wichtig.

Im Folgenden werden die humanmedizinische Bedeutung sowie der Einfluss auf die Sichttrübung näher beschrieben.

3.3.1 Humanmedizinische Relevanz

Aus humanmedizinischer Sicht spielen Partikel, bzw. Feinstaub vor allem auf Grund der Lungengängigkeit eine Rolle. Abbildung 1 zeigt das Abscheidevermögen des menschlichen Körpers.

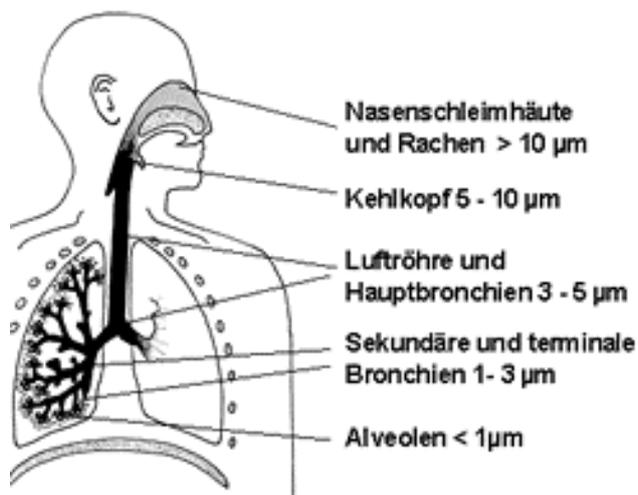


Abbildung 1: Partikelabscheidevermögen des menschlichen Körpers

Je kleiner die Partikel sind, umso tiefer können sie beim Einatmen in den menschlichen Körper vordringen. Partikel größer PM_{10} können in den oberen Atemwege wie Nasenschleimhaut und Rachen vom Körper abgeschieden werden. Fraktionen kleiner PM_{10} dringen tiefer in den Atemapparat bis hin zu den Lungen ein. Feinste Partikel mit Durchmessern unter $1\ \mu\text{m}$ können, bis in die Alveolen vordringen, womit es zu

Beeinträchtigungen beim Sauerstoffaustausch kommen kann. Ultrafeine Partikel kleiner 1 µm sind sogar in der Lage in den Zellkern vorzudringen und dort die „nukleare Architektur und Funktion“ zu verändern [20]. Besonders für Menschen mit einer Disposition für Atemwegserkrankungen bzw. Asthma kann eine hohe Partikelbelastung der Luft zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen führen. Des weiteren bilden Partikel einen Kondensationskern für verschiedenste Stoffe, wodurch sie zu einem idealen Trägermedium werden. Vor allem die Anreicherung kanzerogener oder giftiger Stoffe stellt aus gesundheitlicher Sicht ein Problem dar. Eine Verringerung der Partikelkonzentration in der Luft ist daher aus humanmedizinischer Sicht ein primäres Ziel.

3.3.2 Sichttrübung (PM₁₀, PM_{2,5})

Wie bereits angesprochen, spielen Partikel bei der Sichttrübung eine essentielle Rolle. Im Gegensatz zu Kohlenmonoxid und den Stickoxiden handelt es sich bei der Sichttrübung nicht um ein Gas, sondern um Partikel in der Luft. Da diese auf Grund ihrer lichtbrechenden Eigenschaften die Sichtweiten erheblich behindern können, stellen sie im Tunnel ein aktives Sicherheitsrisiko dar. Aus diesem Grund ist die zulässige Sichttrübung in Tunnel limitiert. Hier spielen die sogenannten non exhaust Emissionen, also die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung im Bereich von PM_{2,5} bis PM₁₀ eine besondere Rolle. Der Zusammenhang zwischen PM_{2,5} und der daraus resultierenden Sichttrübung ist in mehreren Veröffentlichungen dargestellt (z.B. [4], [5]). Er kann über einen linearen Faktor von 4,64 hergestellt werden.

Formel 1: Zusammenhang zwischen Sichttrübung und PM_{2,5} Konzentration [4], [5]

$$\text{Sichttrübung } K [m^{-1}] = 4,64 \times \text{PM Konzentration } [\mu g/m^3]$$

Aktuell scheint dieser Faktor ausreichend dokumentiert zu sein [2], [4].

4 Bedeutung der Frischluftzufuhr

Die Frischluftzufuhr in Tunnel ist stark von der Menge der im Tunnel entstehenden Schadstoffe abhängig. Diese wiederum stehen, mit Ausnahme der non exhaust Emissionen, in direktem Zusammenhang mit den Emissionsstandards der Fahrzeugflotten. Da diese in den einzelnen Ländern stark unterschiedlich sind, kommt auch der Frischluftzufuhr je nach Region bzw. Land unterschiedliche Bedeutung zu. Die Berechnung der notwendigen Frischluftmenge eines Tunnels erfolgt in der Regel auf Grund von Verkehrsprognosen und der daraus folgenden Berechnung des Luftbedarfs mit einer Emissionsrechnung. Dabei werden die Schadstoffemissionen nach einem multiplikativen Ansatz von *Emissionsfaktor* \times *Aktivität* berechnet. Der Emissionsfaktor gibt die Emissionsmenge eines bestimmten Fahrzeugtyps unter bestimmten Randbedingungen wie Fahrverhalten oder Baujahr wieder. Er ergibt sich in Abhängigkeit von der Verkehrssituation (abhängig vom Straßentyp) und der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte (Benzin, Diesel) im Bezugsjahr sowie deren Emissionsstandards im Zulassungsjahr.

Im Folgenden soll die derzeitige Situation der Frischluftzufuhr in verschiedenen Ländern näher dargelegt werden.

4.1 Situation in Österreich

In Österreich ist die Ermittlung der Frischluftzufuhr in Straßentunnel in der RVS 09.02.32 [2] geregelt. Es wird ein Berechnungsschema auf Basis der Verkehrsstärken sowie der Flottenzusammensetzung (Anteil Otto- und Dieselfahrzeuge, sowie Anteil des Schwerlastverkehrs) empfohlen. Wie eingangs bereits erwähnt, ist auf Grund der immer geringer werdenden spezifischen Emissionen des Straßenverkehrs in der Regel nicht der Normalbetrieb, sondern der Brandfall das relevante Ereignis zur Dimensionierung der Belüftungsanlage. Dennoch kommt vor allem der Sichttrübung eine besondere Bedeutung zu. Vor allem in Tunnelanlagen mit Gegenverkehr ist eine entsprechende Belüftung von Nöten, um die Sichttrübung innerhalb der geltenden Limits halten zu können. Für Österreich entscheidend ist vor allem die Relation der Aufwirbelung zu den aus den Verbrennungskraftmaschinen stammenden PM Konzentrationen.

4.2 Internationale Situation

International gesehen können die Verhältnisse in den westlichen Ländern sehr gut mit Österreich verglichen werden. Im Gegensatz dazu kommt es vor allem in Schwellenländern und weniger entwickelten Gebieten zu erheblichen Unterschieden. Diese Differenzen müssen bei der Auslegung von Tunnellüftungen entsprechend berücksichtigt werden.

4.2.1 Europa, Nordamerika, Japan, Australien

Auf Grund ähnlicher Emissionsstandards (EU-Normen, FTP Standards), kommt es nur zu marginalen Differenzen im Vergleich zu Österreich. Unterschiede bestehen vor allem hinsichtlich der Flottenzusammensetzung und hier vorzugsweise im Verhältnis der Otto- und Dieselmotoren. Während in Europa schwere Nutzfahrzeuge praktisch ausschließlich mit Dieselmotoren betrieben werden, ist der Anteil der benzinbetriebenen SNF vor allem in Nordamerika erheblich. Zudem ist der Anteil der PKW am gesamten Verkehrsaufkommen im

Vergleich zu Europa deutlich höher, was deren Einfluss auf die Schadstoffemissionen entsprechend stärkt.

Ein großer Unterschied besteht hinsichtlich der Lüftungsart von Tunnelanlagen. Setzt Österreich bei langen Tunnel (ab 3000 m Länge) vorzugsweise auf den Einsatz von Vollquerlüftungen, so kommen beispielsweise in Japan und Australien, aber auch in Skandinavien auch bei längeren Straßentunnel lediglich Längslüftungssysteme zum Einsatz. Da bei Längslüftungen die Schadstoffe nur über das Ausfahrtsportal ausgeschoben werden können, kommt in diesen Situationen der Frischlufteinbringung zur Verdünnung der Konzentrationen im Fahrraum eine besondere Bedeutung zu.

4.2.2 Weltweit

Betrachtet man die Situation außerhalb der westlichen Welt, so spielt vor allem die stark unterschiedliche Flottenzusammensetzung und damit die große Bandbreite an Emissionsniveaus der Fahrzeuge eine entscheidende Rolle. Können für die Industrieländer, wie oben beschrieben, praktisch einheitliche Standards angenommen werden, so reicht die Bandbreite der Abgasstandards in den weniger entwickelten Ländern von „nicht vorhanden“ bis „hochmodern“. Da auch in diesen Ländern der Individualverkehr zunimmt und immer mehr Tunnelanlagen gebaut werden, können die westlichen Berechnungsgrundlagen für die Frischluftzufuhr nicht ohne Weiters übernommen werden. In dieser Arbeit werden daher, ausgehend von Emissionsstandards für die Industrieländer (Kategorie A), Emissionsniveaus für Länder der Kategorien B und C ausgeführt und diskutiert.

5 Richtlinien

Für die europäischen Länder kann festgehalten werden, dass praktisch jene Länder, deren Straßennetz viele Tunnel aufweist, über eigene Direktiven verfügen, in denen die Verfahren zur Auslegung von Lüftungsanlagen für Straßentunnel festgelegt sind. Im Folgenden sollen die für den Alpenraum wichtigsten Richtlinien kurz gegenübergestellt werden und anschließend mit den Empfehlungen der PIARC verglichen werden.

5.1 Österreich, Schweiz, Deutschland

In Österreich gelten, wie bereits erwähnt, die Vorgaben der RVS. Die neu überarbeitete RVS 09.02.32 [2] berücksichtigt erstmals die in Europa relativ neuen Schadstoffklassen EU 5 und EU 6 für PKW sowie EU IV für SNF. In Abhängigkeit vom Fahrzustand (Steigung und Geschwindigkeit) werden Emissionsfaktoren für die durchschnittliche österreichische Fahrzeugflotte getrennt nach Diesel und Otto Fahrzeugen bereitgestellt. Über diese Faktoren kann auf die Emissionsmengen im Tunnel geschlossen werden, die dann als Eingangsparameter für die weitere Dimensionierung der Lüftungsanlage gelten. Die RVS ist in Österreich zwar als Richtlinie und damit nicht als Gesetz ausgeführt, für Autobahnen und Schnellstrassen ist sie jedoch als verbindlich anzusehen. Mit ausreichenden Begründungen und Begutachtung durch die Behörde (BMVIT) kann von dieser Richtlinie abgewichen werden.

In der Schweiz gilt die Richtlinie ASTRA 13 001 Lüftung der Straßentunnel [6]. Sie ist ähnlich wie die RVS in Österreich aufgebaut und basiert auf den gleichen Prinzipien zur Auslegung der Tunnellüftung. Die schweizerische Richtlinie ASTRA enthält im Gegensatz zur österreichischen RVS Emissionsfaktoren der PIARC, die für die Schweizer Flotte angepasst wurden.

Die deutsche Richtlinie RABT (Richtlinie für die Ausstattung und den Betrieb von Straßentunneln) [7] ist ebenso wie die ASTRA mit der RVS in Österreich vergleichbar. Die in der RABT angeführten Emissionsfaktoren sind auf die durchschnittliche deutsche Flotte abgestimmt.

Alle Richtlinien basieren auf den gleichen multiplikativen Ansätzen zur Ermittlung der Emissionen und in weiterer Folge des Frischluftbedarfs. Unterschiede treten vor allem in der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte auf.

5.2 PIARC

Die PIARC [8] ist die Weltstraßenorganisation und unterhält verschiedene Arbeitsgruppen, die sich mit unterschiedlichsten straßenrelevanten Themen beschäftigen. Unter anderem werden internationale Empfehlungen bezüglich der Dimensionierung von Tunnelanlagen ausgegeben. Die in der derzeit noch gültigen Veröffentlichung angeführten Emissionsfaktoren repräsentieren Fahrzeuge mit Baujahren bis 2003 [4]. Die im Rahmen dieser Dissertation durchgeführten Berechnungen zur Berücksichtigung modernerer Fahrzeuge sowie nicht westlicher Flottenzusammensetzung und deren Auswirkungen auf die Emissionsfaktoren werden im nächsten PIARC Report zur Berechnung des Frischluftbedarfs

in Tunnelanlagen berücksichtigt sein [9]. Die Daten der PIARC können als internationaler Standard angesehen werden und werden als solcher auch zitiert.

6 Berechnung der benötigten Frischluftzufuhr

Die Berechnung der benötigten Frischluftzufuhr in Tunnelanlagen basiert, unabhängig von den gewählten bzw. vorhandenen Emissionsfaktoren, länderübergreifend auf dem gleichen Prinzip. Es wird ein multiplikativer Ansatz verwendet, der die im Tunnel entstehenden Emissionen getrennt nach PKW und SNF sowie die zulässigen Grenzwerte berücksichtigt. So wird der Gesamtluftbedarf in $[m^3/s]$ für den gesamten Tunnel ermittelt. Erst danach werden natürliche bzw. andere Belüftungseffekte (Wind, Kolbeneffekt der Fahrzeuge) berücksichtigt.

6.1 Eingangsparameter

Um eine möglichst realitätsnahe Berechnung der Frischluftzufuhr durchführen zu können, sind mehrere Eingangsparameter notwendig. Hierzu zählen vor allem die Emissionsfaktoren, aufgeschlüsselt nach diesel- und benzinbetriebenen Kfz, die zur Berechnung der im Tunnel entstehenden Schadstoffe notwendig sind. Einen direkten Einfluss hat neben den verwendeten Emissionsfaktoren auch die Verkehrsstärke. Unabhängig davon, welche Kennzahl für die Intensität des Verkehrs herangezogen wird, wird die Berechnung umso genauer, je realitätsnäher diese Verkehrsstärke abgeschätzt werden kann. In der Regel erfolgt eine Differenzierung zwischen PKW und SNF sowie zwischen benzin- und dieselbetriebenen Fahrzeugen.

6.2 Flottenzusammensetzung

Normalerweise basieren die für die Berechnung der Tunnelbelüftung benutzten Emissionsfaktoren auf einem Flottenmix, das heißt auf einer bestimmten Zusammensetzung verschiedener Abgasnormen. Dieser Flottenmix hat einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der Emissionsfaktoren, repräsentiert er doch den Anteil unterschiedlicher Baujahre und Emissionsstandards. Da dieser Flottenmix aber immer eine Abschätzung des Istzustands bzw. eines prognostizierten Zustandes der nächsten Jahre oder sogar Jahrzehnte darstellt, sind Unschärfen nicht zu vermeiden. Es bedeutet einen beträchtlichen Aufwand, für jedes Land einen eigenen Flottenmix und daraus Emissionsfaktoren abzuleiten. Zudem sind in vielen Ländern diese Daten nicht vorhanden. Daher werden nach Möglichkeit Länder mit ähnlicher Flottenzusammensetzung zu einer Region zusammengefasst. Im Folgenden werden Länder bzw. Regionen mit vergleichsweise hohen Emissionsstandards und regelmäßigen technischen Überprüfungen der Fahrzeuge untersucht. Es handelt sich hierbei um den mittel- und westeuropäischen Raum sowie Nordamerika. Für Untersuchungen in anderen Ländern und Regionen wird auf Kapitel 8.2 verwiesen.

6.3 Abgasstandards

Die in dieser Arbeit verwendeten Abgasstandards beziehen sich in der Basis auf die sogenannten EURO Normen, wie sie vor allem im europäischen Raum, teilweise auch außerhalb genutzt werden. Die Standards B und C sind mit entsprechenden Faktoren zum Standard A (EURO Norm) versehen. Die Abgasstandards entsprechen den Vorgaben der Europäischen Union und definieren die zulässigen Abgasgrenzwerte für die Typgenehmigung von Kraftfahrzeugen. In Abhängigkeit von der Flottenzusammensetzung

jedes Landes bzw. jeder Region kommt es zu einer Vermischung der einzelnen Abgasstandards. Auf eine nähere Erläuterung der Abgasstandards wird an dieser Stelle verzichtet, da sie nicht Hauptbestandteil dieser Arbeit sind. Zur Übersicht sind die Emissionsgrenzwerte für PKW und SNF nach EU Norm in Tabelle 1 angeführt.

Tabelle 1: Emissionsgrenzwerte nach EU Norm

	Emissionsgrenzwerte für PKW mit Benzinmotor					
	Angaben in mg/km					
Norm	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Erstzulassung	Jan, 1993	Jan, 1997	Jan, 2001	Jan, 2006	Jan, 2011	Jan, 2015
CO	3,16	2,2	2,3	1	1	1
(HC + NO _x)	1,13	500				
NO _x			150	80	60	60
HC			200	100	100	100
davon NMHC					68	68
PM					5*	5*

* mit Direkteinspritzung

	Emissionsgrenzwerte für PKW mit Dieselmotor					
	Angaben in mg/km					
Norm	Euro 1	Euro 2	Euro 3	Euro 4	Euro 5	Euro 6
Erstzulassung	Jan, 1993	Jan, 1997	Jan, 2001	Jan, 2006	Jan, 2011	Jan, 2015
CO	3,16	1	640	500	500	500
(HC + NO _x)	1,13	700 / 900 *	560	300	230	170
NO _x			500	250	180	80
PM	180	80 / 100 *	50	25	5	5

* mit Direkteinspritzung

Emissionsgrenzwerte für SNF mit Dieselmotor						
Angaben in g/kWh, Smoke in m²						
Norm	gültig ab	CO	HC	NO _x	PM	Ruß
Euro I	1992, < 85 kW	4,5	1,1	8	0,612	
	1992, > 85 kW	4,5	1,1	8	0,36	
Euro II	Okt 1996	4	1,1	7	0,25	
	Okt 1998	4	1,1	7	0,15	
Euro III	Okt 1999, nur EEV	1,5	0,25	2	0,02	0,15
	Okt 2000	2,1	0,66	5	0,1 0,13 ^a	0,8
Euro IV	Okt 2005	1,5	0,46	3,5	0,02	0,5
Euro V	Okt 2008	1,5	0,46	2	0,02	0,5
Euro VI	Jan 2013	1,5	0,13	0,4	0,01	

a - Fzg, mit weniger als 0,75 dm³ Hubraum pro Zylinder und mehr als 3000 min⁻¹ Normdrehzahl
EEV - environmental enhanced vehicle

6.4 Rechenalgorithmus

Der für die Frischluftzufuhr international verwendete Rechenalgorithmus basiert auf der Berechnung des Luftbedarfs pro Fahrstreifen und Schadstoff. So kann auf den gesamten im Tunnel benötigten Frischluftbedarf in Abhängigkeit der relevanten Schadstoffe geschlossen werden. Ein Vergleich der einzelnen Schadstoffe zeigt den jeweils größten benötigten Luftbedarf auf. Um sämtliche Verkehrssituationen abdecken zu können, wird der Luftbedarf für mehrere Geschwindigkeiten (z.B. 10 km/h Schritte), inkl. Stillstand berechnet.

Einfluss haben neben den Emissionen des Verkehrs, die wiederum von der Anzahl der Fahrzeuge und deren Schadstoffausstoß abhängig sind, auch die zulässigen Grenzwerte bzw. Hintergrundkonzentrationen der einzelnen Schadstoffe. Je höher die Grenzwerte gewählt werden, umso geringer wird der benötigte Frischluftbedarf. Formel 2 bis Formel 4 zeigen die entsprechenden Ansätze für die Berechnung des Frischluftbedarfs.

Formel 2: Anzahl der Fahrzeuge im Tunnel bei Stillstand

$$\text{für } v = 0 \text{ km/h (Stillstand)} \quad n_{\text{Kfz}} = D_0 \cdot L$$

n_{Kfz}	Anzahl der Fahrzeuge im Tunnel [Kfz]
D_0	Verkehrsdichte bei Stillstand [Fzg/km] (150 Fzg/km)
L	Tunnellänge [km]

Formel 3: Anzahl der Fahrzeuge im Tunnel bei Verkehrsfluss

$$\text{für } v > 0 \text{ km/h} \quad n_{\text{Kfz}} = \frac{M \cdot L}{v}$$

M	Anzahl der Fzg. pro Stunde [Fzg/h]
v	Geschwindigkeit der Fahrzeuge [km/h]

Formel 4: benötigter Frischluftbedarf

$$\dot{V} = \sum (n_{\text{Kfz}} \cdot Q) \cdot \frac{1}{C_{\text{zul}} - C_{\text{Hintergrund}}}$$

\dot{V}	benötigter Volumenstrom [m ³ /s]
Q	Emissionen [g/(Fzg*h)] bzw. [m ² /(Fzg*h)]
C_{zul}	zulässige Konzentration des Schadstoffs [g/m ³]
$C_{\text{Hintergrund}}$	Hintergrundkonzentration des Schadstoffs [g/m ³]

Die Emissionen des Verkehrs (Q) werden über Emissionsfaktoren abgeschätzt.

6.5 Unsicherheiten im Berechnungsverfahren

Die Herausforderungen der internationalen Berechnung bestehen vor allem in der Unsicherheit der Flottenzusammensetzung und damit in Problemen bei einer möglichst

genauen Beschreibung der Emissionsniveaus. Da das Emissionsverhalten aber einen direkten Einfluss auf die benötigte Frischluftmenge hat, ist eine möglichst genaue Kenntnis der Flottenzusammensetzung für eine möglichst realitätsnahe Berechnung von Vorteil. Um nun das Emissionsverhalten beschreiben zu können, sind vor allem statistische Werte zur Flottenzusammensetzung unabdingbar. Hier geht es vorzugsweise um die Anteile der einzelnen Schadstoffklassen an der Gesamtflotte eines Landes. Prinzipiell kann festgehalten werden, dass die Emissionen einer Flotte umso genauer beschrieben werden können, je stärker diese aufgeschlüsselt werden kann. Um aber den Aufwand auf ein akzeptables Maß zu beschränken, wird in den meisten Richtlinien, so auch in dieser Arbeit, lediglich nach PKW und SNF unterschieden, wobei die PKW auch nach Otto- und Dieselmotoren getrennt betrachtet werden. Da abgesehen vom us-amerikanischen Raum SNF praktisch ausschließlich mit Diesel betrieben werden, erscheint eine zusätzliche Unterteilung der SNF nach ihrem Antriebskonzept als wenig sinnvoll. Eine weitere Vereinfachung besteht darin, dass die Gruppe der SNF nicht weiter unterteilt wird. Sämtliche Fahrzeuge über 3,5 t zulässigen Gesamtgewichts werden zusammengefasst. Liegen detaillierte Informationen vor, so kann ein durchschnittliches schweres Nutzfahrzeug definiert werden, das die Flotte entsprechend repräsentiert.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Flottenzusammensetzungen und Schadstoffniveaus verschiedener Länder zusammengetragen und analysiert. Neben der österreichischen Flotte, für die sehr detaillierte statistische Werte vorliegen, konnten beispielhaft Zahlen für Australien, Algerien und China ermittelt werden.

7 Validierung der Emissionsfaktoren

7.1 Grundlagen

Um die im Tunnel entstehenden Emissionen möglichst genau berechnen zu können, sind validierte Emissionsfaktoren sowohl für PKW als auch für SNF notwendig. Emissionsfaktoren werden nach heutigem Stand der Technik auf Rollenprüfständen bzw. auf Motorprüfständen unter Laborbedingungen ermittelt. Rollenprüfstände kommen dabei für PKW zur Anwendung, Motoren von SNF werden vorzugsweise auf Motorenprüfständen untersucht, da der gleiche Motor oftmals in verschiedenen Fahrzeugtypen eingebaut ist.

Obwohl diese Untersuchungen seit Jahren durchgeführt werden und ein breites Band an technischen Hilfsmitteln zur Verfügung steht, kann immer nur ein Bruchteil der Fahrzeugflotte untersucht werden. Die so gewonnenen Daten werden dann über statistische Zahlen zur angenommenen Fahrzeugflotte auf das gesamte Fahrzeugkollektiv hochgerechnet. Somit erhält man das durchschnittliche Emissionsniveau der Fahrzeuge, getrennt nach Fahrzeugkategorie und Schadstoffklasse.

Über einen multiplikativen Ansatz mit der Fahrzeugflotte kann auf die Gesamtemission durch den Straßenverkehr geschlossen werden.

Nichts desto trotz erscheint es notwendig, diese Emissionsfaktoren über Feldmessungen im tatsächlichen Betrieb zu untersuchen. Vor allem Tunnelanlagen bieten hierfür optimale Bedingungen. Sie können als das „ideale Labor“ betrachtet werden, da die Randbedingungen wie etwa Verdünnung oder Schadstoffhintergrund sehr gut bestimmt werden können. Zwar repräsentieren auch die Feldversuche nur einen Bruchteil der tatsächlichen Fahrsituationen, allerdings fallen zumindest für die untersuchten Bereiche die Unsicherheiten der Flottenzusammensetzung weg, da die Messungen unter realen Bedingungen stattfinden.

Eine 100%ige Übereinstimmung der simulierten und tatsächlichen Emissionen wird nie erreichbar sein, da die Einflussfaktoren bzw. Unsicherheiten sowohl auf simulationstechnischer als auch auf messtechnischer Seite zu groß sind. Generell ist es aber von Vorteil, wenn die rechnerisch ermittelten Emissionen die tatsächliche Situation tendenziell leicht überschätzen. Somit kann in der Rechnung ein eher konservativer Wert herangezogen werden und man wird bei der Berechnung der Emissionen auf der sicheren Seite sein. Eine zu starke Überschätzung der simulierten Emissionen wiederum sollte vermieden werden, da dies in weiterer Folge zu einem eventuell überhöhten Aufwand bei der Tunnelbelüftung führen kann.

7.2 Methodik

Die Methodik zur Validierung der Emissionsfaktoren basiert auf dem Konzept der Massenerhaltung („Entrance-Exit“ Model). Das bedeutet, dass aus der Differenz der Schadstoffe zwischen Tunneleingang und Tunnelausgang, bzw. Messpunkt auf die angefallenen Emissionen und über die Zusammensetzung des Verkehrs in weiterer Folge auf die Emissionsfaktoren geschlossen werden kann. Die Messung der Schadstoffbelastung erfolgt mit dem Stand der Technik entsprechenden Messmethoden. Zur Bestimmung der

NO_x Konzentrationen wird mit dem Verfahren der Chemilumineszenz gearbeitet, CO wird mittels Infrarotabsorption detektiert und Feinstaub wird über Beta-Absorption bzw. gravimetrische Verfahren gemessen.

Vorbelastete Luft tritt am Einfahrtsportal in den Tunnel ein und wird durch den Kolbeneffekt der Fahrzeuge bzw. durch die mechanische Lüftung durch den Tunnel geschoben. Dabei reichert sich die Luft mit den im Tunnel ausgestoßenen Schadstoffen an. An jedem Punkt im Tunnel liegt somit die bis zum jeweiligen Standort akkumulierte Schadstoffbelastung der Luft vor. Zieht man die Vorbelastung der Luft am Einfahrtsportal ab, so erhält man die Summe der Schadstoffkonzentrationen, die über die Wegstrecke im Tunnel angefallen ist.

Zur Bestimmung der Emissionen muss die zum jeweiligen Zeitpunkt vorherrschende Verdünnung berücksichtigt werden. Hierzu ist die Messung der Längsströmung durch den Tunnel im Messquerschnitt notwendig. Über die freie Querschnittsfläche kann auf den Volumenstrom [m³/s] geschlossen werden.

Über die Entfernung der Messstelle vom Eingangsportal (Länge des Kontrollvolumens) sowie über die Zeitschritte der einzelnen Messwerte kann dann auf die Emissionen der einzelnen Schadstoffe für das jeweilige Flottenkollektiv geschlossen werden. In Formel 5 ist die Methodik nochmals dargestellt. Als zeitliche Auflösung wurden jeweils Einstundenmittelwerte verwendet, da die Verkehrszählung nicht höher aufgelöst vorlag.

Formel 5: Berechnung der Emissionen [Masse/(Länge*Zeiteinheit)] im Tunnel

$$Emissionen = \frac{(Immission_{Messquerschnitt} - Immission_{Hintergrund}) \cdot \dot{V}}{Länge_{Kontrollvolumen} \cdot Zeitschritt}$$

\dot{V} Volumenstrom im Messquerschnitt [m³/s]
Kontrollvolumen Strecke zwischen Messquerschnitt im Tunnel und Einfahrtsportal

Formel 6: Berechnung des Volumenstroms im Tunnel

$$\dot{V} = v \cdot A$$

v mittlere Längsströmungsgeschwindigkeit im Messquerschnitt [m/s]
 A freie Querschnittsfläche im Messquerschnitt [m²]

Um die hier beschriebene Methodik verwenden zu können, ist es notwendig, dass im Tunnel eine reine Längsströmung vorliegt. Dies bedeutet, dass zum Zeitpunkt der Messung der Tunnel längsgelüftet wird. Tunnel, die mit einer Querlüftung ausgerüstet sind, können ebenso mit dieser Methodik untersucht werden, allerdings muss die Lüftung zum Messzeitpunkt außer Betrieb sein, um Einflüsse durch das Einbringen bzw. Absaugen der Luft zu vermeiden. Kann keine reine Längslüftung garantiert werden, so kommt es zu einem erhöhten Messaufwand, da die Massenströme in jedem Zu- und Abluftkanal separat ermittelt werden müssen, um die Bilanz zu erstellen.

Zudem ist es notwendig, mit einer entsprechenden Zeitauflösung der Messdaten zu arbeiten. Typischerweise sollten HMW bzw. MW1, idealerweise 5-10 Minutenmittelwerte, verwendet

werden. So kann die Unschärfe der Ergebnisse maßgeblich reduziert werden. Da die mittlere Strömungsgeschwindigkeit einen entscheidenden Einfluss auf die Verdünnung und damit auf die ermittelnden Emissionen hat, sollte sie möglichst genau gemessen werden. Hierzu bieten sich streckenmittelnde Messverfahren an, die die Längsströmungsgeschwindigkeit über den gesamten Tunnelquerschnitt detektieren.

Weiters ist eine Verkehrszählung mit Aufschlüsselung des Schwerverkehrs im Messquerschnitt notwendig, um aus den Emissionen des Flottenkollektivs auf die spezifischen Emissionen der einzelnen Fahrzeugkategorien schließen zu können. In den vorliegenden Untersuchungen wurde die Flotte nach PKW und SNF aufgeschlüsselt, um für diese Kategorien Emissionsfaktoren zu ermitteln.

Verglichen werden die so ermittelten Emissionsfaktoren mit Werten aus der Literatur, die im Regelfall für die Berechnung von Fahrzeugemissionen herangezogen werden. Im vorliegenden Fall werden als Vergleichsbasis die Werte der derzeit gültigen RVS 09.02.32 [2] bzw. des PIARC reports [4] herangezogen. Anschließend werden die Emissionsfaktoren des Computerprogramms NEMO [10] überprüft, das am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU Graz entwickelt wurde und für verschiedene Verkehrssituationen und Flottenzusammensetzungen Emissionen berechnet. Da dieses Programm nicht kommerziell vertrieben wird und fast ausschließlich firmenintern verwendet wird, wurden andere Emissionsfaktoren wie etwa solche aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) [11] untersucht. Berücksichtigt wurden dabei nur Schadstoffe, die für die Lüftungsauslegung von Tunnelanlagen relevant sind. Hierzu zählen Stickoxide, Kohlenmonoxid und Feinstaub.

7.3 Untersuchte Tunnel

Die im Rahmen dieser Arbeit angeführten Messungen zur Validierung der Emissionsfaktoren fanden in mehreren österreichischen Tunneln statt. Hierzu wurde immer nach den Ansätzen in Formel 4 gearbeitet. Durchgeführt wurden Messungen im Plabutschunnel auf der A9, dem Kalcherkogeltunnel auf der A2 sowie dem Strenger Tunnel auf der S16.

Der Plabutschunnel eignet sich auf Grund seiner Nähe zur Technischen Universität Graz hervorragend für Untersuchungen. Er stellt die Nord-Süd Umfahrung der Stadt Graz dar und wird als zweiröhriger Autobahntunnel mit Vollquerlüftung betrieben. Der Tunnel hat eine Länge von 10 km bei einem Verkehrsaufkommen von etwa 15400 Fahrzeugen pro Tag und Richtung. Darin inkludiert sind etwa 15 % SNF. Durch das hohe Verkehrsaufkommen reicht der entstehende Kolbeneffekt aus, um genug Frischluft in den Tunnel einzubringen. Aus diesem Grund kommt die Vollquerlüftung im Plabutschunnel im Normalfall nur selten zum Einsatz. Der Messquerschnitt im Tunnel befindet sich in einer Pannenbucht etwa 5 km hinter dem Einfahrtsportal in Fahrtrichtung Linz. Auf Grund der relativ langen Strecke zwischen Portal und Messquerschnitt und der sich durch den Kolbeneffekt einstellenden Längslüftung kann im Messquerschnitt von einer sehr homogenen Strömung ausgegangen werden, was die Unsicherheit der Messung auf Grund der Randbedingungen stark reduziert. Untersuchungen im Plabutschunnel fanden während zwei Messkampagnen zu den Komponenten NO_x , CO, PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ statt.



Abbildung 2: links: Lage des Plabutschtunnel im Grazer Stadtgebiet (Quelle: viamichelin), rechts: Bild des Südportals Fahrtrichtung Linz

Der Kalcherkogeltunnel auf der A2 im Packabschnitt ist Teil einer Tunnelkette zwischen Graz und Klagenfurt auf einer Seehöhe von 1000 m ü.d.A. Er hat eine Länge von etwa 2000 m und wird wie der Plabutschtunnel ebenfalls im Richtungsverkehr bei einem JDTV von etwa 6200 Fahrzeugen betrieben. Der Anteil der SNF liegt bei etwa 20 %. Der Tunnel ist längsgelüftet und weist in Fahrtrichtung Klagenfurt eine Steigung von 2,5 % auf. Diese Richtungsfahrbahn wurde auch für die Untersuchungen herangezogen, da auf Strecken mit Steigungen das Emissionsverhalten der Fahrzeuge durch die höhere anliegende Last deutlich konstanter als auf Gefällen ist. Der Messstandort befand sich in einer Pannenbucht in der Tunnelmitte, etwa 1 km vom Ostportal entfernt. Abbildung 3 zeigt die Lage des Tunnels.

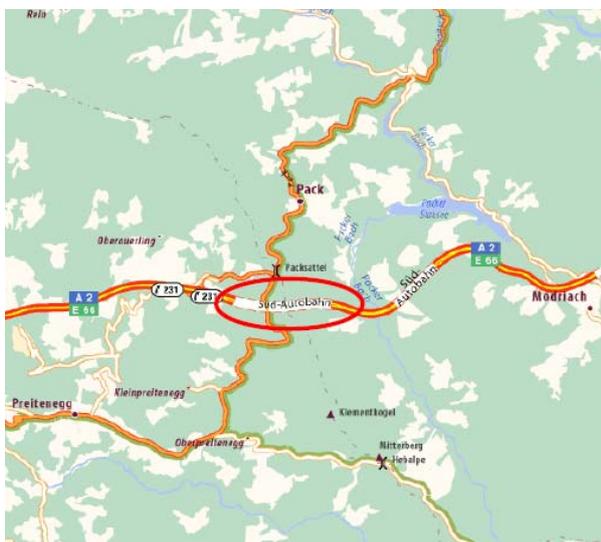


Abbildung 3: Lage des Kalcherkogeltunnel (Quelle: viamichelin)

Der dritte untersuchte Tunnel ist der Strenger Tunnel in Tirol. Er ist Teil der S 16 Arlberg Schnellstraße und umfährt den Ort Strengen bei Landeck. Der Tunnel ist 5851 m lang und wird im Richtungsverkehr betrieben. Er besitzt wie der Plabutschunnel eine Vollquerlüftung, die im Untersuchungszeitraum aber nicht in Betrieb war. Die Messstelle befand sich etwa 4900 m hinter dem Einfahrtsportal. Der Strenger Tunnel weist eine Steigung von 2,9 % und einen JDTV von 7600 Fahrzeugen auf, wobei der Anteil der SNF bei etwa 17 % liegt. In Abbildung 4 ist die Lage dargestellt.



Abbildung 4: Lage des des Strenger Tunnel (Quelle: viamichelin)

Die Messungen in den Tunneln wurden immer nach demselben Prinzip durchgeführt. Über einen Zeitraum von mehreren Tagen bzw. Wochen wurde die NO_x sowie je nach Untersuchung die PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ bzw. CO Konzentration sowie die Verkehrszusammensetzung und die Strömungsverhältnisse im Tunnel bzw. außerhalb des Tunnels gemessen. Abbildung 5 zeigt beispielhaft den Messaufbau im Tunnel. Bei der Verkehrszusammensetzung bzw. den Strömungsverhältnissen wurde dabei auf Werte der fix im Tunnel verbauten Messgeräte zurückgegriffen.



Abbildung 5: Messaufbau im Tunnel

Neben speziell für diese Arbeit durchgeführte Messungen wird in weiterer Folge auch auf Messkampagnen aus der Literatur zurückgegriffen. Diese werden ebenso diskutiert und in die Vergleich mit einbezogen. Vor allem für Feinstaub stehen Messreihen aus der Schweiz zur Verfügung [15].

In Tabelle 2 sind die oben beschriebenen und untersuchten Tunnel mit ihren Kennwerten nochmals aufgelistet.

Tabelle 2: Übersicht der untersuchten Tunnel in Österreich

Name	Verkehrsfluss	Messstrecke	Steigung	JDTV
Plabutschunnel	Richtungsverkehr	5000 m	+0,81 %	15400
Kalcherkogeltunnel	Richtungsverkehr	1000 m	+2,5 %	6200
Strenger Tunnel	Richtungsverkehr	4900 m	+2,9 %	7600

7.4 Eingesetzte Messtechnik

Bei der eingesetzten Messtechnik handelt es sich um standardisierte Messgeräte zum dynamischen Erfassen der einzelnen Schadstoffkomponenten.

7.4.1 Stickoxide

Stickoxide werden auf Basis der Chemilumineszenz erfasst. Dabei wird die Tatsache genutzt, dass bei einer Reaktion von NO und O₃ eine charakteristische Lumineszenz entsteht, deren Intensität linear zur NO Konzentration im Proben gas ist. Um auch NO₂ messen zu können, muss dieses zunächst in NO konvertiert werden. Hierfür wird es mittels eines Molybdän Konverters in NO reduziert. Entsprechend verfügen die Messgeräte über zwei Kanäle. Einen Kanal, in dem NO direkt gemessen wird und ein zweiter Kanal, in dem der Molybdän Konverter sitzt. Dieser Kanal ermittelt die NO_x Konzentration, wobei NO₂ als NO vorliegt. Die tatsächliche NO₂ Konzentration ergibt sich in weiterer Folge als Differenz des NO_x Kanals mit der NO Messung. Das für die chemische Reaktion benötigte Ozon wird in einem eigenen Ozongenerator direkt im Messgerät bereitgestellt. Damit kein überschüssiges Ozon an die Umgebung abgegeben wird, verfügen die Messgeräte vor dem Auslass über einen Ozon Scrubber, der O₃ wieder reduziert. Zum Einsatz in den vorliegenden Untersuchungen kamen Geräte der Firmen Teledyne API bzw. Thermo Scientific, die NO_x auf HMW Basis ermitteln. Abbildung 6 und Abbildung 7 zeigen ein Symbolbild sowie das Messprinzip der NO_x Messung.



Abbildung 6: Symbolbild eines NO_x Gasanalysators (Quelle: Thermo Scientific)

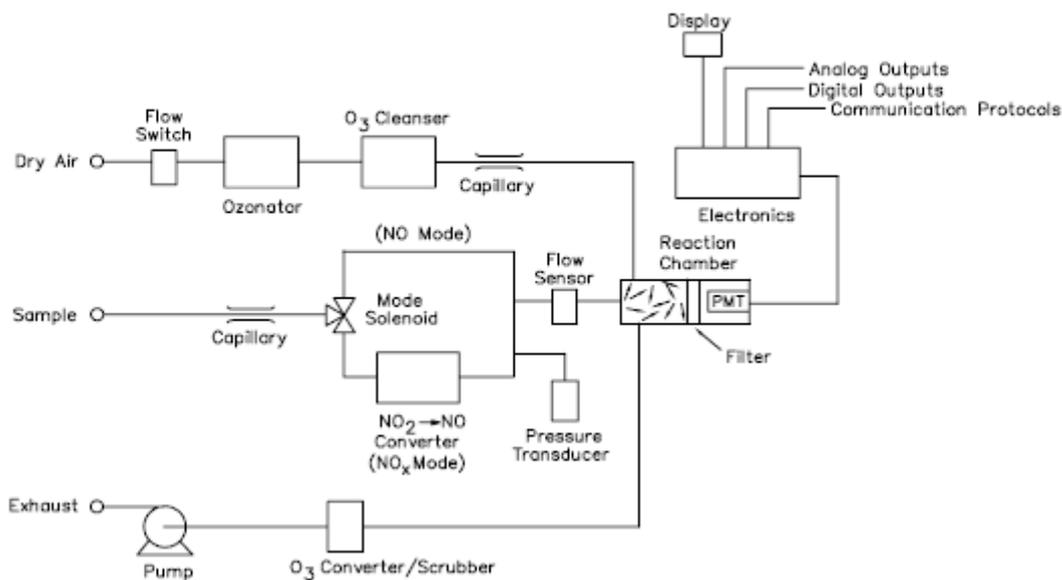


Abbildung 7: Prinzipskizze eines NO_x Analysators mittels Chemilumineszenz

7.4.2 Kohlenmonoxid

Kohlenmonoxid wird mittels nicht-dispersiver Infrarot-Photometrie detektiert. Dabei wird die Absorption infraroter Strahlung durch CO genutzt. Das Probegas wird in eine Gaskammer geleitet, die mit Infrarotlicht bestrahlt wird. Abwechselnd wird eine Referenzkammer mit bekannter Gaszusammensetzung der gleichen IR-Quelle ausgesetzt. Die durch die periodische Bestrahlung resultierenden Druckschwankungen in den jeweiligen Messzellen werden über einen Empfänger aufgezeichnet. Der direkte Vergleich der Druckschwankungen der Probengaszelle mit jener der Referenzzelle ist ein Maß für die CO Konzentration im Probegas. Eingesetzt wurden Messgeräte der Firma Teledyne API. Die Daten wurden als HMW aufgezeichnet. In Abbildung 8 ist ein Symbolbild sowie das Messprinzip dargestellt.

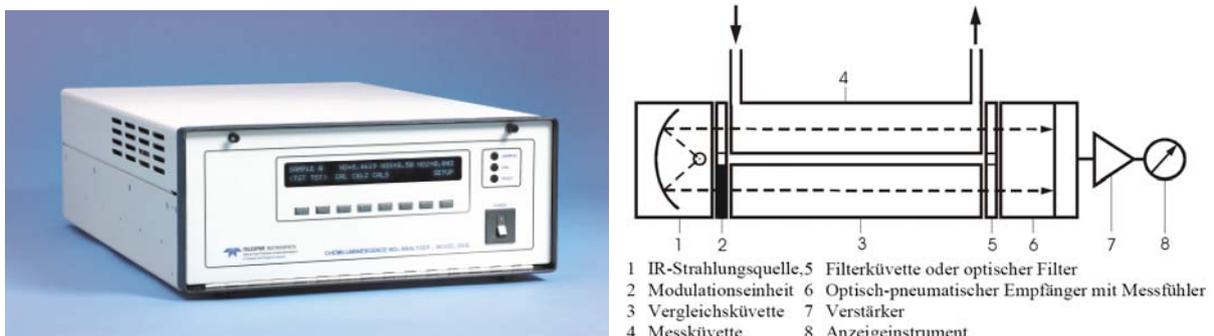


Abbildung 8: links: Symbolbild eines Teledyne API Geräts (Quelle: Teledyne Instruments), rechts: Prinzipskizze eines CO Analysators mittels nicht-dispersiver Infrarot-Photometrie

7.4.3 PM₁₀ und PM_{2,5}

Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) wird ebenfalls dynamisch auf HMW Basis mittels eines TEOM[®] der Firma Ruppert & Patashnik bzw. Sharp 5030[®] der Firma Thermo Scientific gemessen. Die Messung mittels TEOM Geräten basiert auf der Frequenzänderung eines mit Feinstaub

beladenen Schwingstabes. Je nachdem, was für ein Messkopf benutzt wird, gelangen über den Vorabscheider nur mehr Partikel der PM_{10} bzw. $PM_{2,5}$ Fraktion in das Messgerät. Hier werden sie über einen Filter gesaugt, der auf einem hohlen, schwingenden Glasfaserstab sitzt. Je stärker die Staubbelastung des Filters ist, umso stärker ändert sich die Schwingfrequenz des Glasfaserstabes. Diese Frequenzänderung ist ein direktes Maß für die Staubmasse. Abbildung 9 zeigt ein Foto sowie die Prinzipskizze eines TEOM ® Gerätes.

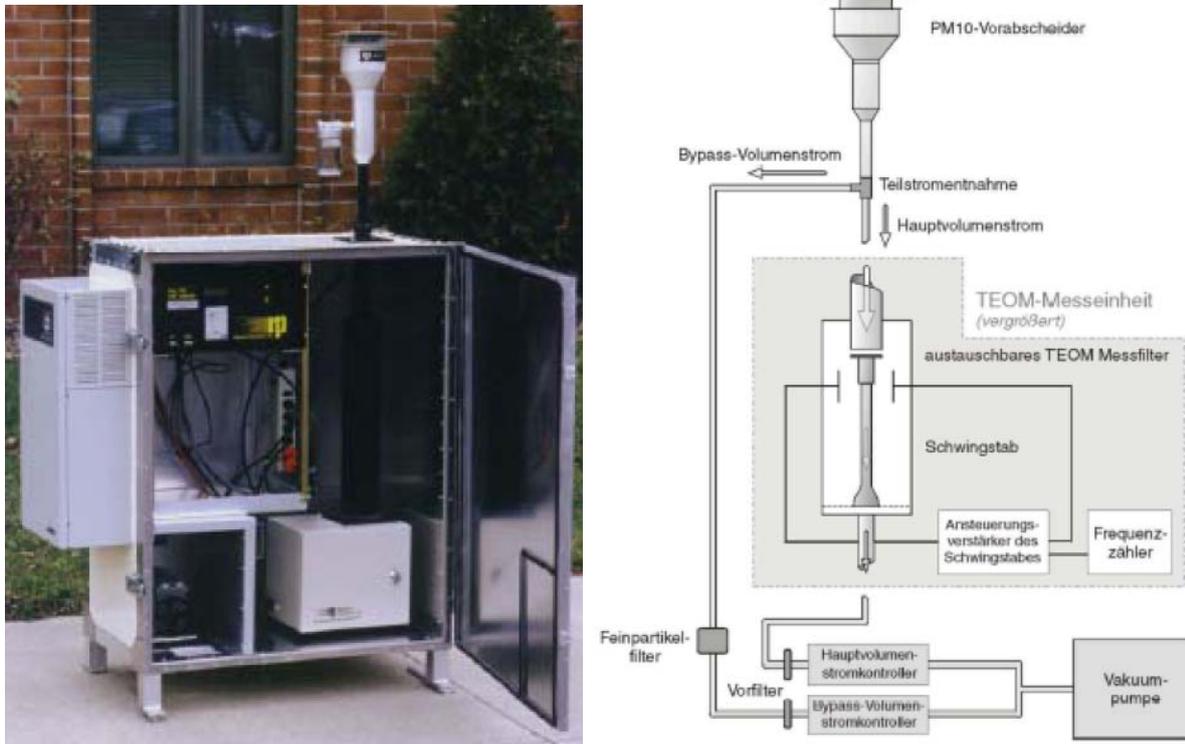


Abbildung 9: links: Bild eines TEOM ®, rechts: TEOM ® Prinzipskizze (Quelle: R&P)

Alternativ dazu kamen Sharp ® Geräte der Firma Thermo Scientific zum Einsatz. Ihr Messprinzip basiert auf einer Kopplung von Aerosol Lichtstreuung mit Beta Abschwächung. Wie beim TEOM ® erfolgt über die Probennahme eine Vorfraktionierung in PM_{10} bzw. $PM_{2,5}$. Anschließend wird die Probe durch ein Nephelometer geleitet, wobei sie einen 800 nm Lichtstrahl passiert. Das Ansprechverhalten des Nephelometers ist direkt proportional der Aerosolkonzentration. Danach wird die Probe über ein Glasfaserband gesaugt, auf dem sich entsprechend der Partikelkonzentration eine Schwärzung einstellt. Der so entstehende Filterfleck wird einer schwach radioaktiven Beta-Quelle bekannter Strahlung ausgesetzt. Die Abschwächung dieser Strahlung über den Filterfleck ist ein weiteres Maß für die Partikelmassenkonzentration. In Abbildung 10 sind ein Foto sowie eine Prinzipskizze dargestellt.

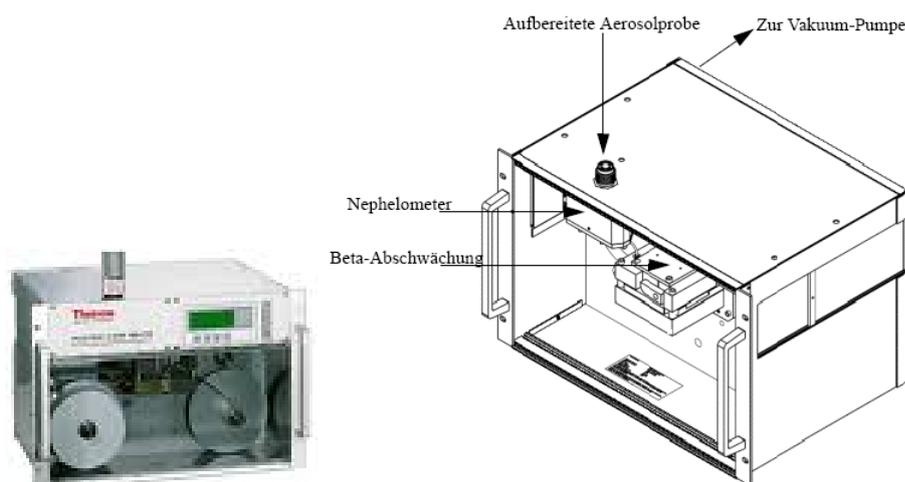


Abbildung 10: links: Bild eines Sharp 5030 ®, rechts: Sharp 5030 ® Prinzipskizze (Quelle: Thermo Scientific)

7.4.4 Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Strömungsgeschwindigkeit

Die für die Freilandmessungen notwendigen meteorologischen Parameter Windrichtung und Windgeschwindigkeit werden mit Ultraschallanemometern ermittelt. Die eingesetzten Geräte haben eine Abtastrate von 1 Hz und sind standardisierte meteorologische Instrumente. Sie arbeiten nach dem Laufzeitdifferenzverfahren, wobei ein Ultraschall in allen drei Achsen einen definierten Weg zwischen jeweils zwei Messköpfen zurücklegt. Die Ablenkung bzw. Laufzeitdifferenz ist ein direktes Maß für Windrichtung und –geschwindigkeit. Abbildung 11 Mitte rechts zeigt ein Symbolbild des eingesetzten Gerätes.



Abbildung 11: Symbolbild eines Ultraschallanemometer

7.4.5 Strömungsgeschwindigkeit im Tunnel

Für die Untersuchungen im Tunnel ist die möglichst genaue Kenntnis des Volumenstroms im untersuchten Messquerschnitt notwendig. Hierfür werden die Daten der im Tunnel fix eingebauten und über die Tunnelleittechnik eingebundenen Längsströmungsmessgeräte herangezogen und anschließend mit der freien Querschnittsfläche multipliziert. Die Tunnelsensorik stützt sich dabei vorwiegend auf Längsströmungsmessgeräte nach dem Ultraschalllaufzeitdifferenzverfahren. Abbildung 12 zeigt ein Symbolbild sowie das Funktionsprinzip. Wie bei den oben beschriebenen meteorologischen Geräten wird auch im Tunnel die Laufzeit des Ultraschalls zwischen zwei Sensoreinheiten gemessen. Basierend

auf dem Gesetz nach Doppler kann so die Geschwindigkeit des strömenden Mediums Luft ermittelt werden.

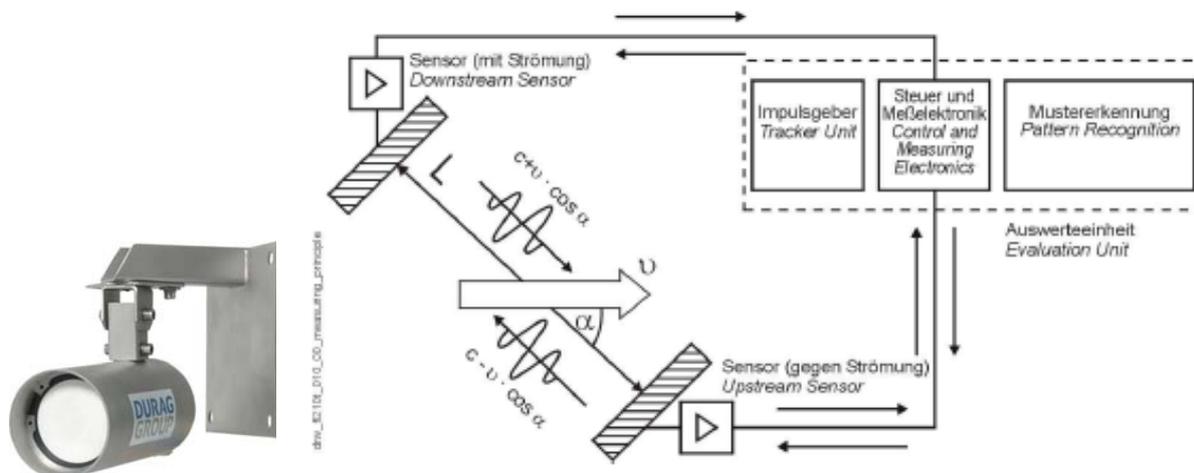


Abbildung 12: links: Symbolbild eines Ultraschalllaufzeitdifferenzgeräts (Quelle: DURAG), rechts: Prinzipskizze des Messverfahren (Quelle: DURAG)

Eine Ausnahme bilden die Längsströmungsmessgeräte des Plabutschtunnel. Sie ermitteln über Staurohre den Differenzdruck, der sich stromauf- bzw. stromabwärts einstellt, und leiten daraus die Strömungsgeschwindigkeit und -richtung ab. Abbildung 13 zeigt ein Foto sowie das Montageprinzip der Staurohre.

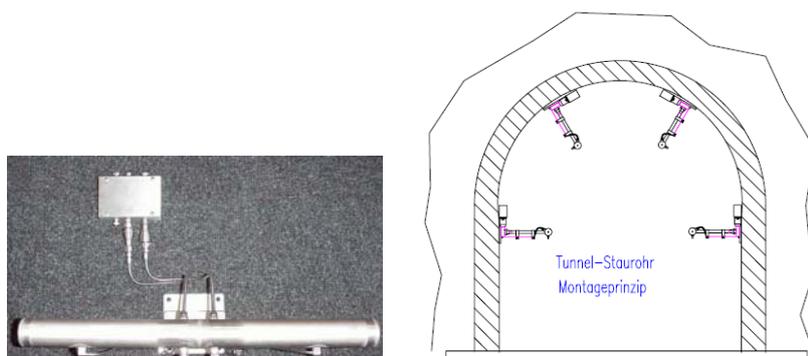


Abbildung 13: links: Staurohr mit Auswerteeinheit wie im Plabutschtunnel verbaut, rechts: Montageprinzip der Staurohre

Da die Messungen im Plabutschtunnel einen wichtigen Part dieser Arbeit ausmachen, wurde hier ein besonderes Augenmerk auf die Stimmigkeit der im Tunnel fix verbauten Längsströmungsmessgeräte gelegt. In diesem Zusammenhang wurden in einem eigenen Projekt die im Plabutschtunnel eingebauten Geräte mit mobilen Längsströmungsmessgeräten wie in Abbildung 12 dargestellt vermessen und validiert. Die Überprüfung fand Ende 2010 statt. Alle im Plabutsch fix eingebauten Längsströmungsmessgeräte wurden näher untersucht. Im Folgenden ist das Ergebnis des für die Untersuchungen in dieser Arbeit relevanten Längsströmungsmessgerät A 131 dargestellt. Aus Abbildung 14 ist der Messaufbau ersichtlich. Die fix im Tunnel verbauten Messgeräte messen beidseitig der Fahrbahn und bilden über den Mittelwert die Längsgeschwindigkeit der Strömung im Tunnel ab. Das Referenzmessgerät der TU Graz misst über den Tunnelquerschnitt.

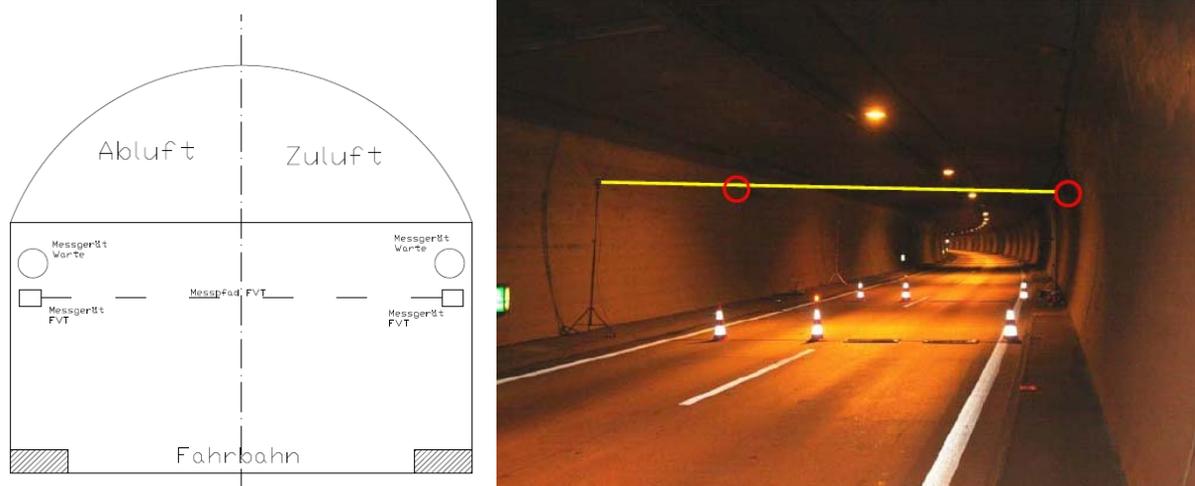


Abbildung 14: links: Prinzip des Messaufbaus, rechts: Foto des Messaufbaus (gelb: Messpfad TU Graz (FVT), rot: Messungen Tunnelwarte)

In Abbildung 15 sind die Ergebnisse der Vergleichsmessungen dargestellt. Im Diagramm links ersichtlich ist der Zeitverlauf. Die Messreihe der TU Graz wurde um die Messgenauigkeit der eingesetzten Referenzgeräte ($\pm 0,3$ m/s) erweitert. Deutlich erkennbar ist die sehr gute Übereinstimmung beider Messverfahren. Auch der Wechsel der Strömungsrichtung (Nulldurchgang) wird zeitnah und sauber erfasst. Die Ausgleichsgerade weist ein Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,98$ bei einer Steigung von 1,07 auf. Das bedeutet, dass die fix im Tunnel verbauten Messgeräte zur Erfassung der Längsströmung ohne Einschränkung für die im Rahmen dieser Arbeit notwendigen Auswertungen herangezogen werden können.

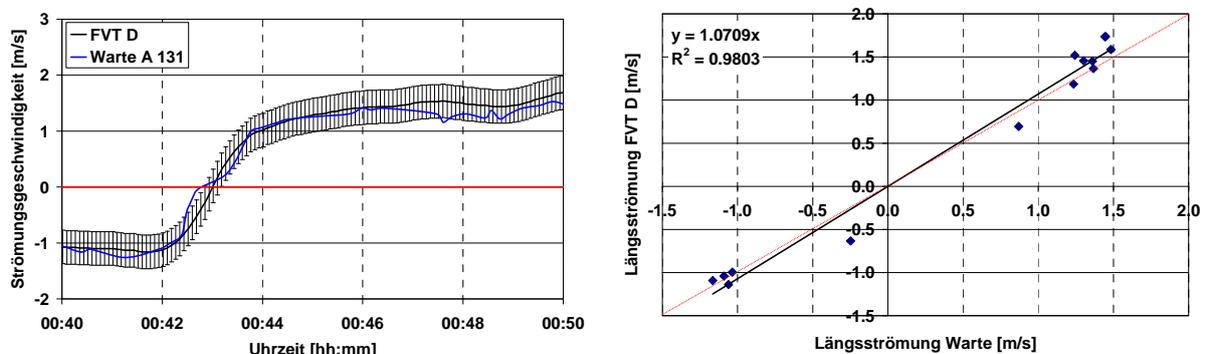


Abbildung 15: links: Zeitverlauf der Messreihen Warte Plabutsch und TU Graz (FVT D), rechts: Korrelation der Minutenmittelwerte Warte Plabutsch und TU Graz (FVT D)

7.5 Validierung der NO_x Emissionsfaktoren

Über den Ansatz in Formel 5 wird in einem ersten Schritt aus der gemessenen NO_x Schadstoffbelastung auf die Emissionen im Tunnel geschlossen. Über Emissionsfaktoren aus der Literatur werden dann die erwarteten Emissionen berechnet. Der Vergleich der über die Literatur berechneten und tatsächlich gemessenen Emissionen gibt Aufschluss über die Qualität der verwendeten Emissionsfaktoren.

Untersucht werden dabei in einem ersten Schritt die Emissionsfaktoren nach RVS 09.02.32 alt (gültig bis Juni 2010) [13] bzw. nach PIARC [4]. Die bis Mitte dieses Jahr gültige RVS zur

Luftbedarfsrechnung bzw. die Berechnungsempfehlungen nach PIARC stammen aus dem Jahr 2004 bzw. 2005. Es wird dabei aufgezeigt, dass diese Emissionsfaktoren die tatsächliche Situation aus heutiger Sicht zunehmend mangelhaft abbilden. In einem weiteren Schritt werden Emissionsfaktoren aus der am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU Graz entwickelten Software NEMO [10] mit den Messungen verglichen. Zuletzt werden die im aktuellen Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [11] angeführten Emissionsdaten auf ihre Praxistauglichkeit hin untersucht. Schlussendlich werden aus dem Gesamtvergleich neue Emissionsfaktoren für NO_x Emissionen empfohlen, die bereits in die seit Juni 2010 gültige RVS 09.02.32 [2] eingeflossen sind, bzw. im nächsten PIARC report [9] veröffentlicht werden.

7.5.1 Vergleich mit der RVS 09.02.32 alt [13] / PIARC [4]

Erste Untersuchungen fanden mit Emissionsfaktoren statt, wie sie sowohl in der bis Juni 2010 gültigen RVS 09.02.32 [13] bzw. im aktuellen PIARC report [4] angeführt sind. Die Zeitverläufe für Messung und Simulation sind in Abbildung 16 dargestellt. Grün markiert ist eine Tunnelsperre, während der praktisch keine Emissionen freigesetzt wurden. Deutlich zu erkennen ist, dass zu diesem Zeitpunkt sowohl für Messung als auch in der Simulation die Werte nahe bei 0 sind.

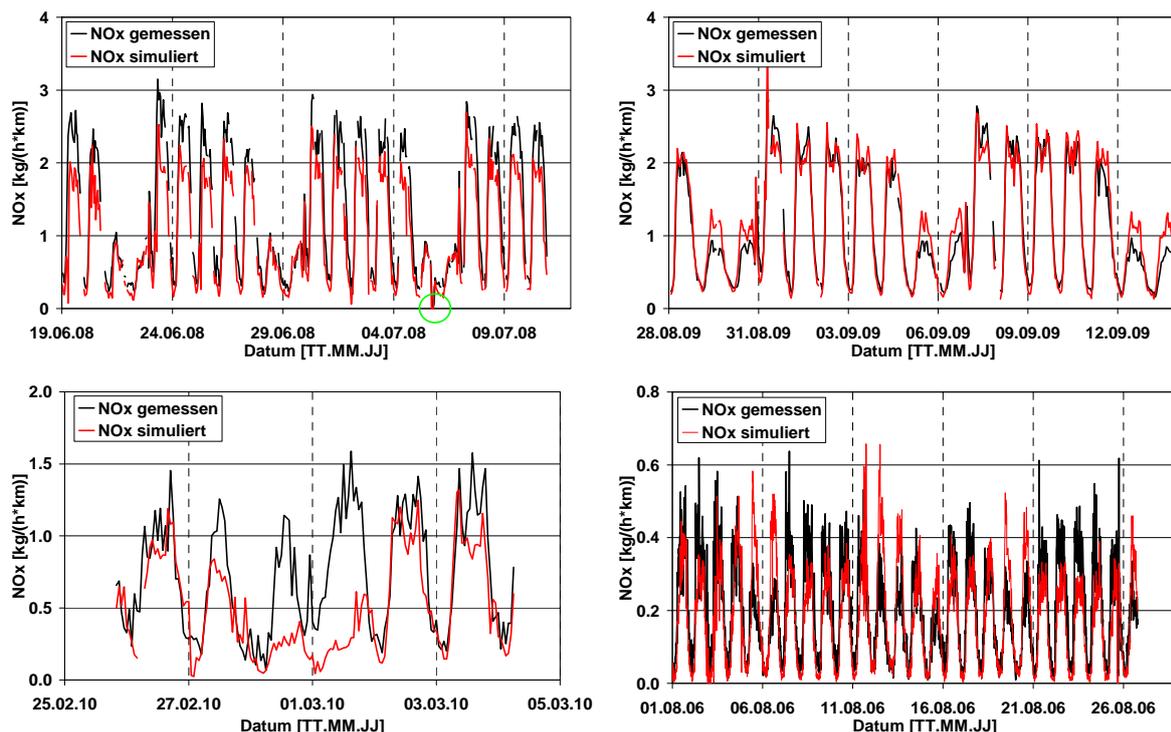


Abbildung 16: Zeitverläufe der berechneten (RVS alt) und gemessenen NO_x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006)

Vor allem für die Messkampagnen im Plabutsch- und im Strenger Tunnel kann bereits auf Grund der Zeitverläufe von einer sehr guten Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung geschlossen werden. Die Simulationsergebnisse für den Kalcherkogeltunnel zeigen teilweise eine gute Übereinstimmung mit der Messung, teilweise passen die Ergebnisse nur sehr schlecht zusammen.

Eine detaillierte Betrachtung liefert der Vergleich der Korrelation, wie in Abbildung 17 dargestellt.

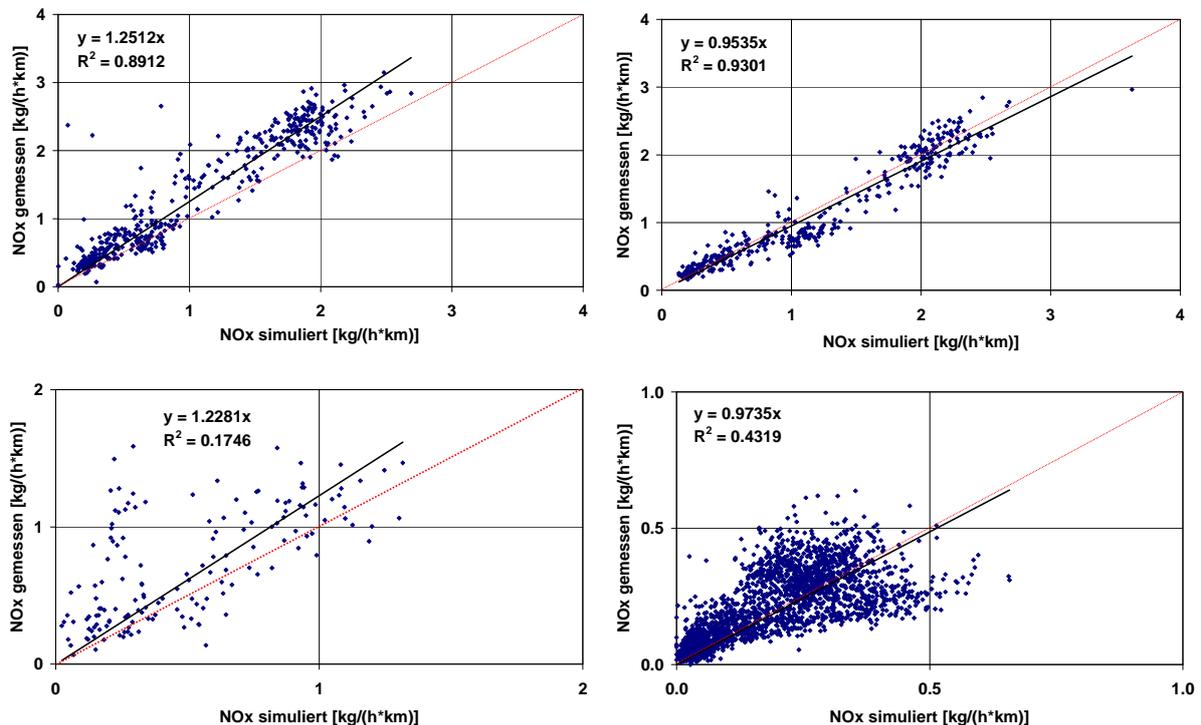


Abbildung 17: Korrelationen der berechneten (RVS alt) und gemessenen NO_x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006)

Auffallend ist, dass für die Messung Plabutsch 2008 und Kalcherkogel 2010 die tatsächlich gemessenen Emissionen deutlich über den simulierten Werten liegen. Dies gilt nicht für die Messung Plabutsch 2009 und Strengen 2006. Die Diskrepanz zwischen Messung und Simulation der erstgenannten Untersuchungen liegt bei 25 %, wobei die Streuung der Korrelation für den Kalcherkogeltunnel sehr hoch ist. Hier liegt das Bestimmtheitsmaß nur bei $r^2=0,17$.

Die Simulation für den Strenger Tunnel 2006 passt hingegen sehr gut mit der Messung überein. Hier liegt die Steigung der Ausgleichsgeraden bei 0,97 wobei das Bestimmtheitsmaß mit 0,5 relativ niedrig ist, was aber auf die Menge der Daten und der damit verbundenen Streuung zurückzuführen ist.

Stellt man die Untersuchungsjahre gegenüber, so fällt auf, dass für 2006 die Übereinstimmung der Emissionsfaktoren mit der Messung gut, für 2010 zunehmend schlechter wird. Berücksichtigt man dabei die Tatsache, dass die Emissionsfaktoren der bisher gültigen RVS 09.02.32 sowie im aktuellen PIARC report aus dem Jahr 2004 und vorher stammen, wird klar, dass die zunehmenden Abweichungen aus ungenauen Schätzungen der Flottenzusammensetzung sowie der Entwicklung der Emissionsfaktoren zukünftige Jahre resultieren.

Vor allem für den Kalcherkogeltunnel kommt es zu deutlichen Abweichungen. Der Grund hierfür liegt in der zunehmenden Ungenauigkeit der Emissionsfaktoren bzw.

Flottenzusammensetzung mit steigendem Prognosejahr. Für das Jahr 2010 ging die RVS 09.02.32 noch von einem Anteil der benzinbetriebenen Kfz von 23 % aus. Tatsächlich sind 2010 aber etwa 37 % der Fahrzeuge auf Österreichs Straßen benzinbetrieben. Des weiteren sind die durchschnittlichen NO_x Emissionen nicht in dem Ausmaß gesunken, wie 2004 noch angenommen. Beispielhaft geht die RVS, aber auch die PIARC für 2010 bei einer Geschwindigkeit von 100 km/h von 34,9 g/h NO_x für dieselbetriebene PKW aus. Der in dieser Arbeit dargelegte neue Ansatz, der auch in der mit Juni 2010 veröffentlichten RVS 09.02.32 übernommen wurde, geht dabei von 61,4 g/h NO_x für Diesel PKW aus. Ein detaillierter Vergleich des neuen Ansatzes mit den durchgeführten Messungen ist Kapitel 7.5.2 zu entnehmen. In Tabelle 3 ist der Vergleich der Zahlenwerte nochmals dargestellt.

Tabelle 3: Vergleich der NO_x Emissionen RVS alt und neuer Ansatz

2% Steigung, Prognosejahr 2010	RVS alt/PIARC	Neuer Ansatz
	NO_x [g/h]	NO_x [g/h]
100 km/h Benzin PKW	38,7	30,1
100 km/h Diesel PKW	34,9	61,4

In Summe ist also der Anteil der Diesel PKW im Vergleich zur Prognose aus 2004 zurückgegangen, gleichzeitig sind die Diesel NO_x Emissionen aber etwa 75% höher, als noch 2004 prognostiziert. Dies ist der entscheidende Grund dafür, dass die für 2010 und später erwarteten NO_x Emissionen, tatsächlich deutlich höher ausfallen.

Nicht zuletzt aus dieser Diskrepanz ergibt sich die Notwendigkeit neue Emissionsfaktoren zu prüfen und in den einschlägigen Richtlinien anzuwenden. Im Folgenden werden daher verschiedene Möglichkeiten zur Erstellung neuer Emissionsfaktoren für NO_x aufgezeigt.

7.5.2 Vergleich mit Simulationssoftware NEMO

Wie bereits erwähnt wird für die Projektarbeit am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU Graz vorzugsweise auf das am Institut entwickelte Programm NEMO [10] zurückgegriffen, um Emissionen von Fahrzeugen bzw. Fahrzeugflotten zu berechnen. Im Folgenden werden die Untersuchungen zur Validierung der NO_x Emissionsfaktoren aus NEMO vorgestellt. Abbildung 18 zeigt die Zeitverläufe für vier verschiedene Messungen in drei Tunnelanlagen für simulierte (mit NEMO) und gemessene NO_x Emissionen in $\text{kg}/(\text{h} \cdot \text{km})$. Die Bezeichnung „gemessen“ bezieht sich dabei auf aus den Messkampagnen errechnete Emissionen, wohingegen „simuliert“ für Emissionsfaktoren aus der Software NEMO steht.

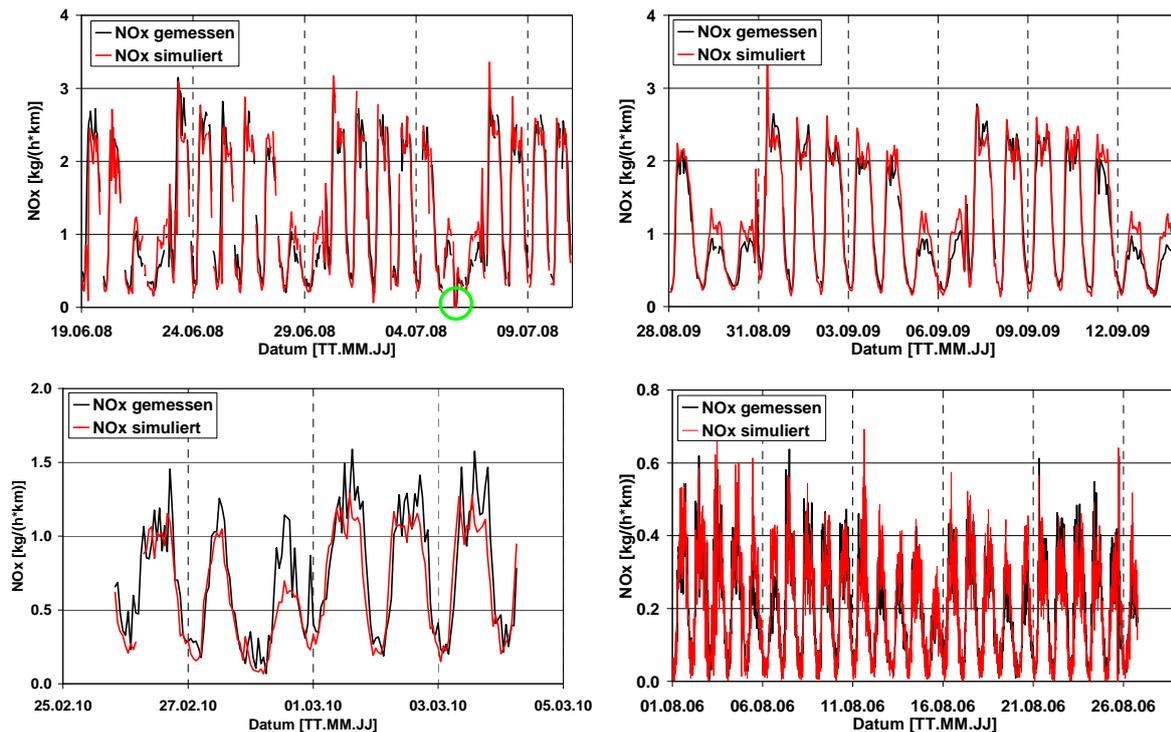


Abbildung 18: Zeitverläufe der berechneten (NEMO) und gemessenen NO_x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006)

Die ersten beiden Messreihen wurden im Plabutschtunnel durchgeführt, die dritte Messung entstand im Kalcherkogeltunnel, die vierte im Strenger Tunnel. Alle Messreihen wurden unter Richtungsverkehr durchgeführt. Zu erkennen ist das ähnliche Niveau der ersten beiden Messungen und eine doch deutlich geringere NO_x Konzentration im Kalcherkogel- bzw. Strenger Tunnel. Dies ist auf die unterschiedliche Verkehrsbelastung in den Tunnelanlagen zurückzuführen. Während der durchschnittliche Verkehr im Plabutsch etwa 630 Fzg./h beträgt, wurden im Kalcherkogel- und Strenger Tunnel nur etwa 230 bis 300 Fzg./h gezählt.

Interessant ist der in Abbildung 19 hervorgehobene Bereich einer Messung im Plabutschtunnel.

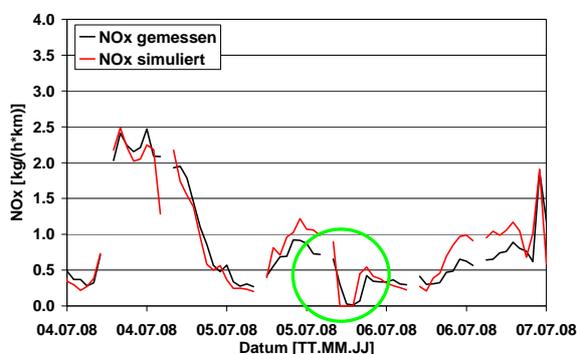


Abbildung 19: Vergleich der gemessenen und simulierten NO_x Emissionen während einer Tunnelsperre

Auf Grund von Wartungsarbeiten war der Tunnel am 05.07.2008 für einen Zeitraum von etwa 4 Stunden vollständig gesperrt. Da zu diesem Zeitpunkt kein Verkehr im Tunnel war, müssen

die simulierten NO_x Emissionen zwangsläufig auf Null gehen. Mit einer leichten Verzögerung konnte diese Tunnelsperre auch mit der Messung nachgewiesen werden. Die gemessenen NO_x Emissionen erreichen ebenfalls das Nullniveau. Somit kann auch für den verkehrsfreien Zustand eine sehr gute Übereinstimmung von Messung und Simulation nachgewiesen werden.

Neben den Zeitverläufen, die einen ersten Überblick über den Vergleich von Simulation und Messung geben, spielen vor allem Korrelationen und statistische Auswertungen bei der Bewertung der Qualität eine entscheidende Rolle. Abbildung 20 zeigt die Korrelationen zu den oben beschriebenen Zeitverläufen.

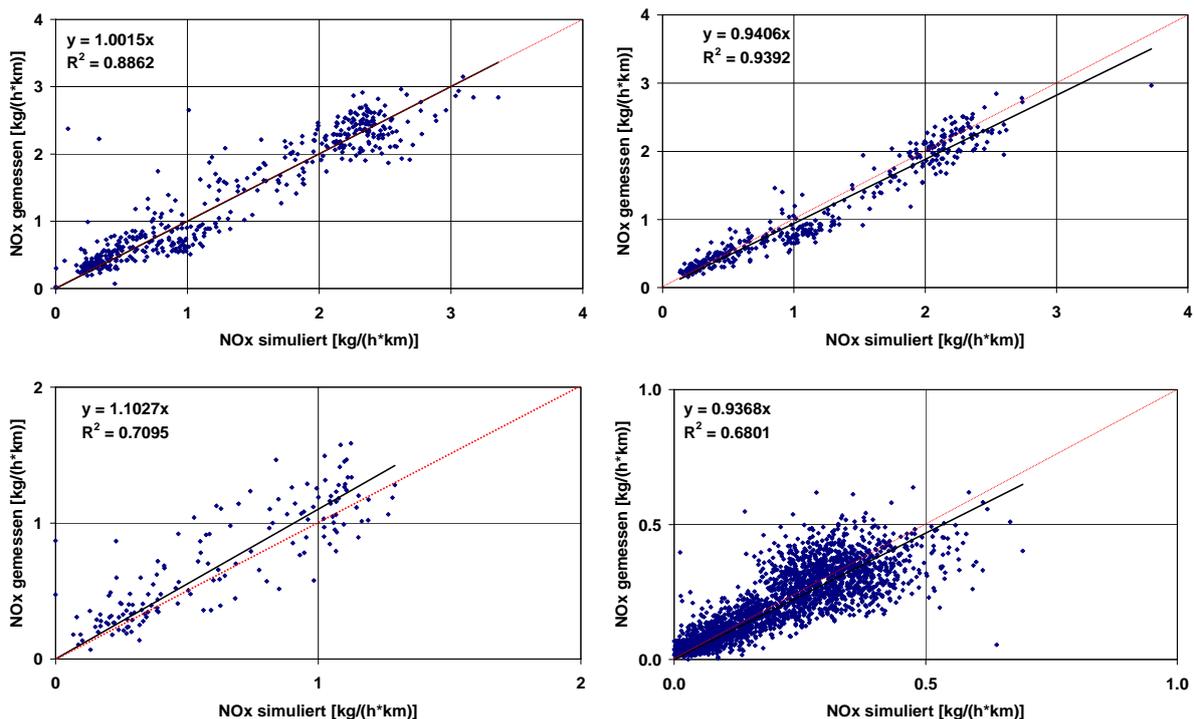


Abbildung 20: Korrelationen der berechneten (NEMO) und gemessenen NO_x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006)

Deutlich zu erkennen ist, dass für jede Messkampagne sehr gute Korrelationen erreicht werden. Rot gestrichelt ist jeweils die 1/1 Gerade dargestellt, die einer Äquivalenz zwischen gemessenen und simulierten Emissionen entspräche. Die Bestimmtheitsmaße liegen zwischen 0,7 und 1, die Steigungen der Ausgleichsgeraden liegen zwischen 0,94 und 1,1.

Damit können die in der Simulationssoftware NEMO [10] hinterlegten Emissionsfaktoren für NO_x als validiert betrachtet werden. Einschränkend muss allerdings festgehalten werden, dass mit den durchgeführten Messreihen nur ein Bruchteil der Variationsmöglichkeiten der Emissionsfaktoren aus der Literatur untersucht werden können. Zwar liegt auf Grund der geografischen Begebenheiten eine Variation der Längsneigung vor, jedoch wurde bei jeder Messung eine Fahrzeuggeschwindigkeit der PKW von etwa 100 km/h angenommen, was der Geschwindigkeitsbegrenzung in österreichischen Tunnel im Richtungsverkehr entspricht.

Dennoch scheint die Kombination aus simulierter Flottenverteilung und daraus resultierenden NO_x Emissionen als realitätsnah eingestuft werden zu können.

Wie bereits erwähnt wurden alle vier Simulationen mit der Software NEMO [10] erarbeitet. Die Messungen wurden in den Jahren 2006 bis 2010 in insgesamt drei verschiedenen Tunnel in Österreich durchgeführt. Tabelle 4 gibt nochmals einen Überblick über die ermittelten statistischen Werte der Messung/Simulation. Für den gewichteten Durchschnitt wurde eine gemeinsame Regression über alle Daten durchgeführt.

Tabelle 4: statistische Auswertung des Vergleichs Messung/Simulation (NEMO) für NO_x

Messung	Bestimmtheitsmaß	Steigung der Ausgleichsgerade
Plabutsch 2008	0,9	1,0
Plabutsch 2009	0,9	0,9
Kalcherkogel 2010	0,7	1,1
Strengen 2006	0,7	0,9
Gewichteter Durchschnitt	0,9	1,0

Auf Grund der guten Übereinstimmung von simulierten und gemessenen Emissionen wurden die mit dem Programm NEMO erarbeiteten Emissionsfaktoren aus dieser Arbeit in der aktuellen RVS 09.02.32 [2] und im 2011 erscheinenden PIARC report „Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation“ [9] übernommen.

7.5.3 Vergleich mit HBEFA

Neben den Untersuchungen der Simulationssoftware NEMO wurden auch die aktuellen im Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA V3.1A) [11] bereitgestellten Emissionsfaktoren für NO_x mittels Tunnelmessungen validiert.

Im Gegensatz zur Software NEMO liefert das Handbuch pauschal Emissionsfaktoren in g/(km*Fzg) getrennt für SNF und PKW. Mittels der Verkehrsdichte und –zusammensetzung kann dann auf die Summe der Emissionen in kg/(km*h) geschlossen werden, womit die gleiche Bezugsbasis für den Vergleich mit NEMO bzw. der Messung hergestellt ist.

Um entsprechende Emissionsfaktoren zu ermitteln, muss zuerst ein Fahrzyklus definiert werden, der die tatsächlichen Fahrverhältnisse möglichst genau abbilden soll. Das HBEFA stellt mehrere Möglichkeiten zur Verfügung, wobei neben „harten“ Faktoren wie Steigung, Bezugsjahr, Fahrzeugkategorie und Straßentyp auch „weiche“ Faktoren wie mittlere Geschwindigkeit und Verkehrsfluss (flüssig, zäh, Stop and Go, Stau) abgefragt werden. Der für die vorliegenden Untersuchungen betrachtete Zyklus wurde auf Grund der relativ hohen Durchschnittsgeschwindigkeiten im Kalcherkogeltunnel mit „Überland, Autobahn 120 km/h, flüssiger Verkehr“ definiert. Die übrigen Simulationen wurden mit dem Zyklus „Überland, Autobahn 100 km/h, flüssiger Verkehr“ durchgeführt.

Für eine Steigung von 2,5 % ergeben sich Emissionsfaktoren für NO_x entsprechend Tabelle 5. Zu beachten ist, dass sich die Durchschnittsgeschwindigkeit von 120 km/h nur auf PKW bezieht. SNF sind mit der in Österreich limitierten Geschwindigkeit von 80 km/h in der Simulation berücksichtigt.

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für NO_x nach HBEFA

EFa NO _x SNF [g/km]	EFa NO _x PKW [g/km]
9,5471	0,9746

Abbildung 21 zeigt den Vergleich der Zeitverläufe für die simulierten und gemessenen Emissionsfaktoren. Deutlich zu erkennen ist die gute Übereinstimmung der Zeitreihen. Wie bereits bei den Vergleichen mit NEMO wurde die Sperre des Plabutschunnel bei der Messung 2008 mit einem grünen Kreis markiert.

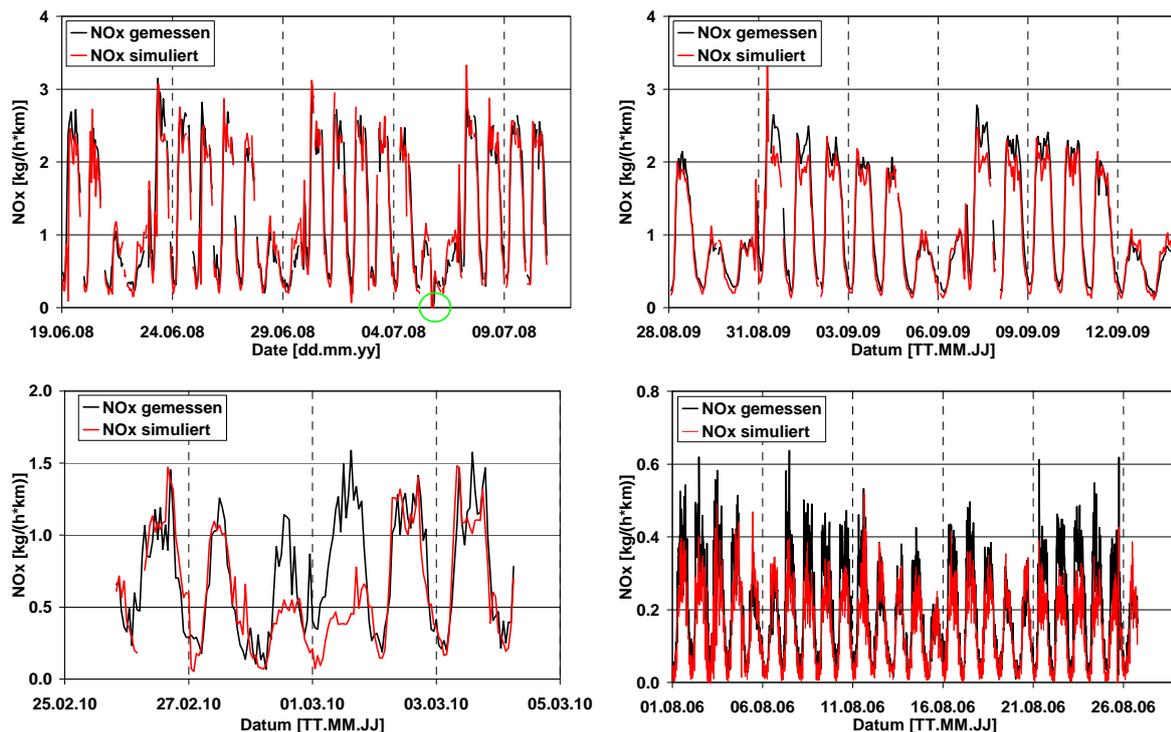


Abbildung 21: Zeitverläufe der berechneten (HBEFA) und gemessenen NO_x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006)

In Abbildung 22 sind die Korrelationen der gemessenen und simulierten NO_x Emissionen der einzelnen Messkampagnen dargestellt. Hier zeigt sich noch deutlicher die einerseits gute Übereinstimmung für die Untersuchungen der Jahre 2006 bis 2009, andererseits die doch deutlichen Abweichungen der Messung im Jahr 2010 (dritte Grafik). Die Bestimmtheitsmaße bewegen sich bei den Untersuchungen mit guter Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung zwischen 1,0 und 1,2. Die Steigungen der Ausgleichsgeraden liegen zwischen 0,7 und 1.

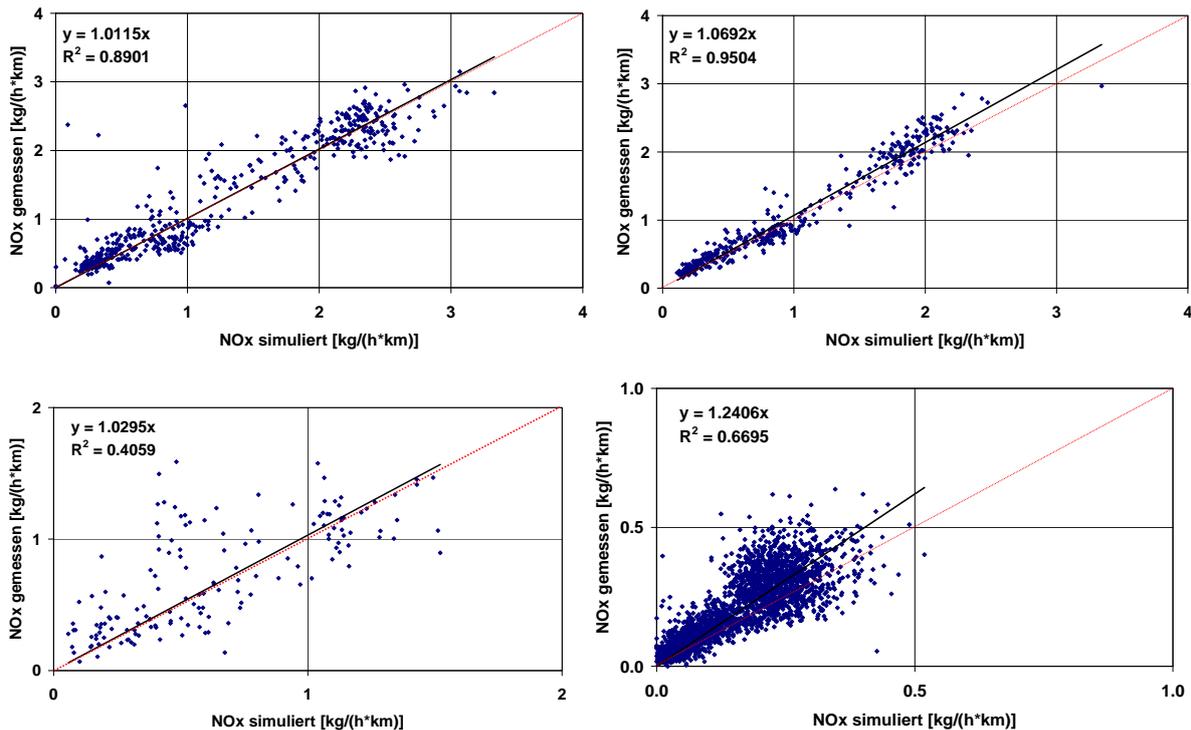


Abbildung 22: Korrelationen der berechneten (HBEFA) und gemessenen NO_x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006)

Somit können die im Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) [11] angeführten Emissionsfaktoren für NO_x als validiert bezeichnet werden. Die leichten Abweichungen, die sich im Vergleich zu den in Kapitel 7.5.2 untersuchten Simulationen mit NEMO ergeben, liegen in der Wahl des Verkehrsszenarios begründet. Die für das Simulationsprogramm NEMO hinterlegten Szenarien sind deckungsgleich mit jenen des HBEFA Version 2.1 [16]. Dem aktuellen Handbuch HBEAF 3.1 [11] hingegen sind grundlegend neue Verkehrsszenarien hinterlegt. Somit ist ein direkter Vergleich bzw. eine direkte Umrechnung der betrachteten Verkehrssituationen nur mehr bedingt möglich. Die Folge sind leichte Abweichungen bzgl. durchschnittlichen Geschwindigkeiten und Fahrzyklen, die sich entsprechend in den Emissionswerten niederschlagen. Da die Differenzen der Simulation mit HBEFA 3.1 im Vergleich zur Simulation mit NEMO nur marginal sind, können sie praktisch vernachlässigt werden.

In Tabelle 6 sind die statistischen Werte des Vergleichs Messung und Simulation mit HBEFA 3.1 dargestellt. Für den gewichteten Durchschnitt wurde eine gemeinsame Regression über alle Daten durchgeführt.

Tabelle 6: statistische Auswertung des Vergleichs Messung/Simulation (HBEFA) für NO_x

Messung	Bestimmtheitsmaß	Steigung der Ausgleichsgerade
Plabutsch 2008	0,9	1,0
Plabutsch 2009	1,0	1,1
Kalcherkogel 2010	0,4	1,0
Strengen 2006	0,7	1,2
Gewichteter Durchschnitt	0,92	1,05

Die Untersuchungen von Messung und Simulation zeigen, dass das durchschnittliche Bestimmtheitsmaß bei 0,92 und die Steigung der durchschnittlichen Ausgleichsgerade bei 1,05 liegen. Damit lägen die tatsächlich gemessenen NO_x Emissionen ca. 5 % über den simulierten Emissionen bei über 90% Deckungsgleichheit.

In Summe spiegelt die NO_x Simulation nach HBEFA die in Realität gemessenen NO_x Emissionen sehr gut wieder.

7.6 NO – NO₂ Verhältnis im Tunnel

7.6.1 Motorische Betrachtung

Besonderes Augenmerk wird auf das NO_x-NO₂ Verhältnis der im Tunnel entstehenden Emissionen gelegt. Untersuchungen haben gezeigt, dass es in den letzten Jahren zu einer Verschiebung des durch den Straßenverkehr bedingten NO_x-NO₂ Verhältnisses kam [12]. Interessant ist dies vor allem deswegen, da das NO_x Niveau in Summe in den letzten Jahren zwar sinkt, dies jedoch beim NO₂ Anteil nicht zutrifft. Da luftgüterechtlich die NO₂ Konzentrationen aber limitiert sind, kann es an den Ausfahrtsportalen unter Umständen zu Schwierigkeiten beim Einhalten von Grenzwerten kommen. Im Folgenden wird vor allem auf den Unterschied zwischen Tunnel und Freilandstrecken beim NO_x-NO₂ Verhältnis eingegangen.

Abbildung 23 links zeigt die NO_x und NO₂ Messwerte der Luftgütemessstation Graz Don Bosco. Sie repräsentiert eine stark befahrene städtische Ausfallstraße und kann daher als deutlich verkehrsbeeinflusst betrachtet werden.

Klar zu erkennen sind die sinkenden NO_x Konzentrationen seit dem Jahr 2000. Lag der JMW für NO_x im Jahr 2000 noch bei 230 µg/m³, so wurden im Jahr 2008 weniger als 150 µg/m³ gemessen. Das entspricht einer Minderung von etwa 35 %. Im gleichen Zeitraum sind die Messwerte für NO₂ aber auf einem praktisch konstantem Niveau von etwa 5 µg/m³ im Jahresmittel geblieben.

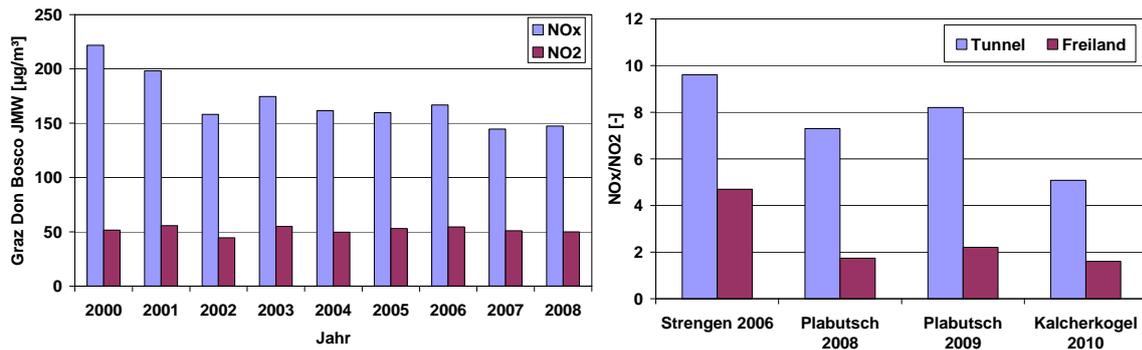


Abbildung 23: NO_x und NO₂ Konzentrationen zwischen 2000 und 2008 für Graz Don Bosco (JMW); Verhältnis der NO_x/NO₂ Anteile im Tunnel und im Freilandbereich

Das rechte Diagramm in Abbildung 23 zeigt das Verhältnis NO_x zu NO₂ in ausgewählten Tunnel sowie ihrem umgebenden Freiland. Ähnlich der Werte für deutlich verkehrsbeeinflusste Straßen (Graz Don Bosco, links), wird sowohl im Tunnel als auch im Umgebungsbereich das Verhältnis NO_x zu NO₂ zunehmend kleiner. Wurde 2006 im Strenger Tunnel noch etwa 10 Mal NO_x als NO₂ detektiert, so konnte 2010 im Kalcherkogeltunnel nur mehr ein Verhältnis von ungefähr 5 ermittelt werden. Ebenso stark gesunken ist das Verhältnis NO_x zu NO₂ im Freilandbereich. Hier konnte 2006 am Strenger Tunnel 5 Mal mehr NO_x als NO₂ gemessen werden, 2010 am Kalcherkogeltunnel lag das Verhältnis NO_x zu NO₂ nur mehr bei 2. Ähnliche Werte für das NO_x/NO₂ Verhältnis im Freiland kann auch Studien der Literatur entnommen werden [30].

Die Erklärung für die steigenden NO₂ Anteile sind im Straßenverkehr zu suchen. Lag der der Stickstoffmonoxid Anteil im Diesel Abgas ursprünglich bei etwa 90 – 95 %, so sinkt er in den letzten Jahren zunehmend. Entsprechend steigt der primäre NO₂ Anteil stark an. Dies liegt an der immer häufiger eingesetzten NO_x Nachbehandlung vor allem bei schweren Nutzfahrzeugen mittels SCR oder anderer NO_x mindernder Maßnahmen [17], [29].

Abbildung 24 zeigt die Entwicklung der NO_x und NO₂ Emissionsfaktoren für Diesel PKW und SNF von 1990 bis 2030. Die Werte gelten für eine Geschwindigkeit von 100 km/h für PKW und 80 km/h für SNF bei 0 % Steigung. Die Daten wurden dem aktuellen Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [11] entnommen. Wie bereits angesprochen, sinkt das NO_x Emissionsniveau kontinuierlich ab. Lagen die NO_x Emissionen für Diesel PKW im Jahr 1990 noch bei 0,6 g/km, so fallen sie bis ins Jahr 2030 auf etwa 0,05 g/km, was einer Reduktion von über 90 % entspricht. Bei SNF ist der Unterschied zwischen 1990 und 2030 noch größer. Die Emissionen sinken hier um 97 % von 10 g/km auf 0,3 g/km. Interessant ist in diesem Zusammenhang aber der Anteil der NO₂ Emissionen an den gesamten NO_x Emissionen, im Diagramm als gelber Balken dargestellt. Hier ist vor allem für SNF deutlich zu erkennen, wie dieser Anteil über die Jahre drastisch zunimmt. Bestand die NO_x Komponente des Abgases schwerer Nutzfahrzeuge 1990 nur zu etwa 3 % aus NO₂, so liegt der Anteil heute (2010) bereits bei 3,5 % und wird nach derzeitigen Prognosen bis auf über 20 % im Jahr 2030 steigen. Ein noch drastischeres Bild zeichnet sich für Diesel PKW ab. Der NO₂ Anteil der gesamten Stickoxide lag 1990 bei unter 10 % und beträgt im Jahr 2010 schon über 30 %. Der Höhepunkt der NO₂ Emissionen wird um das Jahr 2015 erreicht sein. Hier

bestehen die Diesel Stickoxide von PKW zu fast 35 % aus NO₂. Danach wird der Anteil des NO₂ wieder leicht sinken, allerdings auf hohem Niveau.

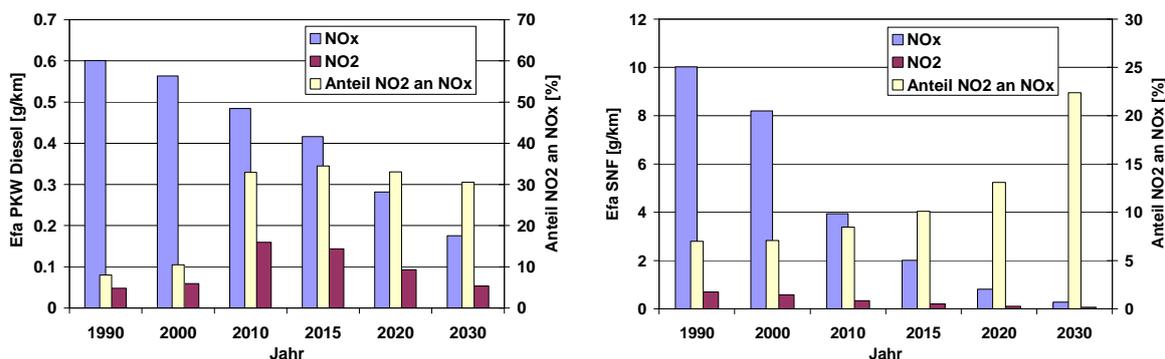


Abbildung 24: NO_x und NO₂ Emissionsfaktoren bei 100 km/h (PKW) bzw. 80 km/h (SNF) und 0 % Steigung für PKW Diesel (links) und SNF (rechts)

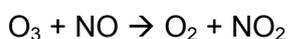
Diese Zahlen verdeutlichen die zunehmende Problematik der NO₂ Primäremissionen. Spielte NO₂ im Fahrzeugabgas früher eher eine untergeordnete Rolle, da es sich erst durch Oxidation des primären NO an der Umgebungsluft bildete, so wird heute bzw. in Zukunft bereits eine nicht unerhebliche Menge NO₂ direkt ausgestoßen. Zwar sinken die NO_x Emissionen deutlich, die luftgüterechtlich relevante Komponente NO₂ aber gewinnt an Bedeutung.

Derzeit sind die NO₂ Emissionen in Tunnel in Österreich nicht limitiert, es sei denn, es drohen Grenzwertüberschreitungen im Portalbereich aus luftgütetechnischer Sicht [2]. Sinkt das Verhältnis NO_x/NO₂ weiterhin und steigt damit der NO₂ Anteil der Tunnelemissionen weiter, so besteht in Zukunft die Gefahr, dass es unmittelbar hinter dem Tunnel oder sogar bereits im Tunnel zu Grenzwertüberschreitungen kommt. Im Hinblick darauf, dass in jüngerer Zeit viele Tunnelbauwerke vor allem im dicht besiedelten Raum als Umweltschutz tunnel ausgeführt sind, kommt der Frischluftzufuhr im Tunnel und damit der Verdünnung der im Tunnel entstehenden Schadstoffkonzentrationen eine neue Bedeutung zu. Hier könnte eine Prioritätenverschiebung des Frischluftbedarfs von der Sichttrübung hin zu den Stickoxidemissionen stattfinden. Sowohl die in Österreich gültige RVS 09.02.32 [2] als auch die von der PIARC empfohlene Vorgehensweise zur Berechnung des Frischluftbedarfs [8] berücksichtigen Emissionsfaktoren für NO_x. Mit der in Kapitel 7.4 durchgeführten Validierung der NO_x Emissionsfaktoren für Stickoxide kann somit auf eine solide Datenlage zur Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen und der daraus resultierenden Frischluftmenge zurückgegriffen werden.

7.6.2 Einfluss von Ozon auf die NO-NO₂ Konvertierung im Tunnel

Ein weiterer Punkt, der bei der Betrachtung der NO₂ Emissionen im Tunnel zu berücksichtigen ist, ist die chemische Reaktion von Ozon mit Stickstoffmonoxid zu Stickstoffdioxid. Formel 7 zeigt die chemische Basisreaktion.

Formel 7: Reaktion von O₃ und NO



NO wird in einer schnellen Reaktion zu NO₂ oxidiert. Nach relativ kurzer Zeit ist im Tunnel O₃ nicht mehr nachweisbar.

Um den Einfluss der O₃ Reaktion auf die NO₂ Konvertierung im Tunnel quantifizieren zu können, wird anhand der Messreihe Plabutsch 2009 beispielhaft dieser Vorgang erläutert. Da der Ozongehalt in der in den Tunnel eingebrachten Luft für die chemische Reaktion entscheidend ist, muss bezüglich dessen Einbringungsart unterschieden werden. Wird der Tunnel quergelüftet, was bedeutet, dass die in den Tunnel eingebrachte Frischluft über die Lüftungskanäle transportiert wird, so stammt die Verdünnungsluft vom Grazer Plabutsch, die über Lotschächte angesaugt wird. Ist die maschinell unterstützte Frischluftzufuhr hingegen abgeschaltet, liegt im Tunnel also eine Längslüftung bzw. eine Ablufthalbquerlüftung vor, so stammt die im Tunnel zur Verfügung stehende Verdünnungsluft aus dem Portalbereich. Diese wird über den Kolbeneffekt in den Tunnel gedrückt und weist daher eine andere chemische Zusammensetzung auf. Da Ozon wie in Formel 7 dargestellt mit NO reagiert, liegt straßennah im Portalbereich deutlich weniger Ozon vor als in durch den Verkehr weniger beeinflussten Gebieten. Im Folgenden wird die luftchemische Betrachtung der NO₂ Bildung im Plabutschtunnel für beide Frischluftvarianten beispielhaft dargestellt.

7.6.2.1 Frischluftzufuhr über den Lotschacht

Davon ausgehend, dass bei einer Einbringung der Frischluft über den Lotschacht bzw. die Lüftungskanäle, diese sich auch gleichmäßig im Tunnel verteilt, kann eine mittlere O₃ Konzentration der eingebrachten Frischluft von etwa 73 µg/m³ angenommen werden. Dieser Wert entspricht dem Jahresmittelwert der Ozonkonzentration der Grazer Platte, die, vergleichbar mit dem Höhenrücken des Plabutsch, eine Höhenlage im Grazer Raum darstellt. Das über die Frischluft eingebrachte Ozon kann in weiterer Folge mit den NO Fahrzeugemissionen im Tunnel reagieren. Die im Tunnel aufgebaute Messstation befand sich 5000 m hinter dem Portal, was in etwa der Länge zweier Lüftungsabschnitte entspricht. Geht man davon aus, dass pro Lüftungsabschnitt etwa 70 m³/s Frischluft eingebracht werden, so ergibt sich ein Volumenstrom von etwa 140 m³/s Frischluft in den ersten beiden Abschnitten (5 km Länge). Bei einem molaren Gewicht für Ozon von 48 kg/kmol entspricht dies einem Ozoneintrag in den Tunnel von 0,0002129 mol/s O₃ (vgl. Formel 8).

Formel 8: Berechnung der Konzentration [mol]

$$n' = \frac{\text{conc}_M \cdot V'}{M}$$

conc _M	Massenkonzentration [kg/m ³]
V'	Volumenstrom der Frischluft [m ³ /s]
M	molare Masse des untersuchten Stoffs [kg/kmol]
n'	Stoffmenge [kmol/s]

Da herkömmliche Programme zur Emissionsberechnung von Fahrzeugen (NEMO, HBEFA) die NO Emissionen nicht direkt ausgeben, lässt sich die auf dem betrachteten Abschnitt emittierte Stoffmenge NO aus der Differenz von NO_x (als NO₂) und primär ausgestoßenem NO₂ berechnen. Aus den Simulationen, wie in Kapitel 7.5.2 dargestellt, werden im Schnitt 1,21 kg/(km*h) NO_x (als NO₂) und 0,267 kg/(km*h) NO₂ im Tunnel ausgestoßen. Damit liegt

der Anteil des primär emittierten NO_2 bei etwa 22 % der NO_x Emissionen. Bei einer untersuchten Länge von 5 km ergeben sich 1,68 g/s NO_x (als NO_2) und 0,37 g/s NO_2 . In weiterer Folge können daraus etwa 0,854 g/s emittiertes NO abgeleitet werden (vgl. Formel 9).

Formel 9: Berechnung der Masse NO aus Masse NO_2

$$m_{\text{NO}} = m_{\text{NO}_2} (\text{als } \text{NO}_2) \cdot \frac{M_{\text{NO}}}{M_{\text{NO}_2}}$$

m_{NO}	Masse NO [kg]
m_{NO_2}	Masse NO_2 [kg] als NO_2
M_x	molare Masse

Unter der Berücksichtigung der molaren Masse von 30 kg/kmol für NO ergeben sich somit Emissionen von 0,028 mol/s NO (vgl. Formel 8).

Da wesentlich weniger Ozon als NO vorliegt, stellt die Ozonkonzentration für die chemische Reaktion den limitierenden Faktor dar. Aus der in Formel 7 dargestellten Gleichung ist ersichtlich, dass im vorliegenden Beispiel, bei vollständigem O_3 Umsatz, somit 0,0002129 mol/s NO_2 gebildet werden. Unter Berücksichtigung der molaren Masse von NO_2 von 46 kg/kmol ergeben sich hieraus etwa 0,0098 g/s NO_2 . Dieses NO_2 bildet sich unabhängig vom primären NO_2 Ausstoß. Setzt man sekundär gebildetes NO_2 (0,0098 g/s) und primär emittiertes NO_2 (0,37 g/s) ins Verhältnis, so zeigt sich, dass der Anteil des sekundär gebildeten NO_2 nur etwa 3 % der gesamten (primär und sekundär) NO_2 Emissionen im Tunnel ausmachen. Bei einem Anteil von 22 % ausgestoßenem NO_2 im Tunnel, entfallen somit 19 % auf primäres NO_2 .

7.6.2.2 Frischluftzufuhr über die Portalbereiche

Im Gegensatz dazu steht die Betrachtung der Frischlufteinbringung über die Portalbereiche. Da in diesem Fall das zur Verfügung stehende Ozon bereits im Vorfeld des Tunnels zu einem großen Teil reduziert wurde, liegen die Umwandlungsraten auf deutlich niedrigerem Niveau. Als Ozonkonzentration der in den Tunnel eingebrachten Luft kann von etwa $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgegangen werden (JMW 2009 O_3 der Messstation Graz Nord). Der durchschnittliche Volumenstrom im Tunnel bei längsgelüftetem Betrieb, der sich durch den Kolbeneffekt der Fahrzeuge einstellt, beträgt etwa $262 \text{ m}^3/\text{s}$. Damit ergeben sich 0,01 g/s O_3 , das in den Tunnel eingebracht wird. Analog der Betrachtungen im Kapitel 7.6.2.1 entspricht dies 0,000208 mol/s.

Setzt man wiederum NO_x Emissionen von $1,21 \text{ kg}/(\text{km}\cdot\text{h})$ sowie ein Anteil von 22 % NO_2 , so ergeben sich auf den ersten 100 m im Tunnel etwa 0,034 g/h NO_x bzw. 0,017 g/h NO, was einer Stoffmenge von 0,00057 mol entspricht. Analog der Überlegungen in Kapitel 7.6.2.1 lassen sich daraus 0,000208 mol NO_2 ableiten. Damit liegen auf den ersten 100 m im Tunnel immer noch deutlich mehr NO Emissionen vor, als durch das eingebrachte Ozon oxidiert werden können. Über eine iterative Berechnung kann in weiterer Folge festgehalten werden, dass bereits nach etwa 40 m sämtliches in den Tunnel eingebrachtes Ozon reagiert hat und in weiterer Folge keine Bildung von sekundärem NO_2 mehr möglich ist.

Für den Fall einer Längs- bzw. Ablufthalbquerlüftung, wie sie in den im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Fällen vorlag, ist der Anteil des chemisch gebildeten NO_2 im Tunnel damit als sehr gering einzustufen.

7.7 Validierung der CO Emissionsfaktoren

Analog zur Überprüfung der NO_x Emissionsfaktoren wurden auch Faktoren für CO untersucht. Es wurden wiederum die Werte aus der RVS 09.02.32 alt, gültig bis Juni 2010 [13] / PIARC, [4], die Simulationssoftware NEMO [10], sowie das Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA [11] zum Vergleich herangezogen.

7.7.1 Vergleich mit der RVS 09.02.32 alt [13] / PIARC [4]

Abbildung 25 zeigt die Zeitverläufe der durchgeführten CO Messungen und der entsprechenden Simulationen mit Emissionsfaktoren der RVS bzw. PIARC. Bereits beim ersten Betrachten fällt auf, dass im Gegensatz zur Simulation für NO_x , die Qualität des Vergleichs (zeitlicher Verlauf) zwar prinzipiell gut ist, die absoluten Zahlen aber deutlich schlechter korrelieren. Lediglich die Simulation für den Strenger Tunnel spiegelt die Messung gut wieder.

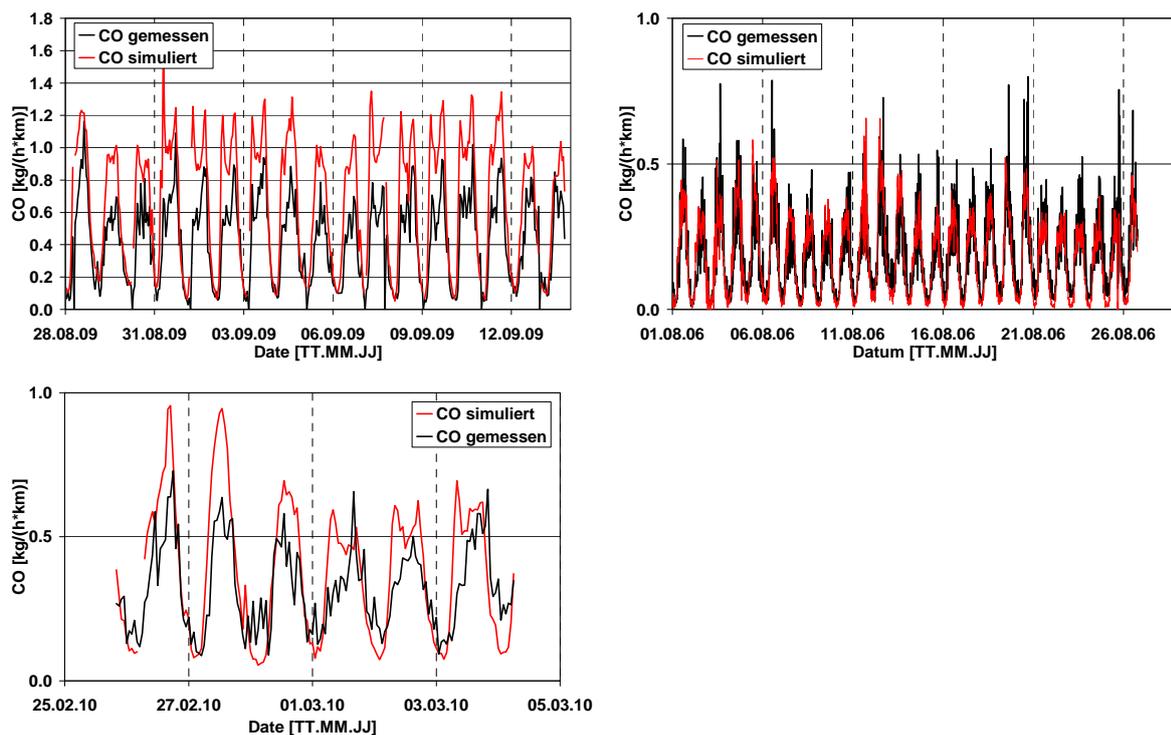


Abbildung 25: Zeitverläufe der berechneten (RVS alt) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Strengen 2006, Kalcherkogel 2010)

Berücksichtigt man des weiteren die Korrelation zwischen Simulation und Messung, wie in Abbildung 26 dargestellt, wird diese Diskrepanz noch deutlicher. Bei den jüngeren Messungen (Plabutsch und Kalcherkogel) liegt die Simulation deutlich über den Werten der Messung. Allerdings kann festgehalten werden, dass das Bestimmtheitsmaß mit 0,8 bzw. 0,6

zumindest für die Untersuchungen im Plabutsch 2009 und im Strenger Tunnel 2006 als durchaus gut bezeichnet werden kann.

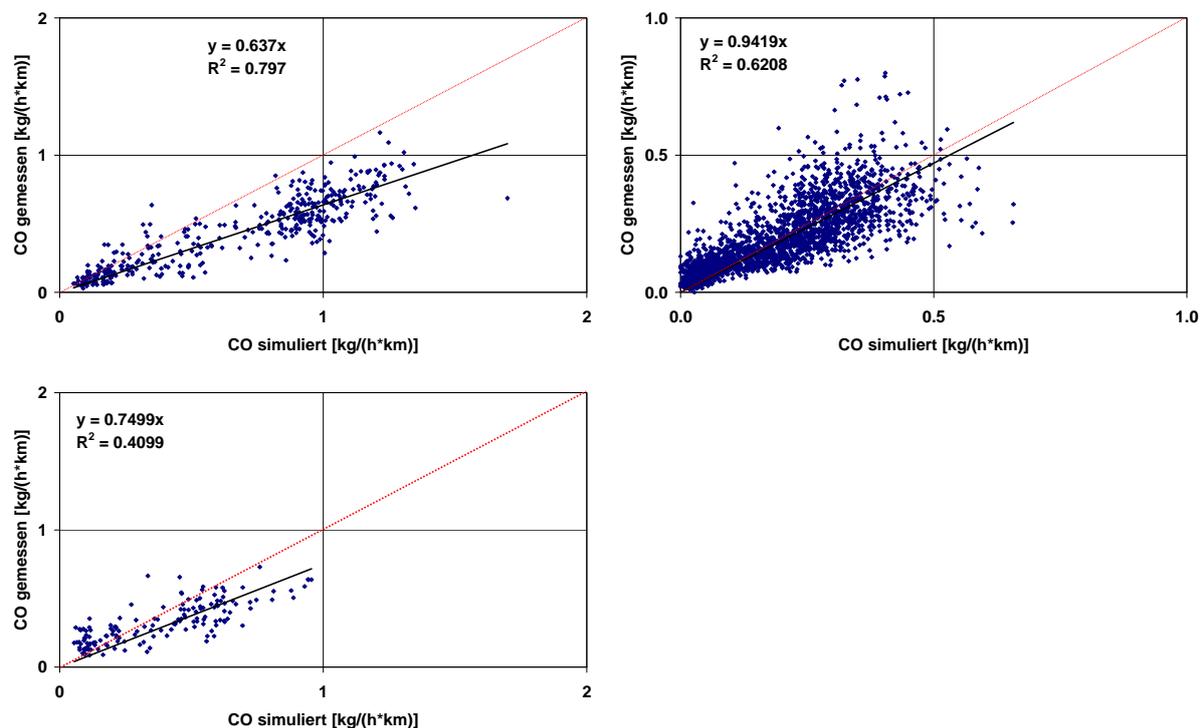


Abbildung 26: Korrelationen der berechneten (RVS alt) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links oben nach rechts unten: Plabutsch 2009, Strengen 2006, Kalcherkogel 2010)

Die Steigung der Ausgleichsgeraden liegt bei allen Untersuchungen zwischen 0,7 und 0,9, womit die Simulation die tatsächlich gemessenen Emissionen um bis zu 30 % überschätzt. Um ein weiteres Auseinanderdriften für die Prognose der nächsten Jahre zu vermeiden und die CO Emissionsfaktoren auf einen möglichst aktuellen Stand zu bringen, ist eine Anpassung dieser Zahlen von Nöten.

7.7.2 Vergleich mit Simulationssoftware NEMO

Abbildung 27 zeigt die Zeitverläufe der gemessenen und mit NEMO simulierten CO Emissionen drei unterschiedlicher Messkampagnen. Im Gegensatz zu der oben beschriebenen NO_x Validierung ist bereits auf den ersten Blick ersichtlich, dass die simulierten Emissionen durchwegs deutlich höher als die gemessenen Emissionen sind. Dies kann unabhängig voneinander für alle drei betrachteten Messkampagnen festgehalten werden.

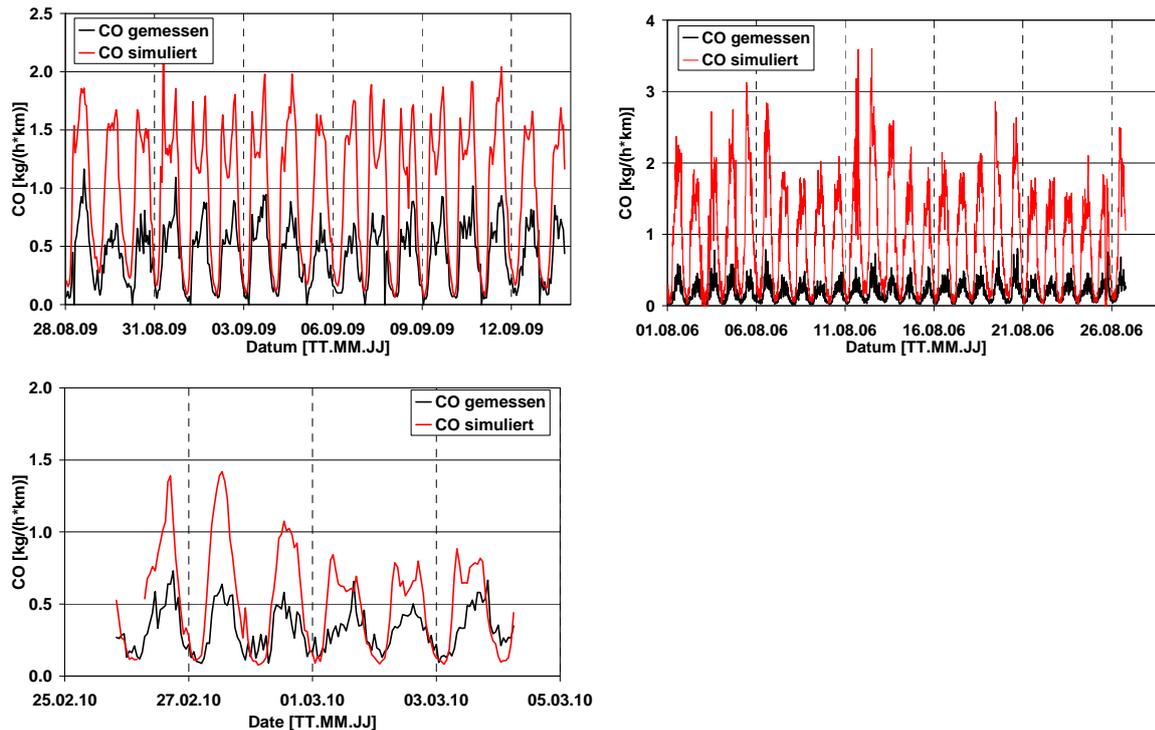


Abbildung 27: Zeitverläufe der berechneten (NEMO) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Strogen 2006, Kalcherkogel 2010)

Die zugehörigen Korrelationen zwischen simulierten und gemessenen CO Emissionen sind in Abbildung 28 dargestellt. Hier wird umso deutlicher, dass die Simulation die realen Emissionen deutlich überschätzt. Das Bestimmtheitsmaß liegt zwischen $R^2 = 0,3$ und $0,8$, was eine teilweise durchaus gute qualitative Übereinstimmung von Simulation und Messung zeigt. Absolut betrachtet liegen die simulierten Werte jedoch um den Faktor 2 bis 5 darüber. Rot strichliert dargestellt ist wiederum die 1/1 Linie, die einer Deckungsgleichheit von Simulation und Messung entspräche.

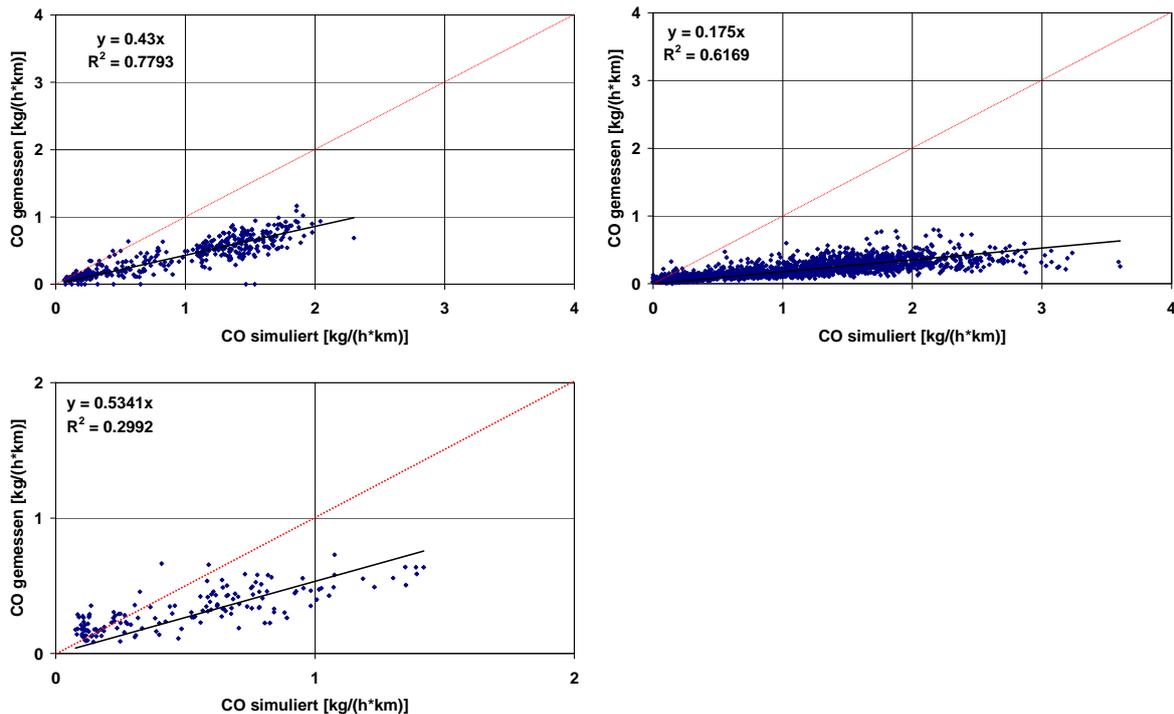


Abbildung 28: Korrelationen der berechneten (NEMO) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Strengen 2006, Kalcherkogel 2010)

Die qualitativ relativ gute Übereinstimmung von Simulation und Messung zeigt, dass die Software NEMO prinzipiell die Dynamik der CO Emissionen zwar abbilden kann, jedoch nicht in ihrer absoluten Höhe. Tabelle 7 gibt einen Überblick über die statistischen Werte zu den durchgeführten Messungen. Der gewichtete Durchschnitt bezieht sich wiederum auf eine Auswertung aller verfügbaren Daten der drei Messungen.

Tabelle 7: statistische Auswertung des Vergleichs Messung/Simulation für CO

Messung	Bestimmtheitsmaß	Steigung der Ausgleichsgerade
Plabutsch 2009	0,8	0,4
Kalcherkogel 2010	0,3	0,5
Strengen 2006	0,6	0,2
Gewichteter Durchschnitt	0,4	0,2

Im Mittel liegt das Bestimmtheitsmaß nur bei etwa 0,4 und die Steigung der Ausgleichsgerade beträgt lediglich 0,2 was bedeutet, dass die Simulation nur etwa 20 % der tatsächlich gemessenen Werte abdeckt. Da für den Strenger Tunnel eine sehr große Anzahl von Messpunkten vorliegt, hier die absoluten CO Emissionen von der Simulation aber stark unterschätzt werden, wird der Durchschnitt entsprechend nach unten gedrückt. Auffallend ist aber auch, dass mit zunehmenden Jahren die Korrelation besser wird. So liegt die Steigung der Ausgleichsgeraden für die Messung im Plabutschtunnel 2009 schon bei 0,4, für die

Messung im Kalcherkogeltunnel 2010 sogar bei 0,5. Somit unterschätzt die Simulation die tatsächlich gemessenen CO Emissionen nur mehr um etwa 50 %.

7.7.3 Vergleich mit HBEFA

Auch für CO wurde der Vergleich nicht nur mit der Simulationssoftware NEMO, sondern auch mit den Daten des aktuellen Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) [11] durchgeführt.

Abbildung 29 zeigt die Zeitverläufe der simulierten und gemessenen CO Emissionen für drei verschiedene Messkampagnen. Im Gegensatz zu den Vergleichen mit der Simulationssoftware NEMO kann festgehalten werden, dass die Übereinstimmungen zwischen Messung und Simulation sehr gut sind.

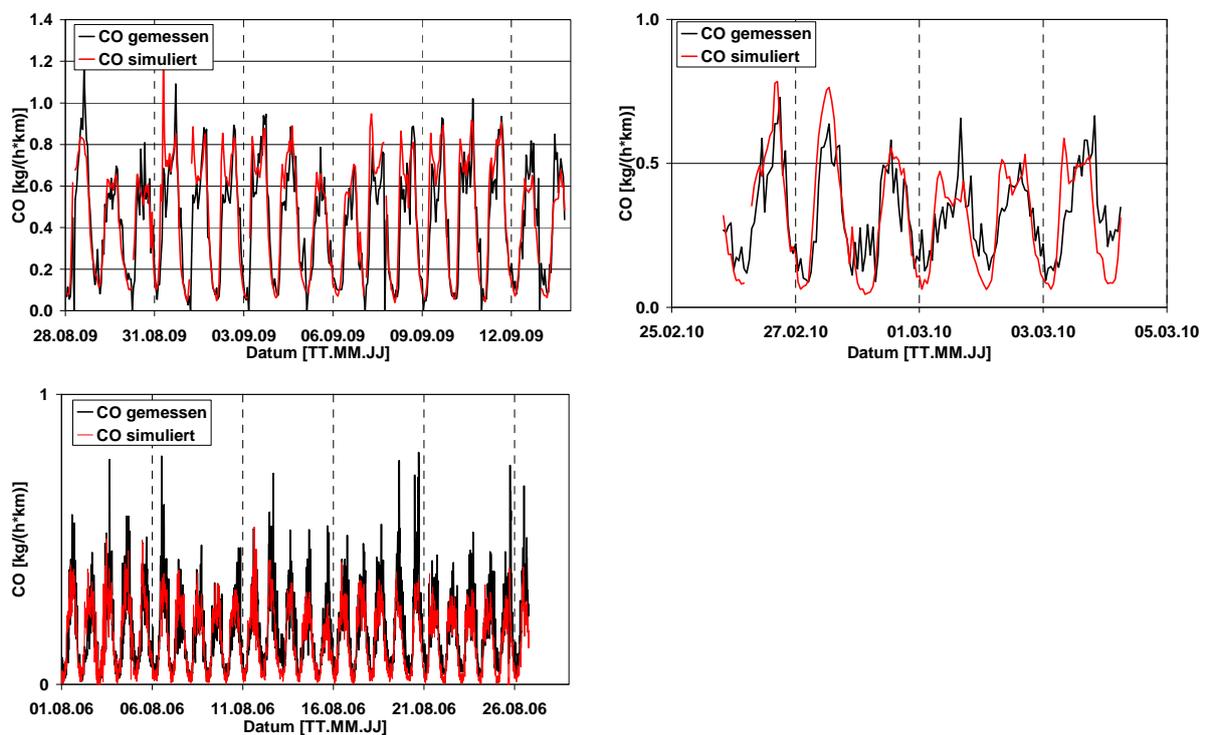


Abbildung 29: Zeitverläufe der berechneten (HBEFA) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006)

Berücksichtigt man die Korrelationen zwischen Messung und Simulation wie in Abbildung 30 dargestellt, so wird die gute Korrelation deutlich. Das Bestimmtheitsmaß liegt zwischen 0,4 und 0,8, was auf eine relativ starke Streuung hinweist. Die Steigungen der Ausgleichsgeraden allerdings liegen für alle drei Untersuchungen zwischen 0,9 und 1.

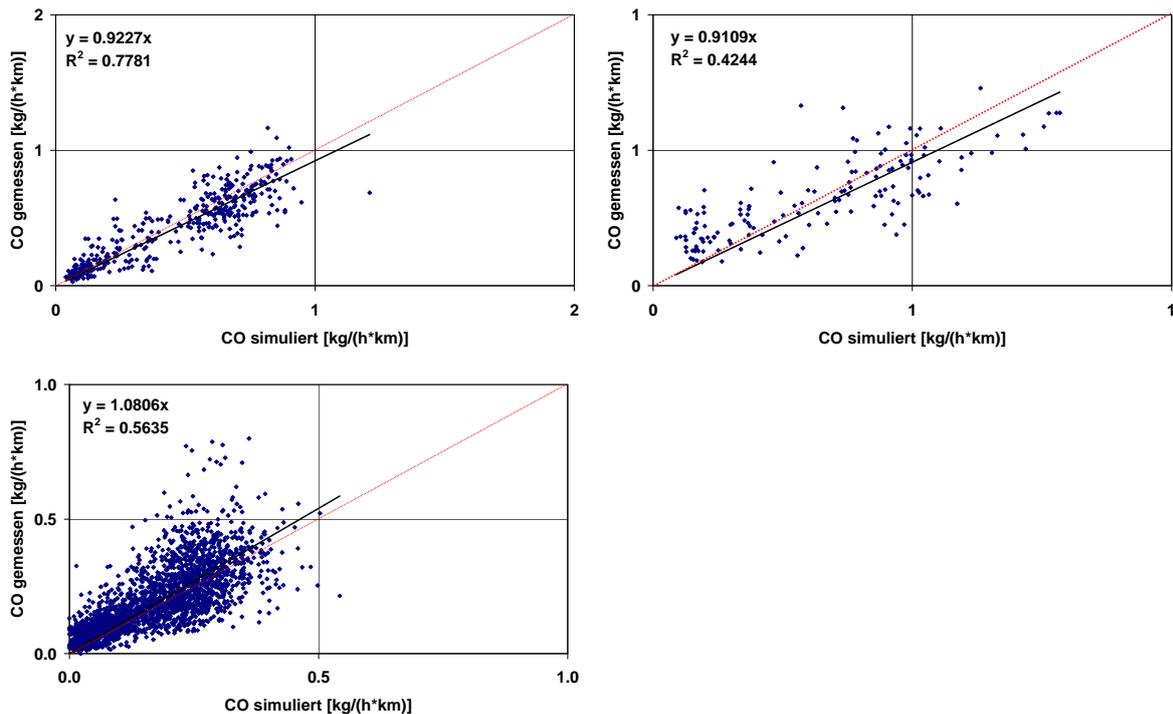


Abbildung 30: Korrelationen der berechneten (HBEFA) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006)

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Simulation mit NEMO scheinen die Emissionsfaktoren aus dem HBEFA 3.1 die Situation für CO deutlich besser zu erfassen.

Hier muss angemerkt werden, dass das aktuelle Handbuch HBEFA 3.1 auf eine jüngere Datenbasis als das Simulationsprogramm NEMO zurückgreifen kann. Gerade für CO streuen die Ergebnisse der Prüfstandsmessungen in einem so hohen Ausmaß, dass bereits eine kleine Veränderung der Stichprobe massive Veränderungen in den simulierten Emissionswerten zur Folge hat.

Auf Grund der guten Korrelation zwischen Messung und Simulation mit HBEFA können die Emissionsfaktoren für CO, wie sind im aktuellen HBEFA 3.1 [11] als validiert betrachtet und in den entsprechenden Richtlinien verwendet werden.

7.7.4 Anmerkung zur Simulation von CO

An dieser Stelle sei angemerkt, dass die Simulation von CO nach heutigem Stand der Motoren- und Abgastechnik eine große Herausforderung darstellt. Im Gegensatz zu NO_x , wo mit einer relativ kleinen Stichprobe belastbare Aussagen zum Emissionsniveau getroffen werden können, stellen vor allem die benzinbetriebenen Fahrzeuge bei der Simulation von CO auf Grund der sehr niedrigen Absolutmengen eine große Unsicherheit dar. Hier spielt die genaue Flottenzusammensetzung bei der Berechnung von CO eine entscheidende Rolle. Schon geringe Unterschiede in der Verteilung von benzin- und dieselbetriebenen Fahrzeugen können große Auswirkungen auf die CO Emissionen haben. Vor allem Fahrzeuge mit älteren Emissionsstandards emittieren vergleichsweise viel CO. Abbildung 31

zeigt den direkten Vergleich der CO Emissionen verschiedener Abgasnormen für PKW bei 100 km/h und 0 % Steigung.

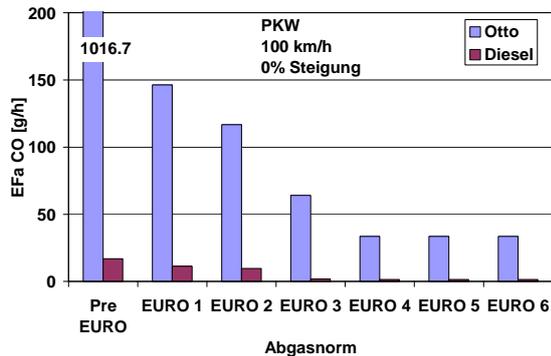


Abbildung 31: Überblick über die CO Emissionen benzin- und dieselbetriebener PKW bei 100 km/h und 0% Steigung

Benzinbetriebene pre Euro Fahrzeuge kommen sogar auf einen Wert von über 1 kg/h, wohingegen Diesel-PKW auch vor Einführung der Euro Norm nur etwa die Hälfte an CO emittieren wie ein moderner Euro 6 Benzin.

Absolut gesehen spielen die Emissionen im Vergleich zu NO_x oder anderen als kritisch eingestuft Komponenten wie z.B. CO_2 allerdings nur eine untergeordnete Rolle. Zudem werden sowohl die Grenzwerte in der Abgasgesetzgebung als auch der Luftgüte ohne Probleme eingehalten. Es besteht derzeit also kein äußerer Zwang, weitere technische Maßnahmen zur Minderung der CO Emissionen einzusetzen. Deshalb ist das Emissionsniveau einzelner Fahrzeuge, auch innerhalb einer Abgasnorm äußerst heterogen. Die große Unsicherheit bei der Simulation ist zum einen auf diese starken Differenzen innerhalb der einzelnen Abgasnormen, aber auch auf den nicht zu unterschätzenden Anteil an pre Euro Benzin PKW zurückzuführen. Auf Grund ihrer relativ gesehen extrem hohen CO Emissionen wirken sich Abweichungen in der Flottenzusammensetzung dieser Fahrzeuggruppe sehr stark auf das simulierte Ergebnis aus. Nimmt man die durchschnittlichen Flottenanteile für Euro 1 und Euro 2 Benzin-Pkw noch hinzu, macht diese Gruppe immerhin 12% der gesamten PKW Kilometer und über 30 % der Otto-Pkw Kilometer aus.

Eine weitere Unsicherheit bei der Simulation der CO Emissionen stellt das tatsächliche Fahrverhalten im Tunnel dar. Prinzipiell wird in Tunnelanlagen von einem homogenen, gleichmäßigen Fahrverhalten nahe bzw. leicht über der zulässigen Höchstgeschwindigkeit ausgegangen. Schon kleine Abweichungen dieses homogenen Fahrverhaltens bei Beschleunigungs- oder Verzögerungsvorgängen äußern sich aber in relativ starken Variationen der CO Emissionen. Vor allem im Bereich des Einfahrtssportals kann es zu Verzögerungsvorgängen und anschließenden Beschleunigungen kommen, die in der Simulation nur unzureichend abgebildet werden können.

Durch ein Überschätzen der tatsächlichen CO Emissionen und einer damit verbundenen eher konservativen Annahme der Luftgütequalität im Tunnel können Mangelversorgungen an Frischluft bzw. eine Unterdimensionierung der Lüftungsanlage allerdings vermieden werden.

8 Erstellen einer Datenbank zur Berechnung der Frischluftzufuhr

8.1 Allgemein

Um die benötigte Frischluftzufuhr in Tunnel für eine möglichst breite Anzahl von Ländern bzw. Regionen berechnen zu können, müssen die oben dargestellten Emissionsfaktoren mit entsprechenden Flottenzusammensetzungen gekoppelt werden, um so das Emissionsniveau der zu betrachteten Regionen berücksichtigen zu können. Wichtig ist dabei vor allem die Kenntnis der Verteilung der verschiedenen Emissionsniveaus innerhalb einer Fahrzeugschicht (z.B. Anteil der EU x Fahrzeug innerhalb der PKW Otto). Nur so kann auf einen mittleren Emissionsfaktor für jede Fahrzeugschicht getrennt nach Treibstoffkonzept geschlossen werden.

Vor allem in Ländern mit nicht westlichen Standards, kommt es auf Grund der oftmals veralteten Flottenzusammensetzung zu drastischen Abweichungen im Emissionsverhalten gegenüber Ländern mit hohen Standards.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Flottenzusammensetzungen für verschiedene Länder erhoben und mit den entsprechenden Emissionsstandards gekoppelt. Die so entstandene Datenmatrix wurde unter anderem im aktuellen PIARC Bericht „Road Tunnel: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation“ [9] übernommen.

Im Folgenden werden die verschiedenen Flottenzusammensetzungen dargestellt und in Bezug zu den entsprechenden Abgasstandards gesetzt. Danach folgt ein direkter Vergleich zu den Emissionsfaktoren der westlichen, industrialisierten Welt, wie sie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben wurden.

8.2 Anwendung auf nationaler und internationaler Ebene

8.2.1 Flottenzusammensetzung

Da die Berechnungen zum Luftbedarf immer auf flottengemittelten Emissionsfaktoren basieren, haben Flottenzusammensetzungen einen entscheidenden Einfluss auf diese. Für folgende Länder konnten detaillierte Flottenzusammensetzungen erhoben werden und mit entsprechenden Emissionsfaktoren gekoppelt werden:

- Österreich
- Australien
- Algerien
- China

Für diese Länder konnten auf Grund der genauen Datenlage eigene Emissionsfaktoren für NO_x, CO und PM bzw. Trübe ermittelt werden.

Des Weiteren wurden im Rahmen dieser Arbeit Kriterien entwickelt, die drei grundlegend verschiedene Flotten- und damit auch Emissionsniveaus weltweit unterscheiden. Sie ergeben sich aus einem wertenden Vergleich der vorliegenden Flottenzusammensetzungen für Österreich, Australien, Algerien und China. Unterteilt wurde in A, B und C Regionen,

wobei die Region A Westeuropa und Nordamerika beinhaltet. Die Untersuchungen zu dieser Region sind den vorangegangenen Kapiteln zu entnehmen. Die erheblichen Unterschiede in der Verteilung des Kraftstoffkonzeptes (Diesel / Benzin) werden in weiterer Folge über die entsprechenden Emissionsfaktoren berücksichtigt. Zur Region des Emissionsniveaus C gehören die weniger entwickelten Länder dieser Erde. Die oftmals überalterten Flottenzusammensetzungen in Verbindung mit einer oft mangelhaften Wartung bedingen ein vergleichsweise hohes Emissionsniveau. Hier spielen vor allem die Ottomotoren ohne geregelten Drei-Wege-Katalysator eine wichtige Rolle. Länder der Kategorie B liegen zwischen den Standards A und C.

8.2.1.1 Österreich

Als Basisflotte für die Referenzregion A wurde die österreichische Flottenverteilung für das Jahr 2010 herangezogen. Tabelle 8 gibt einen Überblick über die Flottenverteilung in Österreich für 2010.

Tabelle 8: Flottenverteilung nach Emissionsstandards für 2010 in Österreich

Typ	Jahr	pre EU	EU 1	EU 2	EU 3	EU 4	EU 5	EU 6
PKW Otto	2010	14,87%	3,95%	12,40%	20,87%	43,64%	4,27%	0,00%
PKW Diesel		2,34%	1,75%	8,11%	32,70%	49,25%	5,85%	0,00%
LNF Otto		36,20%	5,87%	14,31%	20,93%	22,68%	0,00%	0,00%
LNF Diesel		4,36%	1,97%	8,26%	37,80%	47,60%	0,00%	0,00%
SNF Diesel		4,06%	5,11%	16,08%	28,45%	12,07%	34,22%	0,00%

Tabelle 9: Flottenverteilung nach Fahrzeugtyp für 2010 in Österreich

Typ	Jahr	Anteil
PKW Otto	2010	34,91%
PKW Diesel		50,43%
LNF Otto		0,54%
LNF Diesel		7,77%
SNF Diesel		6,35%

In Abbildung 32 ist die Flottenverteilung grafisch dargestellt. Auffallend ist, dass bei den PKW der Emissionsstandard EU 4 dominiert, wohingegen die SNF zu fast 2/3 aus EU 5 bzw. EU 3 Fahrzeugen bestehen. Der sehr hohe Anteil der pre EU LNF Otto von über 30 % erscheint auf den ersten Blick zwar drastisch, auf Grund des extrem niedrigen Anteils der benzinbetriebenen LNF von nur 0,5 % an der gesamten Fahrzeugflotte, fällt dies aber nicht ins Gewicht. Klar zu erkennen ist außerdem, dass die österreichische Fahrzeugflotte von Diesel PKW dominiert wird.

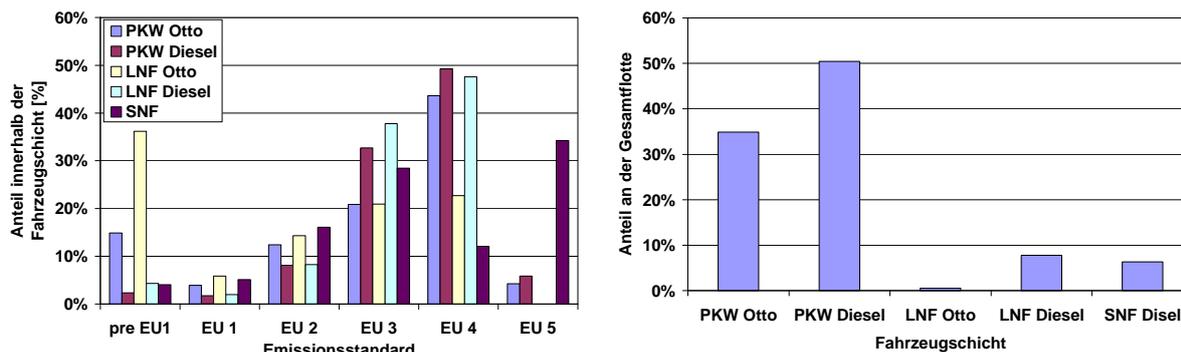


Abbildung 32: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Österreich (links), Flottenverteilung nach Fahrzeugschichten in Österreich 2010 (rechts)

8.2.1.2 Australien

Für Australien liegt die Flottenverteilung ebenfalls nach Fahrzeugschichten vor. In Tabelle 10 sind die Zahlen, in Abbildung 33 das Diagramm dargestellt.

Tabelle 10: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Australien

Typ	Jahr	pre EU	EU 1	EU 2	EU 3	EU 4	EU 5	EU 6
PKW Otto	2010	29,00%	26,00%	11,00%	27,00%	7,00%	0,00%	0,00%
PKW Diesel		18,00%	31,00%	30,00%	14,00%	7,00%	0,00%	0,00%
LNF Otto		33,00%	22,00%	10,00%	28,00%	7,00%	0,00%	0,00%
LNF Diesel		23,00%	27,00%	28,00%	15,00%	7,00%	0,00%	0,00%
SNF Diesel		37,00%	21,00%	0,00%	17,00%	12,00%	13,00%	0,00%

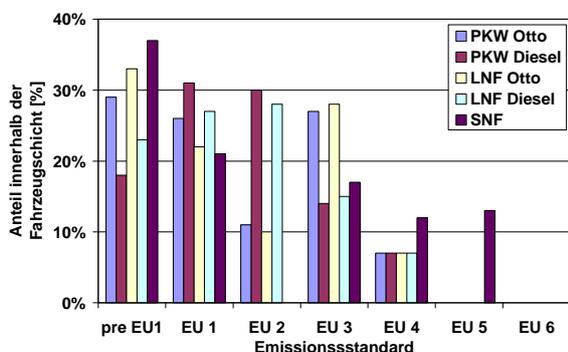


Abbildung 33: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Australien

Für den australischen Raum fällt vor allem der sehr hohe Anteil an pre EU SNF auf. Dieser liegt bei fast 40%. Zusammen mit den EU 1 SNF werden fast 60 % der australischen SNF Flotte abgedeckt. Daraus ergeben sich relativ hohe durchschnittliche SNF Emissionen für Australien. Generell kann festgehalten werden, dass die Fahrzeugflotte in Australien zu 60 % aus Emissionsstandards kleiner EU 4 besteht.

8.2.1.3 Algerien

Auch in Algerien besteht ein großer Teil der Fahrzeugflotte aus pre EU bzw. EU 1 Fahrzeugen. Lediglich in der Kategorie der Diesel PKW kommen 40 % EU 4 Fahrzeuge vor. In Tabelle 11 sind die Werte dargestellt, Abbildung 34 zeigt das zugehörige Diagramm.

Tabelle 11: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Algerien

Typ	Jahr	pre EU	EU 1	EU 2	EU 3	EU 4	EU 5	EU 6
PKW Otto	2010	51,96%	13,62%	11,00%	8,89%	14,51%	0,00%	0,00%
PKW Diesel		10,50%	12,76%	16,86%	19,00%	40,88%	0,00%	0,00%
LNF Otto		63,05%	9,98%	5,40%	11,74%	9,82%	0,00%	0,00%
LNF Diesel		36,99%	12,18%	7,94%	21,07%	21,82%	0,00%	0,00%
SNF Diesel		47,25%	9,96%	10,17%	13,90%	18,72%	0,00%	0,00%

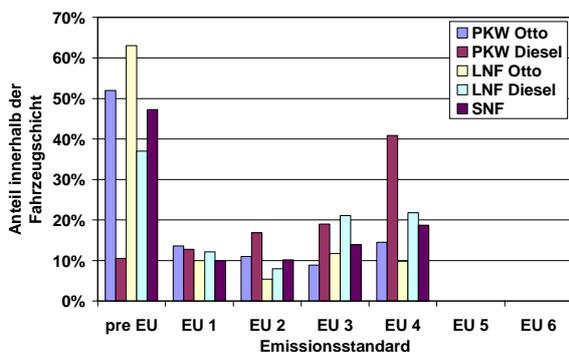


Abbildung 34: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Algerien

8.2.1.4 China

Für China liegt nur eine Flottenverteilung für das Jahr 2007 vor. Besonders hoch ist hier der Anteil der LNF Otto EU 1 Fahrzeuge. Sie machen über 70 % der LNF Otto Fahrzeuge aus. EU 4 und höhere Emissionsstandards sind in China 2007 überhaupt nicht vertreten. In Tabelle 12 sind die Zahlen, in Abbildung 35 das Diagramm dargestellt.

Tabelle 12: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2007 in China

Typ	Jahr	pre EU	EU 1	EU 2	EU 3	EU 4	EU 5	EU 6
PKW Otto	2007	23,35%	28,08%	30,59%	17,98%	0,00%	0,00%	0,00%
PKW Diesel		33,52%	36,03%	20,78%	9,67%	0,00%	0,00%	0,00%
LNF Otto		5,97%	71,89%	18,46%	3,68%	0,00%	0,00%	0,00%
LNF Diesel		34,10%	34,50%	21,40%	10,00%	0,00%	0,00%	0,00%
SNF Diesel		36,68%	38,88%	16,17%	8,27%	0,00%	0,00%	0,00%

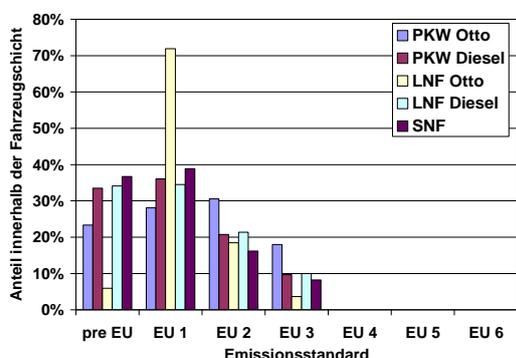


Abbildung 35: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2007 in China

8.2.1.5 Vergleich der einzelnen Regionen untereinander

Um einen Überblick über die Unterschiede der einzelnen Regionen zu erhalten, wird im Folgenden nach Fahrzeugschichten getrennt ein Gesamtvergleich durchgeführt.

In Abbildung 36 sind die Vergleiche für diesel- und benzinbetriebene PKW dargestellt. Klar zu erkennen ist, dass relativ zu den übrigen verglichenen Ländern, die Flotte in Österreich die modernste darstellt. EU 5 PKW fahren 2010 nur in Österreich und der Anteil der EU 4 PKW sowohl bei Diesel als auch Benzin Fahrzeugen macht in Österreich über 40 % aus.

Ein sehr ambivalentes Bild zeigt sich für Algerien. Hier sind mit über 50 % die pre EU Benziner deutlich in der Überzahl, während sich die restlichen Emissionsstandards bis EU 4 zwischen 10 und 15 % einpendeln. Bei den Diesel PKW hingegen punktet Algerien mit einem sehr hohen Anteil an EU 4 Fahrzeugen (40 %) und liegt damit sogar deutlich besser als etwa Australien.

Für China zeigt sich, dass überhaupt keine EU 4 und EU 5 Fahrzeuge auftreten. Die Flotte ist durch die Bank als relativ alt zu bezeichnen. Die Anteile der pre EU und EU 1 Fahrzeuge liegen sehr hoch. Allerdings muss für China festgehalten werden, dass sich die Daten auf das Jahr 2007 beziehen.

Australien, prinzipiell ein westliches Industrieland, weist bei der Flottenverteilung allerdings im Vergleich zu Österreich deutliche Schwachstellen auf. Auch in Australien gibt es bislang keine EU 5 PKW und der Anteil der pre EU bis EU 2 Fahrzeuge ist im Vergleich zu Österreich um ein vielfaches höher. Die Gründe für dieses deutlich höhere Durchschnittsalter der australischen Flotte liegen sicherlich darin, dass vor allem im ländlichen Bereich die Bereitschaft ältere Autos auszutauschen bei weitem nicht in dem Maße gegeben ist, wie innerstädtisch bzw. in Europa. Zudem besteht auf Grund der niedrigeren Haltungskosten nur ein geringer Anreiz, auf modernere, umweltfreundlichere Fahrzeuge umzurüsten.

Da der Emissionsstandard EU 6 im Jahr 2010 in noch keinem Land gesetzlich vorgeschrieben ist, ist der Anteil der EU 6 Fahrzeuge entsprechend 0.

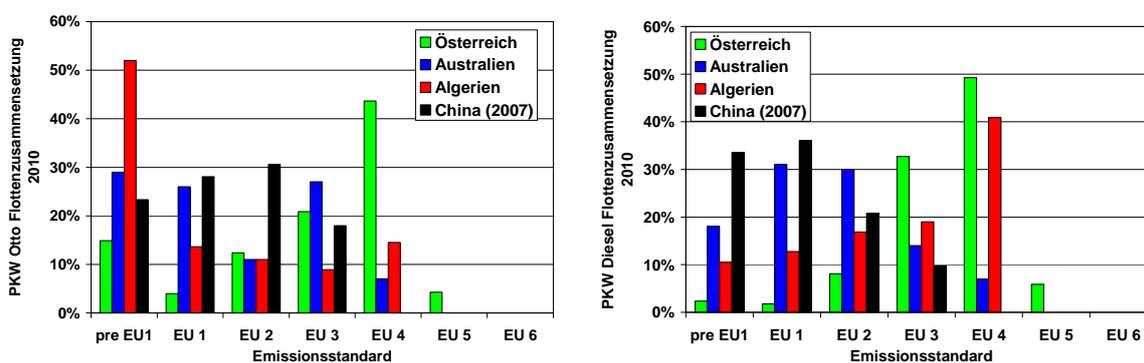


Abbildung 36: Vergleich der PKW Flotten 2010 (Benzin links, Diesel rechts) verschiedener Länder

Ein ähnliches Bild wie für PKW zeigt sich für LNF und SNF. In Abbildung 37 sind links die LNF Flotten, rechts die SNF Flotten für die untersuchten Länder abgebildet. In den LNF ist bereits die Verteilung Benzin / Diesel entsprechend der einzelnen Anteile pro Land berücksichtigt. Im Gegensatz zu den PKW fällt auf, dass für LNF in keinem der untersuchten Länder Fahrzeuge mit Emissionsstandard EU 5 vorkommen. Für EU 6 LNF und EU 5 SNF

gilt das gleiche wie für EU 6 PKW. Auf Grund der noch fehlenden gesetzlichen Vorgaben im Jahr 2010 komme keine Fahrzeuge mit EU 6 Standard vor.

Österreich hat sowohl bzgl. der LNF als auch der SNF mit Abstand die modernste Fahrzeugflotte. Der Anteil der EU 3 und EU 4 LNF macht in Summe sowohl bei den LNF als auch bei den SNF fast 90 % der gesamten jeweiligen Fahrzeugschicht aus. Hier kommen sicherlich Fahrzeugerneuerungen in den letzten Jahren zum Tragen.

Algerien schneidet vor allem bei den LNF sehr schlecht ab. Hier liegt der Anteil der pre EU Fahrzeuge bei über 50 %. Zusammen mit den EU 1 LNF sind 60 % der LNF im Emissionsniveau schlechter als EU 2. Auch pre EU SNF treten mit fast 40 % relativ häufig in Algerien auf, obwohl der Anteil der EU 3 und EU 4 SNF mit je 20 % relativ hoch ist.

In China wird das Segment der LNF deutlich von EU 1 Fahrzeugen geprägt. Sie machen mit deutlich über 50 % die Mehrheit der leichten Nutzfahrzeuge aus. Zählt man die pre EU LNF mit etwa 20 % noch hinzu, so werden 70 % der LNF in China abgedeckt. Auch die SNF sind von pre EU und EU 1 Fahrzeugen dominiert. Wie bei den LNF machen sie etwa 70 % der SNF aus. EU 4 SNF sind in China nicht vertreten. Wie bereits bei den PKW erwähnt, beziehen sich die Daten für China auf das Jahr 2007. Der vor allem in den ländlichen Regionen Chinas niedrige Motorisierungsgrad, sowie ein niedriges finanzielles Einkommen können als Ursache für die große Anzahl veralteter Emissionsstandards angenommen werden.

In Australien sind die LNF über die verschiedenen Emissionsstandards relativ gleich verteilt. Der Anteil der jeweiligen Standards liegt bei etwa 20 %. Einzige Ausnahme bilden die EU 4 LNF. Sie repräsentieren nur etwa 8 % der australischen LNF. Bei den SNF ist, wie bereits für Algerien und China festgestellt, eine deutliche Tendenz zu schlechteren Emissionsstandards sichtbar. Zwar bilden die EU 2 SNF die größte Gruppe, ihr Anteil liegt mit knapp unter 30 % aber nur marginal über denen der EU 1 (26%) und pre EU (22 %) Fahrzeugen. EU 4 SNF liegen mit unter 10 % an der gesamten Flotte der SNF sogar deutlich unter dem Wert Algeriens.

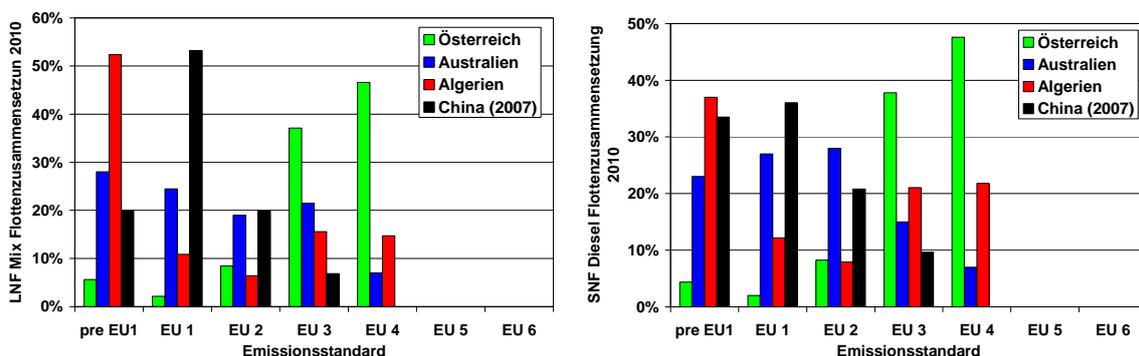


Abbildung 37: Vergleich der LNF Flotten 2010 (links) und der SNF Flotten 2010 (rechts) verschiedener Länder

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich Länder mit hohen Emissionsstandards durch deutlich modernere Flottenzusammensetzungen auszeichnen. So ist der Anteil der EU 3, bzw. EU 4 und EU 5 Fahrzeugen in Österreich immer deutlich über 60 % der Gesamtflotte einer jeweiligen Fahrzeugschicht. Für Länder mit niedrigen

Emissionsstandards ist dieser Wert praktisch gegenverkehrt. Hier dominieren die pre EU bzw. EU 1 Fahrzeuge mit etwa 60 % Anteil an der Gesamtflotte.

8.2.1.6 Andere Regionen

Ein Vergleich der Emissionsfaktoren der einzelnen detailliert beschriebenen Länder, ermöglicht für jeden hier beschriebenen Schadstoff einen Faktor zu bilden, der die Korrelation zum Referenzstandard A widerspiegelt. Dabei wurden die Emissionsfaktoren für Österreich als Standard A gesetzt. Die übrigen Emissionsfaktoren wurden jeweils mit den entsprechenden österreichischen Faktoren verglichen und als B oder C Faktor eingestuft. So stehen die algerischen CO Emissionsfaktoren für dieselbetriebene PKW stellvertretend für Länder der Kategorie B, während benzinbetriebene PKW für NO_x dem Standard C zugeordnet wurden. Die starke Heterogenität der Flottenzusammensetzungen der hier detailliert untersuchten Länder führt dazu, dass einzelne Länder bei gewissen Schadstoffen durchaus positiv abschneiden, bei anderen hingegen vergleichsweise schlecht. Die so ermittelten Faktoren für Länder mit Abgasstandard B sind in Tabelle 13, jene für Länder mit Standard C in Tabelle 14 dargestellt. Es müssen die Emissionsfaktoren des Standards A aus Kapitel 8.2.2.1 nur mit den hier dargestellten Faktoren multipliziert werden.

Tabelle 13: Faktor für Länder mit Abgasstandard B

Fahrzeugtyp	CO	NO _x	PM
PKW Benzin/Diesel	1,5 / 2,0	1,8 / 1,1	- / 1,4
SNF Diesel	1,9	1,6	2,5

Tabelle 14: Faktor für Länder mit Abgasstandard C

Fahrzeugtyp	CO	NO _x	PM
PKW Benzin/Diesel	2,9 / 4,0	2,8 / 1,2	- / 2,0
SNF Diesel	2,3	1,8	2,8

Um nun eine, wie oben beschriebene, Einteilung in A, B und C Regionen zu ermöglichen, wurde der Anteil der pre EURO 1 Fahrzeuge im Jahr 2010 als Referenz entwickelt. Tabelle 15 gibt einen Überblick über die Zahlen zur Einteilung einer beliebigen Fahrzeugflotte. Zu beachten ist, dass die Fahrzeugflotte eines Landes oder einer Region durchaus mehreren Standards angehören kann. Für jeden Fahrzeugtyp (PKW, LNF und SNF) wird der Prozentsatz der pre EURO 1 Fahrzeuge ermittelt, um somit die entsprechende Emissionskategorie A, B oder C zu definieren.

Tabelle 15: Einteilung der Fahrzeugflotte in Emissionsstandards A bis C

Bezugsjahr: 2010				
		Anteil der pre EURO 1 Fahrzeuge		
Fahrzeugtyp		Standard A	Standard B	Standard C
PKW Otto	NOx	< 20%	20 % - 30 %	> 30%
	CO	< 20%	20 % - 30 %	> 30%
PKW Diesel	NOx	< 5%	5 % - 30 %	> 30%
	CO	< 5%	5 % - 30 %	> 30%
	PM	< 5%	5 % - 30 %	> 30%
LNF Otto	NOx	< 40%	40 % - 60 %	> 60 %
	CO	< 40%	40 % - 60 %	> 60 %
LNF Diesel	NOx	< 5%	5 % - 25 %	< 25 %
	CO	< 5%	5 % - 25 %	< 25 %
	PM	< 5%	5 % - 25 %	< 25 %
SNF Diesel	NOx	< 5%	5 % - 40 %	> 40 %
	CO	< 5%	5 % - 40 %	> 40 %
	PM	< 5%	5 % - 50 %	> 50 %

8.2.2 Länderspezifische Emissionsfaktoren

Anhand der in Kapitel 8.2.1 untersuchten Flottenverteilungen kann in weiterer Folge auf länderspezifische Emissionsfaktoren geschlossen werden. Diese Faktoren leiten sich über die Kenntnis der detaillierten, nach Abgasnorm aufgeschlüsselten Emissionsfaktoren, und ihrer für die Region A durchgeführten Validierung wie in Kapitel 7 dargestellt, sowie der Flottenverteilung der einzelnen Länder her. Vor allem für die in Österreich gültige RVS 09.02.32 zu Berechnung der Frischluftzufuhr in Straßentunnel war eine Adaptierung der Emissionsfaktoren und eine Weiterführung über das Jahr 2020 hinaus notwendig geworden. Die nun vorliegenden neuen Emissionsfaktoren berücksichtigen die derzeitigen Prognosen bis zum Jahr 2030.

Dargestellt werden in weiterer Folge nur die Emissionsfaktoren für Österreich für das Basisjahr 2010. Spezifische Emissionsfaktoren, für andere Länder, wie sie im Rahmen dieser Arbeit entwickelt wurden, sind dem Anhang zu entnehmen.

8.2.2.1 Österreich (westliches Europa, EU, Nordamerika)

In Tabelle 16 bis Tabelle 20 sind die Emissionsfaktoren für Österreich für das Basisjahr 2010 getrennt nach Fahrzeugkategorie dargestellt. Dabei werden die leichten Nutzfahrzeuge (LNF) den PKW zugeschlagen, da diese in Flottenstatistiken oftmals nicht eigens angeführt sind und technisch mit PKW gleichzusetzen sind. Für Otto PKW wurde auf die Angabe von Emissionsfaktoren für die Sichttrübung verzichtet, da diese nach derzeitigem Stand der Technik keinen nennenswerten Beitrag zur Sichttrübung leisten. Schwere Nutzfahrzeuge werden immer als dieselbetrieben angenommen. Die Tabellen gelten für ein durchschnittliches Fahrzeug (PKW, SNF) für das Basisjahr 2010. Die Faktoren sind Funktionen der Zeit sowie der Steigung. Weitere Einflussfaktoren wie Seehöhen, Alterungsfaktoren oder Massenfaktoren für SNF werden in Kapitel 8.3 dargestellt.

Tabelle 16: Emissionsfaktoren für Otto PKW für NO_x und CO, Österreich

EFa PKW Otto NO _x [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
10	3,3	3,3	3,3	4,4	5,1	5,7	6,3
20	3,3	3,3	3,4	5,3	6,2	8,9	12,4
30	3,3	3,3	4,0	6,0	9,1	13,2	15,3
40	3,3	3,3	4,3	6,7	12,1	15,3	17,6
50	3,3	3,3	4,4	8,1	13,9	17,0	19,5
60	3,3	3,3	4,9	10,3	15,7	18,8	23,8
70	3,3	3,3	5,6	13,3	17,5	21,7	29,7
80	3,3	3,3	6,7	15,1	19,3	27,0	36,4
90	3,3	3,3	9,9	17,0	22,7	32,9	43,8
100	3,3	4,3	13,7	19,0	28,4	40,1	52,4
110	3,3	6,2	16,1	22,8	35,1	48,3	62,2
120	3,3	10,9	18,5	29,1	43,0	57,8	73,3
130	3,7	15,0	22,4	36,8	52,2	68,6	85,7

EFa PKW Otto CO [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	20,5	20,5	20,5	20,5	20,5	20,5	20,5
10	24,4	25,9	27,8	29,5	32,0	35,5	42,9
20	28,3	31,4	35,2	38,6	43,6	50,5	65,4
30	28,2	32,9	38,9	46,0	54,6	64,6	87,4
40	28,0	34,5	43,5	56,2	71,7	93,2	120,4
50	27,4	35,5	46,9	63,0	85,4	118,0	163,2
60	27,1	36,0	49,4	68,2	97,5	140,2	221,6
70	26,9	36,3	51,7	75,0	113,2	169,4	290,2
80	26,7	37,1	54,9	85,5	136,6	217,7	369,1
90	27,8	39,4	60,1	99,6	170,3	297,4	483,3
100	32,5	45,2	69,2	117,2	218,1	422,2	643,6
110	44,2	58,0	86,2	143,0	291,6	612,1	1007,4
120	67,2	83,8	119,4	192,7	419,4	889,8	1615,2
130	106,4	132,0	183,5	303,1	660,7	1333,0	2462,1

Tabelle 17: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für NO_x und CO, Österreich

EFa PKW Diesel NO _x [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	6,3	6,3	6,3	6,3	6,3	6,3	6,3
10	6,3	6,3	6,3	11,5	15,8	19,6	23,6
20	6,3	6,3	7,2	16,5	23,0	28,3	36,6
30	6,3	6,3	9,3	20,9	28,6	38,7	51,7
40	6,3	6,3	10,0	24,0	34,6	49,9	68,2
50	6,3	6,3	9,0	25,7	40,7	61,6	83,7
60	6,3	6,3	10,7	28,6	50,3	76,3	103,9
70	6,3	6,3	14,2	34,7	62,5	92,9	127,9
80	6,3	6,3	19,4	43,1	76,4	113,1	154,1
90	6,3	6,3	24,7	54,0	91,9	135,9	182,6
100	6,3	6,3	31,3	68,4	112,5	162,7	215,2
110	6,3	7,9	41,7	85,6	137,2	193,1	251,6
120	6,3	20,0	56,8	107,2	165,8	227,7	292,2
130	6,3	30,1	76,3	134,4	199,0	266,9	337,6

EFa PKW Diesel CO [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
10	2,2	2,2	2,2	3,6	5,1	6,7	8,4
20	2,2	2,2	2,4	5,4	8,2	4,1	3,2
30	2,2	2,2	3,0	7,2	4,0	3,3	3,2
40	2,2	2,2	3,2	8,6	3,1	3,3	2,8
50	2,2	2,2	2,9	6,3	3,3	2,9	2,6
60	2,2	2,2	3,4	4,0	3,3	2,7	2,6
70	2,2	2,2	4,6	3,2	2,9	2,4	3,1
80	2,2	2,2	6,6	3,4	2,7	2,8	3,6
90	2,2	2,2	7,8	3,2	2,5	3,2	4,2
100	2,2	2,2	3,2	2,8	2,8	3,8	4,8
110	2,2	2,6	3,4	2,5	3,3	4,4	5,5
120	2,2	6,9	3,1	2,7	3,8	5,0	6,2
130	2,2	3,5	2,7	3,2	4,5	5,7	7,0

Tabelle 18: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für CO, Österreich

EFa PKW Diesel Sichttrübung [m ² /h] 2010							
4,7	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
10	1,4	1,4	1,4	2,9	4,1	5,3	6,6
20	1,4	1,4	1,7	4,4	6,4	8,4	10,7
30	1,4	1,4	2,2	5,7	8,5	11,3	14,7
40	1,4	1,4	2,4	6,7	10,2	14,3	19,0
50	1,4	1,4	2,2	7,4	11,8	17,3	22,9
60	1,4	1,4	2,6	8,5	14,4	21,1	27,3
70	1,4	1,4	3,7	10,2	17,5	25,2	31,4
80	1,4	1,4	5,3	12,4	21,1	29,0	35,7
90	1,4	1,4	7,0	15,3	24,9	32,8	40,0
100	1,4	1,4	9,3	19,1	28,9	37,0	44,7
110	1,4	1,8	12,1	23,4	33,0	41,5	49,7
120	1,4	5,5	16,1	27,9	37,5	46,4	54,9
130	1,4	8,9	21,1	32,5	42,4	51,7	60,6

Tabelle 19: Emissionsfaktoren für SNF für NO_x und CO, Österreich

EFa SNF Diesel NO _x [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5
10	38,1	55,5	115,9	163,5	192,8	219,5	251,0
20	25,1	39,7	106,0	182,4	223,8	294,9	367,0
30	22,4	41,3	147,6	202,1	271,2	387,4	494,5
40	19,2	36,8	154,4	218,0	329,2	482,9	617,9
50	19,2	32,2	148,1	229,7	397,0	574,7	747,4
60	19,2	25,8	128,2	247,4	467,8	670,1	881,3
70	16,8	20,5	108,3	278,8	535,9	773,9	1017,9
80	19,2	21,4	133,2	327,9	614,7	883,0	1159,0
90	19,2	23,7	153,8	390,1	697,7	990,1	1298,8
100	19,2	29,3	190,9	465,8	779,5	1094,3	1437,6
110	19,2	43,8	231,6	547,9	856,7	1197,2	1575,5
120	19,4	74,6	280,5	613,8	926,6	1299,2	1712,6
130	23,5	105,1	348,4	660,2	997,1	1400,3	1849,7

EFa SNF Diesel CO [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5
10	17,5	20,3	32,8	42,5	44,5	44,3	46,8
20	13,5	17,9	30,6	44,8	44,3	51,8	59,0
30	12,4	18,1	38,8	44,9	49,0	60,9	68,9
40	11,2	16,7	40,3	44,6	55,5	68,1	77,7
50	11,2	15,6	38,6	44,8	61,9	74,4	87,6
60	11,2	13,9	35,4	46,3	67,2	81,3	98,6
70	9,8	11,8	31,6	49,9	71,9	88,9	110,3
80	11,2	12,2	35,9	55,7	77,1	98,3	124,4
90	11,2	13,0	38,1	61,7	83,1	108,3	138,6
100	11,2	14,7	43,1	67,4	89,8	118,8	152,8
110	11,2	17,4	46,2	72,8	96,7	129,3	166,9
120	11,2	23,7	50,8	77,0	103,7	139,6	180,9
130	12,3	28,2	57,7	80,5	110,7	149,8	195,1

Tabelle 20: Emissionsfaktoren für SNF für Sichttrübung, Österreich

EFa SNF Diesel Sichttrübung [m ² /h] 2010							
v [km/h]	Steigung [%]						
	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0	11,0
10	13,6	13,4	15,5	18,2	21,4	25,1	28,2
20	11,9	13,8	15,0	19,9	25,7	31,5	36,5
30	11,4	13,8	17,3	22,5	29,7	38,0	45,3
40	10,8	13,3	17,8	24,9	33,9	44,6	53,6
50	10,8	13,0	17,6	26,3	38,7	50,6	62,5
60	10,8	12,4	17,5	28,0	43,6	57,1	71,9
70	9,5	11,2	16,5	30,4	48,2	64,0	81,7
80	10,8	11,4	17,4	33,9	53,3	71,8	92,5
90	10,8	11,9	19,6	38,5	58,9	79,8	103,3
100	10,8	12,9	21,9	43,7	64,6	87,8	114,2
110	10,8	13,2	25,5	49,0	70,1	95,8	124,9
120	10,9	15,1	29,6	53,1	75,5	103,7	135,5
130	11,4	18,0	34,6	56,3	80,9	111,5	146,3

8.3 Zusätzliche Einflussfaktoren

Zusätzlich zu den in Kapitel 8.2.2.1 dargestellten Basisfaktoren kommen Einflussfaktoren für die unterschiedliche Masse von SNF oder der Einfluss der Seehöhe hinzu. Außerdem wird über Zeitfaktoren der Prognosezeitraum bis zum Jahr 2030 abgedeckt.

8.3.1 Massenfaktoren für SNF

Massenfaktoren sind notwendig, da die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Emissionsfaktoren für SNF für ein flottengemittelttes Fahrzeug mit etwa 22 t Gesamtgewicht gelten. Über eine separate Betrachtung der Basisemissionen des SNF Flottenmix (22 t), reiner Solo LKW und Sattelzügen kann auf entsprechende Massenfaktoren geschlossen werden. So kann bei einer detailliert bekannten Flottenzusammensetzung der SNF noch genauer auf das Emissionsniveau geschlossen werden. In Tabelle 21 bis Tabelle 23 sind die Emissionsfaktoren für unterschiedliche SNF Klassen für das Jahr 2010 bei 0 % Steigung und 80 km/h dargestellt.

Tabelle 21: Emissionsfaktoren für NO_x getrennt nach SNF Kategorie und Abgasnorm für 2010

NO _x [kg/(km*h)]	Solo LKW	LSZ	Mix
pre Euro	6,43	11,46	8,54
Euro 1	4,15	7,63	5,61
Euro 2	4,45	8,51	6,16
Euro 3	3,40	6,59	4,74
Euro 4	1,94	3,65	2,66
Euro 5	0,84	1,68	1,19
Euro 6	0,27	0,54	0,38

Tabelle 22: Emissionsfaktoren für PM getrennt nach SNF Kategorie und Abgasnorm

PM [kg/(km*h)]	Solo LKW	LSZ	Mix
pre Euro	0,23	0,44	0,32
Euro 1	0,14	0,27	0,20
Euro 2	0,07	0,15	0,10
Euro 3	0,07	0,14	0,10
Euro 4	0,02	0,04	0,03
Euro 5	0,02	0,04	0,03
Euro 6	0,01	0,01	0,01

Tabelle 23: Emissionsfaktoren für CO getrennt nach SNF Kategorie und Abgasnorm

CO [kg/(km*h)]	Solo LKW	LSZ	Mix
pre Euro	1,19	2,26	1,64
Euro 1	0,73	1,42	1,02
Euro 2	0,61	1,26	0,89
Euro 3	0,73	1,54	1,07
Euro 4	0,07	0,14	0,10
Euro 5	0,07	0,14	0,10
Euro 6	0,05	0,10	0,07

Setzt man die jeweiligen Werte für den Mix (22 t) und Solo LKW bzw. LSZ ins Verhältnis, so erhält man die in Tabelle 24 dargestellten Massenfaktoren. Diese werden für alle Geschwindigkeitsbereiche als konstant angenommen.

Tabelle 24: Massenfaktoren zwischen SNF Flottenmix und Solo LKW bzw. SNF

NO_x	CO	PM
Faktor Sattel/Mittel	Faktor Sattel/Mittel	Faktor Sattel/Mittel
1,37	1,40	1,38
NO_x	CO	PM
Faktor Solo/Mittel	Faktor Solo/Mittel	Faktor Solo/Mittel
0,73	0,71	0,72

8.3.1.1 Einfluss der Seehöhe

Der Einfluss der Seehöhe wirkt sich bei modernen Flotten praktisch nur mehr ab einer Höhe von über 1500 m über dem Meer und für den Schadstoff CO bei Otto Motoren aus. Da die innermotorische Verbrennung bei Diesel Fahrzeugen konzeptbedingt mit Luftüberschuss ($\lambda > 1$) erfolgt und Oxidationskatalysatoren bei Diesel Fahrzeugen Stand der Technik sind, spielen hier die CO Emissionen keine nennenswerte Rolle mehr.

Otto Motoren sind zwar mit 3-Wege Katalysatoren ausgerüstet, viele ältere Modelle allerdings können auf Grund fehlender Technik den geringeren Umgebungsdruck bei großen Seehöhen nicht ausgleichen, was zu einer entsprechend fetteren Verbrennung ($\lambda < 1$) und einem damit verbundenen schlechten Wirkungsgrad des 3-Wege Katalysators führt. Deshalb kam dem Einfluss der Seehöhe in der bis 2010 gültigen RVS 09.02.32 [13] eine entsprechende Bedeutung zu. In Tabelle 25 sind die Zahlen, in Abbildung 38 das

entsprechende Diagramm dargestellt. Deutlich zu erkennen ist die starke Verringerung des Einflussfaktors für PKW Otto Fahrzeuge. Lag er nach der alten RVS 09.02.32 [13] für eine Seehöhe von 2000 m und das Jahr 2010 noch bei 11,4, so wird in der aktuellen RVS 09.02.32 [2] nur mehr ein Faktor von 2,6 empfohlen. Für das Jahr 2030 kann der Einfluss der Seehöhe praktisch vernachlässigt werden, da auf Grund der kontinuierlichen Flottenerneuerung bis dahin nahezu alle Fahrzeuge auf die die veränderten Umgebungsdruckbedingungen auf großen Seehöhen mit ihrem Motormanagement entsprechend reagieren können.

Auch für SNF sinkt der Einfluss der Seehöhe von 2,7 nach der alten RVS auf 1,1 im Jahr 2010 bzw. 1,0 im Jahr 2030. Für Seehöhen über 2000 m werden gesonderte Untersuchungen empfohlen, zumal dieser Höhenbereich beim Tunnelbau in Europa keine große Rolle spielt.

Tabelle 25: Vergleich der Einflussfaktoren für die Seehöhe

Vergleich für 2000 m Seehöhe			
	RVS alt (2010)	RVS neu (2010)	RVS neu (2030)
PKW Otto	11,4	2,6	1,0
PKW Diesel	1,5	1,0	1,0
SNF	2,7	1,1	1,0

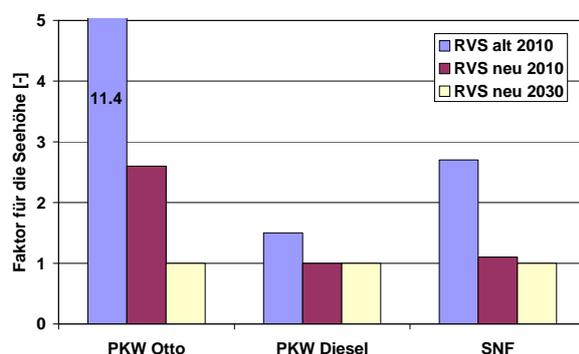


Abbildung 38: Vergleich der Einflussfaktoren für die Seehöhe

8.3.1.2 Zeitfaktoren für die Emissionsberechnung

Wie bereits angesprochen wird die prognostizierte Entwicklung der Emissionsfaktoren der nächsten Jahre über Zeitfaktoren berücksichtigt. Für die Jahre 2010, 2015, 2020, 2025 und 2030 wurden jeweils detaillierte Berechnungen der Emissionsfaktoren durchgeführt. Um ein möglichst kompaktes Werkzeug zur Berechnung zukünftiger Emissionen zu erstellen, wurde auf eine detaillierte Darstellung der einzelnen Jahre verzichtet. Vielmehr wurden die prognostizierten Emissionen mit den Basisemissionen des Jahres 2010 ins Verhältnis gesetzt, um so Zeitfaktoren zu erhalten. Diese wurden für jeden Schadstoff und jedes Antriebskonzept getrennt über die einzelnen Geschwindigkeiten und Steigungen gemittelt. In Abbildung 39 ist als Beispiel die Ermittlung des Zeitfaktors für Diesel PKW und NO_x für das Jahr 2030 dargestellt.

Efa PKW Diesel NOx [g/h] 2030								Efa PKW Diesel NOx [g/h] 2010								Faktor zu 2010 PKW Diesel NOx							
Steigung [%]								Steigung [%]								Steigung [%]							
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6	v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6	v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	0	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	gemittelter Faktor für 2030	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
10	2.2	2.2	2.2	3.8	5.2	6.3	7.5	10	6.3	6.3	6.3	11.5	15.8	19.6	23.0	20	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
20	2.2	2.2	2.5	5.4	7.5	9.2	11.3	20	6.3	6.3	7.2	16.5	23.0	28.3	36.6	30	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
30	2.2	2.2	3.2	6.7	9.2	13.0	18.0	30	6.3	6.3	9.3	20.9	28.6	38.7	51.7	40	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
40	2.2	2.2	3.4	7.6	11.5	17.3	25.0	40	6.3	6.3	10.0	24.0	34.0	45.0	58.0	50	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4
50	2.2	2.2	3.1	8.2	13.7	21.2	31.7	50	6.3	6.3	9.0	25.7	40.0	55.0	72.0	60	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4
60	2.2	2.2	3.6	9.2	17.5	28.5	39.9	60	6.3	6.3	10.7	28.6	50.3	76.3	103.9	70	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4
70	2.2	2.2	4.7	11.6	22.6	35.7	48.5	70	6.3	6.3	14.2	34.7	62.5	92.9	127.9	80	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4
80	2.2	2.2	6.3	14.6	28.5	43.3	57.8	80	6.3	6.3	19.4	43.1	76.4	113.1	154.1	90	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4
90	2.2	2.2	7.9	19.0	35.3	51.4	67.8	90	6.3	6.3	24.7	54.0	91.9	135.9	182.6	100	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4
100	2.2	2.2	10.3	25.1	43.0	60.8	79.1	100	6.3	6.3	31.3	68.4	112.5	162.7	215.2	110	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4
110	2.2	2.7	14.1	32.5	51.8	71.5	91.5	110	6.3	7.9	41.7	85.6	137.2	193.1	251.6	120	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4
120	2.2	6.4	20.2	41.1	61.9	83.4	105.3	120	6.3	20.0	56.8	107.2	165.8	227.7	292.2	130	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
130	2.2	9.8	28.5	50.9	73.5	96.8	120.5	130	6.3	30.1	76.3	134.4	199.0	266.9	337.6								

Abbildung 39: Beispiel für die Ermittlung der Zeitfaktoren

Die so ermittelten Zeitfaktoren werden in Tabelle 26 bis Tabelle 28 dargestellt. Ausgehend vom Basisjahr 2010, für das die Faktoren 1 gesetzt wurden, sinken die die einzelnen Emissionen zum Teil um fast 90 % bis zum Jahr 2030 (Sichttrübung). Bis 2015 sind die Faktoren jährlich aufgeschlüsselt, darüber hinaus sind sie linear zu interpolieren.

Tabelle 26: Zeitfaktoren für CO (links) und NO_x (rechts) für PKW

PKW Zeitfaktor für CO im Vergleich zum Jahr 2010			PKW Zeitfaktor für NO _x im Vergleich zum Jahr 2010		
Jahr	Otto	Diesel	Jahr	Otto	Diesel
2010	1,00	1,00	2010	1,00	1,00
2011	0,95	0,95	2011	0,93	0,95
2012	0,90	0,89	2012	0,86	0,90
2013	0,85	0,84	2013	0,79	0,86
2014	0,80	0,79	2014	0,72	0,81
2015	0,75	0,74	2015	0,65	0,76
2020	0,58	0,65	2020	0,44	0,52
2025	0,46	0,60	2025	0,30	0,40
2030	0,40	0,57	2030	0,22	0,35

Tabelle 27: Zeitfaktoren für CO (links) und NO_x (rechts) für SNF

SNF Zeitfaktor für CO im Vergleich zum Jahr 2010		SNF Zeitfaktor für NO _x im Vergleich zum Jahr 2010	
Jahr	Diesel	Jahr	Diesel
2010	1,00	2010	1,00
2011	0,92	2011	0,92
2012	0,83	2012	0,85
2013	0,75	2013	0,77
2014	0,66	2014	0,69
2015	0,58	2015	0,61
2020	0,34	2020	0,35
2025	0,25	2025	0,23
2030	0,21	2030	0,18

Tabelle 28: Zeitfaktoren für Sichttrübung PKW Diesel (links) und SNF (rechts)

PKW Zeitfaktor für Sichttrübung im Vergleich zum Jahr 2010		SNF Zeitfaktor für Sichttrübung im Vergleich zum Jahr 2010	
Jahr	Diesel	Jahr	Diesel
2010	1,00	2010	1,00
2011	0,91	2011	0,92
2012	0,82	2012	0,84
2013	0,73	2013	0,76
2014	0,64	2014	0,67
2015	0,55	2015	0,59
2020	0,29	2020	0,33
2025	0,17	2025	0,21
2030	0,13	2030	0,16

Festgehalten werden soll an dieser Stelle nochmals, dass die Qualität der hier ermittelten Faktoren direkt mit der Qualität der Flottenzusammensetzungen einhergeht. Je exakter die Zusammensetzung nach einzelnen Abgasnormen in zukünftigen Jahren prognostiziert wird, umso realistischer sind auch die hier vorgestellten Emissionsfaktoren bzw. Zeitfaktoren.

8.4 Datenbanken und Formelapparat

8.4.1 Allgemeines

Grundsätzlich können die in dieser Arbeit vorgestellten Emissionsfaktoren in Datenbanken hinterlegt werden, um ohne weitere Nachbearbeitung entsprechend des Formelapparats einschlägiger Richtlinien (RVS 09.02.32, PIARC etc.) angewandt werden. Im Rahmen dieser Arbeit wurde eine solche Datenbank samt Berechnung in Microsoft Excel® erstellt, um für die Regionen Österreich (westliches Europa), Algerien (arabischer Raum), Australien und China (asiatischer Raum) Frischluftbedarfsrechnungen nach RVS 09.02.32 [2] für Österreich bzw. PIARC [9] für die übrigen Regionen durchzuführen. Dabei werden sämtliche relevanten Parameter wie Bezugsjahr, Steigung, Seehöhe, SNF Anteil, sowie die Aufteilung des Verkehrs auf die einzelnen Fahrspuren berücksichtigt.

8.4.2 Tunnel mit mehreren Fahrspuren im Richtungsverkehr

Grundsätzlich wird in Österreich nach RVS 09.02.32 [2] der sogenannte MSV (maßgebliche stündliche Verkehr) als dimensionierende Verkehrsgröße für die Auslegung von Tunnelanlagen herangezogen. Im Gegensatz zum JDTV oder anderen durchschnittlichen Verkehrszahlen, berücksichtigt der MSV „jene Verkehrsstärke, die während einer vorgegeben Anzahl von Stunden im Jahr erreicht oder überschritten wird. Die Festlegung der Stundenzahl kann nach Kriterien der Verkehrspolitik und der Wirtschaftlichkeit erfolgen. Z.B. Bemessung auf die 30. Spitzenstunde (Q30) bedeutet daher, dass es während 30 Stunden im Jahr zu einer Überlastung kommt.“ [21]. Laut RVS 09.02.32 [2] ist der MSV vom Verkehrsplaner zu liefern. Da für die Frischluftbedarfsrechnung die Anzahl der im Tunnel fahrenden oder stehenden Fahrzeuge und deren Schadstoffausstoß relevant ist, werden die schweren Nutzfahrzeuge in Personenwägen umgerechnet, um dann mit sogenannten

Personenwageneinheiten (PWE) weiterzurechnen. Üblicherweise wird davon ausgegangen, dass ein SNF etwa 2,5 Personenwägen entspricht. Aus dem MSV in Fzg/h, kann somit über den Anteil der SNF auf den maßgeblichen stündlichen Verkehr in PWE geschlossen werden.

Diese Personenwageneinheiten müssen nun auf die zur Verfügung stehenden Fahrspuren verteilt werden. Dabei bestimmt die Schluckfähigkeit des Tunnels bei entsprechender Geschwindigkeit die maximal pro Spur vorhandene Anzahl an Fahrzeugen. Nach RVS 09.02.32 ist dieser Wert für Tunnel im Richtungsverkehr mit 1800 PWE/h beschränkt. Das bedeutet, dass nie mehr als 1800 Personenwageneinheiten pro Stunde und Spur durch den Tunnel fahren können. Dieser Wert hat vor allem verkehrspsychologische Bedeutung und beinhaltet das Fahrverhalten im Tunnel. Übersteigt der tatsächliche MSV diesen Grenzwert von 1800 PWE/h, so käme es zu einem Stau bzw. nachfolgende Fahrzeuge können nicht mehr in den Tunnel einfahren, da die Spur gesättigt ist.

Bei Tunnel mit mehreren Fahrspuren kann der tatsächliche MSV nun auf die einzelnen Spuren aufgeteilt werden. Eine genaue Vorschrift für die Aufteilung ist weder der RVS 09.02.32 [2] noch den Empfehlungen der PIARC [9][4] zu entnehmen - sie obliegt dem Planer selbst. Davon ausgehend aber, dass praktisch alle SNF auf der ersten Spur (äußerst rechts) fahren, werden sie auch nur dieser Spur zugeschlagen. Die Summe der PKW wird durch die Anzahl der vorhandenen Spuren dividiert, um so die Belastung pro Spur zu ermitteln. Dabei ist zu beachten, dass die erste Spur bis zum Grenzwert von 1800 PWE/h mit PKW aufgefüllt werden kann. Da ein Teil dieser ersten Spur jedoch schon mit SNF besetzt ist, wird empfohlen die PKW, die auf dieser Spur keinen Platz mehr haben nicht zu vernachlässigen (d.h. nicht in den Tunnel einfahren zu lassen), sondern äquivalent auf die restlichen Spuren zu verteilen. So wird die maximale Schluckfähigkeit des Tunnels ausgeschöpft und eine Art „worst case“ angenommen. In der Realität werden nicht alle PKW, die auf der ersten Spur keinen Platz mehr haben zwangsläufig auf andere Spuren ausweichen. Vielmehr wird ein Teil von ihnen auf der gewählten ersten Fahrspur bleiben und entsprechend später in den Tunnel einfahren, womit die Verkehrsdichte im Tunnel abnimmt. Es wird daher selten vorkommen, dass alle Spuren eines Tunnels vollständig ausgelastet sind. Dennoch ist es für die Berechnung des Frischluftbedarfs sinnvoll, dieses Extremszenario anzunehmen, um eine Unterbewertung des Frischluftbedarfs zu vermeiden.

9 Beispielrechnungen

Im Folgenden soll anhand von Beispielrechnungen demonstriert werden, welchen Einfluss die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten neuen Emissionsfaktoren auf die Berechnung des Frischluftbedarfs in Tunnelanlagen hat. Dabei wird auf den Formelapparat nach PIARC [4] zurückgegriffen, der sich mit der österreichischen Richtlinie RVS 09.02.32 [2] deckt. Interessant sind vor allem die Vergleiche für den nahen Osten und für Australien, da hier auf reale Flottenzusammensetzungen zurückgegriffen werden kann. Die Basis für die Vergleiche stellt jeweils die Rechnung nach RVS 09.02.32 alt [13] mit österreichischer Flottenverteilung dar. Die Beispielrechnungen werden für jedes Land mit denselben Tunnelranddaten durchgeführt. Da in Österreich und vielen europäischen Ländern die Höchstgeschwindigkeit in Tunnel auf 100 km/h für PKW und 80 km/h für SNF beschränkt ist, wird auch in den hier dargestellten Vergleichen nur ein Geschwindigkeitsband bis 100 km/h berechnet. Prinzipiell existieren die Emissionsfaktoren sowohl für PKW als auch für SNF bis 130 km/h. Untersucht wird ein fiktiver Tunnel mit folgenden Parametern (vgl. Tabelle 29):

Tabelle 29: Parameter für die Beispielrechnungen

Länge [m]	6765
Verkehrsführung	Richtungsverkehr
Fahrstreifen	2
Steigung [%]	+2
Seehöhe [m ü NN]	1000
Max, Geschwindigkeit PKW [km/h]	100
Max, Geschwindigkeit SNF [km/h]	80
MSV [Kfz/h]	3000
Anteil SNF [%]	25
Untersuchungsjahr	2010 und 2020

9.1 Tunnel Österreich

Für Österreich liegen detaillierte Daten zu Flottenverteilung und Emissionsniveaus vor. In Abbildung 40 sind die Ergebnisse der jeweiligen Berechnungen für das Jahr 2010 und 2020 getrennt nach Schadstoff dargestellt. Rot sind die jeweiligen Werte für das Jahr 2010, schwarz für 2020 aufgetragen. Um die Summe des Luftbedarfs zu erhalten, wird für jede Geschwindigkeit der Luftbedarf der einzelnen Schadstoffe verglichen und das jeweilige Maximum zur weiteren Betrachtung herangezogen. Auffallend ist, dass für Österreich sowohl für das Jahr 2010 als auch für 2020 die Summe des Luftbedarfs dem Luftbedarf für die Sichttrübung entspricht. Wie bereits zuvor angesprochen, ist dies typisch für die industrialisierten westlichen Länder, die der Kategorie A zugeordnet werden können (vgl. Kapitel 8.2).

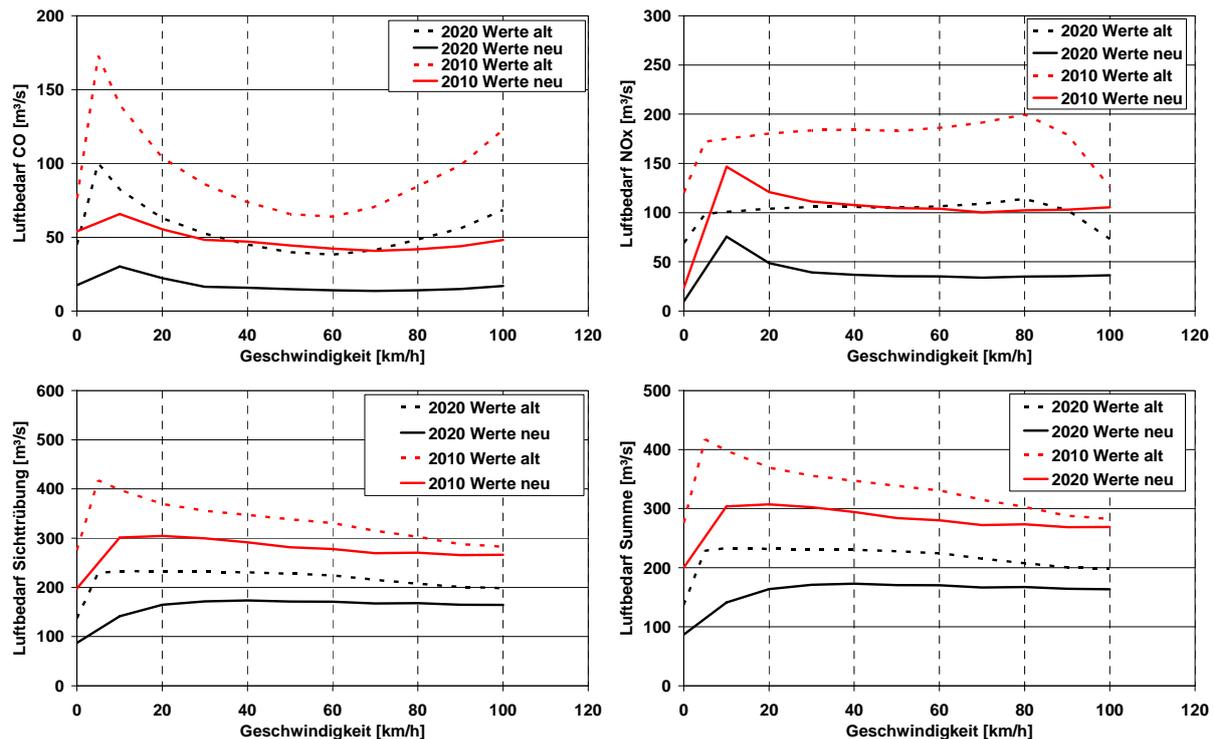


Abbildung 40: Luftbedarf Beispielrechnung Österreich in Abhängigkeit von CO (links oben), NO_x (rechts oben), Sichttrübung (links unten) und Gesamtbedarf (unten rechts)

Da CO und NO_x Emissionen auf Grund moderner Flottenzusammensetzungen und entsprechender Abgasnachbehandlung nur mehr eine untergeordnete Rolle spielen, kommt der Sichttrübung die Hauptrolle bei der Bemessung des Frischluftbedarfs zu. Hier liegt der Bedarf fast drei Mal so hoch als für NO_x und sogar 6 Mal höher als für CO. Die bei niedrigen Geschwindigkeiten auftretenden lokalen Maxima beim Luftbedarf, die vor allem bei den Komponenten CO und NO_x deutlich werden, zeigen, dass es in diesen Bereichen zu einem verstärkten Emissionsniveau kommt. Hier spielen mehrere Faktoren eine Rolle. Einerseits ist die Anzahl der im Tunnel befindlichen Fahrzeuge bei niedrigen Geschwindigkeiten höher, da der Abstand zwischen den einzelnen Fahrzeugen geringer wird. Andererseits wirkt sich die Selbstbelüftung durch den Kolbeneffekt noch nicht aus, da sich die Fahrzeugkolonne mit zu geringer Geschwindigkeit voranbewegt, wodurch die entstehenden Schadstoffe im Vergleich zu höheren Geschwindigkeiten deutlich weniger verdünnt werden. Aus diesen Gründen liegen die Maxima des Frischluftbedarfs für Länder der Kategorie A in der Regel bei Geschwindigkeiten bis etwa 40 km/h .

Vergleicht man den mit alten und neuen Emissionsfaktoren berechneten Frischluftbedarf der obigen Beispielrechnung für die Jahre 2010 und 2020 (vgl. Tabelle 30 und Abbildung 41) so fällt auf, dass die Differenz zwischen alten und neuen Emissionsfaktoren für beide Jahre bei 26 % liegt.

Tabelle 30: Frischluftbedarf Österreich für 2010 und 2010, alte und neue Emissionsfaktoren (Tabelle)

Frischluff- bedarf	2010	2020
	[m ³ /s]	[m ³ /s]
EFa alt	417	233
EFa neu	307	173
Differenz [%]	26	26

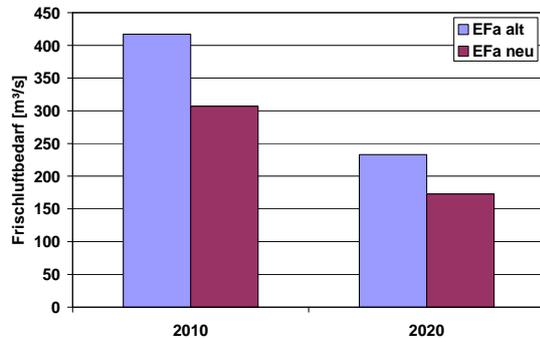


Abbildung 41: Frischluftbedarf Österreich für 2010 und 2010, alte und neue Emissionsfaktoren (Grafik)

Dies bedeutet, dass nach den in dieser Arbeit entwickelten Emissionsfaktoren der Frischluftbedarf im Gegensatz zu früheren Ansätzen um mehr als $\frac{1}{4}$ geringer ist. Umso interessanter wird dieses Ergebnis, wenn man bedenkt, dass sich ein geringerer Frischluftbedarf je nach Tunnelsituation direkt auf den Energieverbrauch der Ventilatoren auswirkt. Im Richtungsverkehr mag dies für Österreich und andere westliche Länder weniger ausschlaggebend sein, Tunnel, die im Gegenverkehr betrieben werden, bedingen hingegen eine permanente Frischluftzufuhr. Hier macht sich eine Minderung der benötigten Frischluftmenge direkt bemerkbar.

9.2 Tunnel Algerien

Davon ausgehend, dass sich die Flotte in geographisch und politisch vergleichbaren Ländern ähnlich zusammensetzt, erlauben die in Kapitel 8.2.1 dargelegten detaillierten Flottenzusammensetzungen für Algerien eine Abschätzung für den gesamten arabischen Raum. Wurde bisher oftmals ein vereinfachter Ansatz gewählt, indem die Flottenzusammensetzung westlicher Länder um einige Jahre zurückgesetzt wurde, so kann mit den in dieser Arbeit dargestellten Zahlen auf ein fundierteres Zahlenwerk zurückgegriffen werden. Für die hier vorliegende Beispielrechnung wurden die oben beschriebenen Tunneldaten mit den in dieser Arbeit ermittelten Emissionsfaktoren der Jahre 2010 und 2020 gekoppelt. Als Vergleichswerte dienen die nach RVS 09.02.32 alt [13] herangezogenen Emissionsfaktoren für Österreich mit einer um 10 Jahre älteren Flotte. Dementsprechend werden für den hier demonstrierten Vergleichsfall für die Jahre 2010 und 2020 die österreichischen Emissionsfaktoren aus den Jahren 2000 bzw. 2010 herangezogen. Abbildung 42 zeigt das Ergebnis der Frischluftmengenberechnung. Deutlich zu erkennen ist, dass für alle Komponenten sowie für den gesamten Frischluftbedarf die Emissionsfaktoren nach Schema alt den tatsächlichen Frischluftbedarf deutlich überschätzen.

Vor allem für CO fällt auf, dass nicht nur der Frischluftbedarf insgesamt deutlich geringer ausfällt, sondern dass sich auch die Charakteristik des Luftbedarfs über der Geschwindigkeit

deutlich geändert hat. Kam es nach alter Berechnungsmethode noch zu einer deutlichen Spitze bei niedrigen Geschwindigkeiten um 10 km/h, so fällt diese Spitze weg. Auch die lokalen Maxima am Ende des Geschwindigkeitsbands sind in dieser Form nicht mehr vorhanden. Dies ist vor allem auf die Flottenzusammensetzung zurückzuführen. Die Berechnungsgrundlage für 2010 entspricht, wie oben bereits dargelegt, der österreichischen aus dem Jahr 2000. Der Anteil benzinbetriebener Fahrzeuge ohne geregelten Drei-Wege-Katalysator war zu diesem Zeitpunkt noch relativ hoch. Dies schlägt sich in weiterer Folge in hohen CO Emissionen wieder. Aktuelle Zahlen aus Algerien hingegen zeigen, dass bereits 2010 die Flotte sowohl bei den Ottomotoren, als auch den Dieselmotoren, eine ausreichend große Anzahl moderner Fahrzeuge aufweist, dass der Schadstoffausstoß nicht mit einem westeuropäischen Land, das um 10 Jahre zurückgesetzt wurde verglichen werden kann. Dies zeigt deutlich, wie wichtig es ist, möglichst aktuelle und internationale Flottenzusammensetzungen bzw. Emissionsfaktoren zu verwenden.

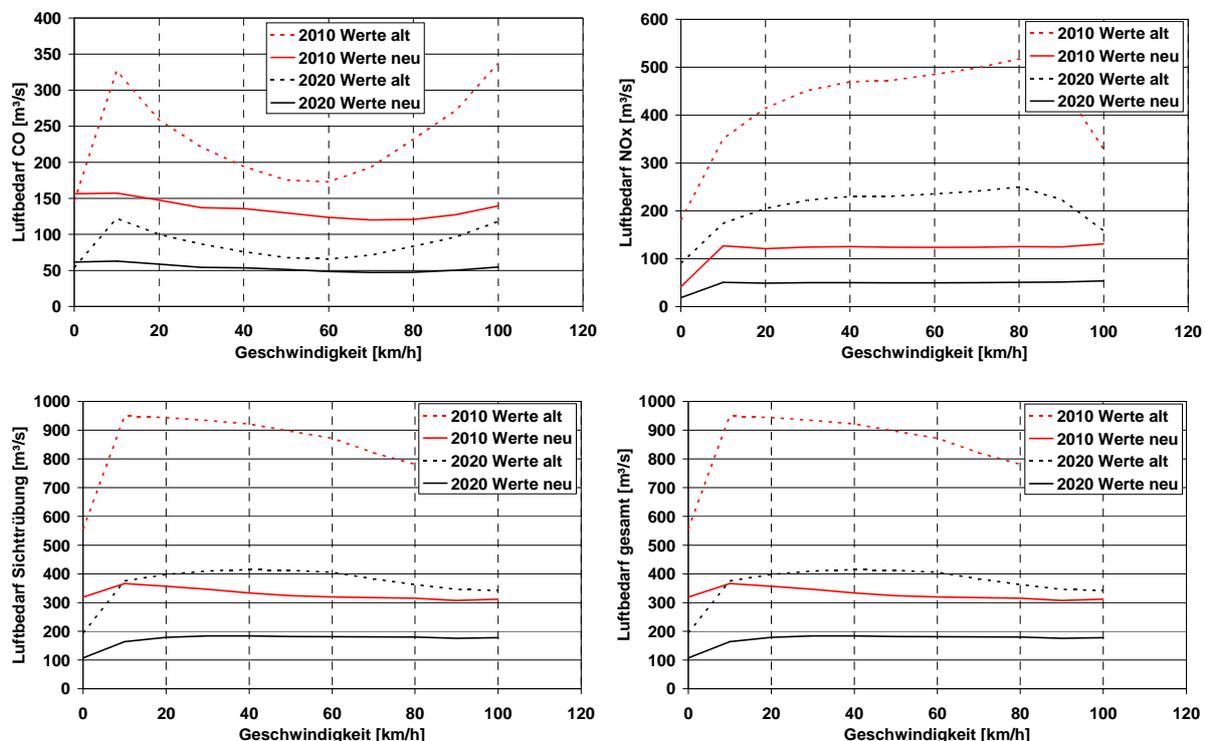


Abbildung 42: Luftbedarf Beispielrechnung Algerien in Abhängigkeit von CO (links oben), NO_x (rechts oben), Sichttrübung (links unten) und Gesamtbedarf (unten rechts)

Wie für CO, so kann auch für NO_x und die Sichttrübung festgehalten werden, dass die hier ermittelten neuen Faktoren einen deutlich geringeren Frischluftbedarf zur Folge haben. Im Gegensatz zum durch die CO Emissionen verursachten Frischluftbedarf bleibt die Charakteristik der Kurven für die übrigen Komponenten im Vergleich mit den alten Faktoren gleich.

Wie für Österreich in Kapitel 9.1 dargestellt, ist auch für Algerien sowohl 2010 als auch 2020 der Frischluftbedarf auf Grund der Sichttrübung der für die Gesamtbetrachtung ausschlaggebende Fall.

In Tabelle 31 bzw. Abbildung 43 sind die Werte für den maximalen Frischluftbedarf der einzelnen Untersuchungsjahre nochmals zusammengefasst. Die Differenz zwischen alten

und neuen Emissionsfaktoren beträgt zwischen 50 und 60%. Damit wird der benötigte Frischluftbedarf mit einem Ansatz, der um 10 Jahre ältere westeuropäische Emissionsfaktoren verwendet, um fast das Doppelte überschätzt.

Tabelle 31: Frischluftbedarf Algerien für 2010 und 2020, alte und neue Emissionsfaktoren (Tabelle)

Frischluffbedarf	2010	2020
	[m ³ /s]	[m ³ /s]
Efa alt *)	950	415
Efa neu	366	184
Differenz [%]	61	56

*) Efa Österreich um 10 Jahre älter

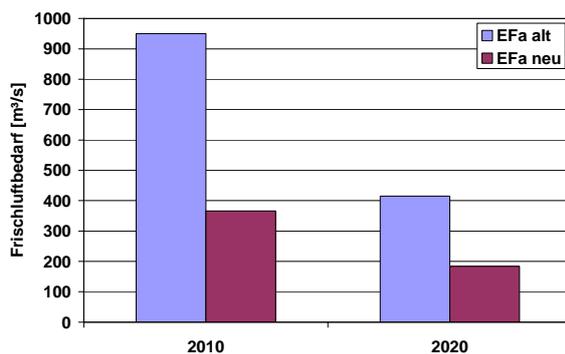


Abbildung 43: Frischluftbedarf Algerien für 2010 und 2020, alte und neue Emissionsfaktoren (Grafik)

Besonders dramatisch wirkt sich diese Überschätzung im Falle einer Seehöhe über 1000 m aus. Hier spielt das Alter der Flottenzusammensetzung eine noch größere Rolle als bei den übrigen Einflussfaktoren wie Steigung oder Antriebskonzept (Benzin/Diesel). Ab Seehöhen von 1000 m war für benzinbetriebene PKW für CO nach RVS 09.02.32 alt [13] ein Faktor von 12 vorgesehen, um der Tatsache gerecht zu werden, dass auf Grund der geringeren Luftdichte in großen Höhen Benzinmotoren fetter verbrennen und es dadurch zu einem deutlich erhöhten CO Ausstoß kommt. Dieser Faktor kann für moderne Flotten nicht mehr gehalten werden (vgl. Kapitel 7.7). Seehöhen bis 1500 m haben praktisch keine Auswirkung mehr auf die CO Emissionen benzinbetriebener PKW, darüber hinaus beschränkt sich der Faktor auf einen Wert von 2,6 im Jahr 2010 für eine Seehöhe von 2000 m. Mit zunehmendem Projektionszeitraum sinkt auch dieser Faktor bis er ab dem Jahr 2025 als 1 gesetzt werden kann. Berücksichtigt man, dass vor allem auf der arabischen Halbinsel viele Städte auf Hochplateaus mit Seehöhen deutlich über 1000 m liegen, so kommt dem Höhenfaktor eine entscheidende Bedeutung bei der Beurteilung der benötigten Frischluft zu. Für Lüftungsauslegungen unter solchen Bedingungen, kann unter Umständen der Frischluftbedarf und nicht der Brandfall das dimensionierende Ereignis für die Tunnelbelüftung sein. Die in dieser Arbeit vorgestellten Emissionsfaktoren sollen dazu beitragen, in solchen Fällen Fehlplanungen bzw. Überkapazitäten der Tunnellüftung zu vermeiden.

9.3 Tunnel Australien

An der Beispielrechnung für Australien soll demonstriert werden, dass es auch in westlich entwickelten Ländern durchaus zu deutlichen Unterschieden beim Frischluftbedarf kommen

kann. Ursache hierfür ist eine im Vergleich zu Europa stark veraltete Flottenzusammensetzung. Die Erneuerung alter Fahrzeuge mit hohem Verbrauch und entsprechendem Schadstoffausstoß hat in Australien auf Grund niedrigerer Kraftstoffpreise und einer flexibleren Gesetzgebungen eine niedrigere Priorität als in Europa. Entsprechend hoch sind die Emissionsfaktoren für den australischen Raum. Abbildung 44 zeigt den Vergleich der benötigten Frischluft für Österreich und Australien für die Jahre 2010 und 2020. Die vier Diagramme zeigen den Frischluftbedarf für die drei Schadstoffe CO, NO_x und die Sichttrübung sowie den gesamten Luftbedarf. Deutlich zu erkennen ist, dass die Werte für Österreich immer deutlich unter jenen für Australien liegen. Dies zeigt eindeutig, dass die österreichische Flotte im Mittel weniger Schadstoffe emittiert und es damit zu einem geringeren Frischluftbedarf im Tunnel kommt. Wie bereits für Österreich und Algerien gezeigt, gilt auch für Australien, dass der durch die Sichttrübung notwendige Frischluftbedarf das in Summe ausschlaggebende Kriterium darstellt.

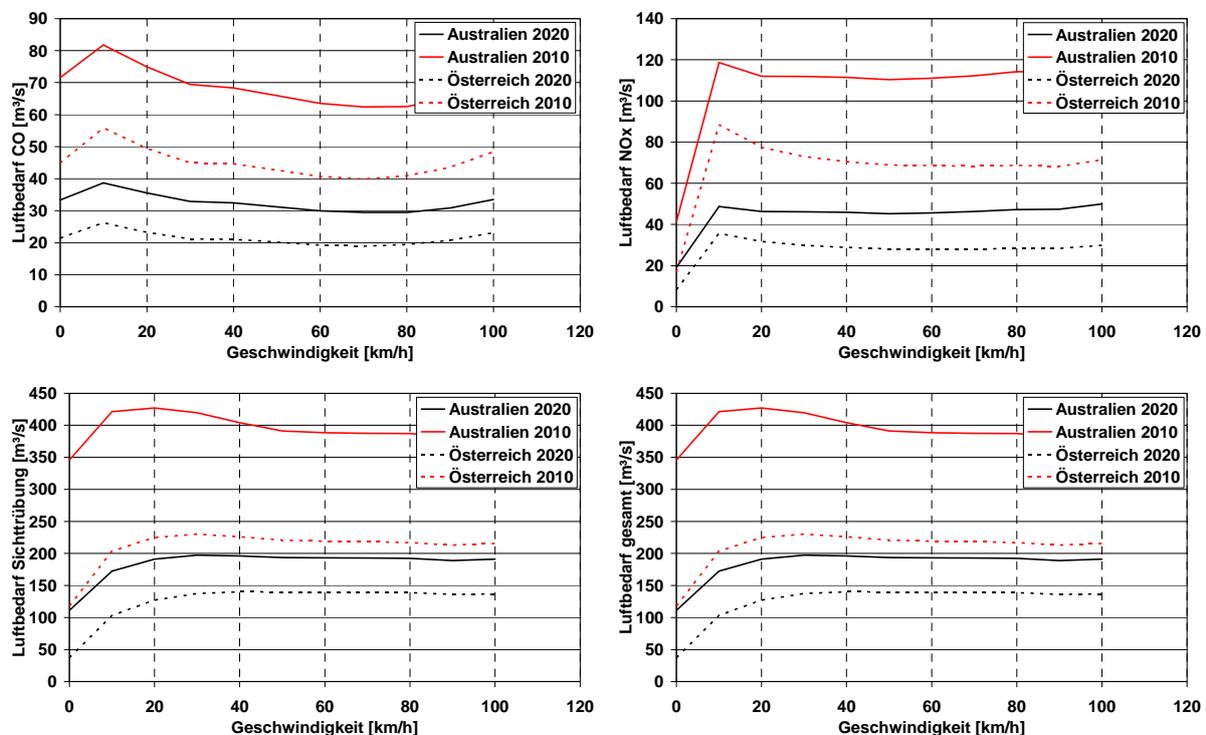


Abbildung 44: Luftbedarf Beispielrechnung Australien in Abhängigkeit von CO (links oben), NO_x (rechts oben), Sichttrübung (links unten) und Gesamtbedarf (unten rechts)

In Tabelle 32 und Abbildung 45 ist der maximale Frischluftbedarf für Australien im Vergleich zu Österreich nochmals dargestellt. Bemerkenswert ist dabei, dass im Jahr 2010 der Frischluftbedarf in Australien bei identischen Tunnelrandbedingungen 86 % höher als in Österreich liegt. Bis zum Jahr 2020 sinkt der Frischluftbedarf im Vergleich zu Österreich überproportional ab und liegt dann aber immer noch um 41 % höher.

Tabelle 32: Frischluftbedarf Australien für 2010 und 2010, Vergleich zu Österreich (Tabelle)

Frischlufbedarf	2010	2020
	[m³/s]	[m³/s]
Österreich	230	140
Australien	427	197
Differenz [%]	86	41

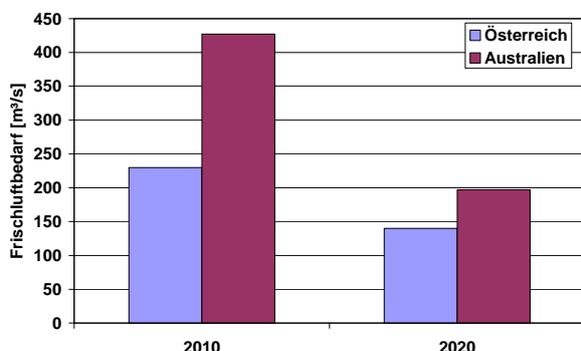


Abbildung 45: Frischluftbedarf Australien für 2010 und 2010, Vergleich zu Österreich (Grafik)

Wie bereits oben beschrieben spielt das Alter der australischen Flotte eine entscheidende Rolle. Da für den gesamten Luftbedarf die Sichttrübung den ausschlaggebenden Faktor darstellt, ist der im Vergleich zu Österreich stark erhöhte Luftbedarf auf Dieselfahrzeuge ohne Partikelfilter zurückzuführen. Dies gilt für PKW gleichermaßen wie für SNF. Abbildung 46 zeigt die Flottenzusammensetzung der beiden verglichenen Länder für das Jahr 2010. Australien weist bei allen Fahrzeugklassen einen überproportionalen Anteil an pre EU und EU1 Fahrzeugen auf. Hier stehen vor allem die schweren Nutzfahrzeuge hervor. Fast 60 % aller australischen SNF liegen beim Emissionsstandard unter EU 1. In Österreich hingegen macht diese Kategorie gerade einmal 10 % aus. Im Gegenzug erfüllen 1/3 aller österreichischen SNF bereits die EU 5 Norm. Ein ähnliches Bild zeichnet sich für Diesel PKW ab. In Australien liegt fast die Hälfte aller Diesel PKW unter EU 1, wohingegen in Österreich Diesel PKW unter EU 1 nur 10 % der gesamte Diesel PKW Flotte ausmachen. Auffällig hoch sind die benzinbetriebenen leichten Nutzfahrzeuge in Österreich, die noch keiner EU Norm zuzuordnen sind. Etwa 35 % aller Benzin LNF fallen in diese Kategorie. Da die Absolutzahl der benzinbetriebenen LNF in Österreich aber vernachlässigbar klein ist, haben sie keine Auswirkung auf den Gesamtschadstoffausstoß.

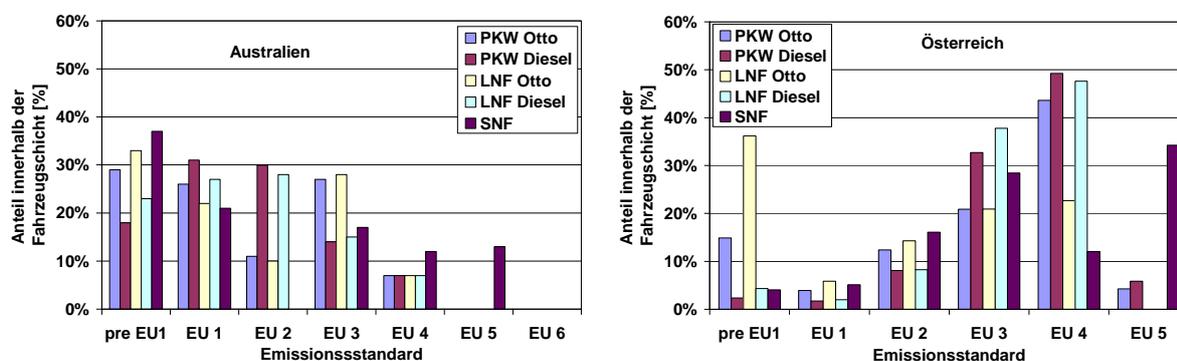


Abbildung 46: Vergleich der Flottenzusammensetzung Australien und Österreich im Jahr 2010

Diese gravierenden Unterschiede erklären, warum der Frischluftbedarf in Australien deutlich über den für Österreich berechneten Werten liegt. Es ist wie eingangs erwähnt ein markantes Beispiel dafür, dass Flottenverteilungen nicht blind auf andere, vermeintlich ähnlich entwickelte Länder übertragen werden dürfen.

9.4 Tunnel China

Eine Betrachtung Chinas als aufstrebende Wirtschaftsnation in Fernost ist interessant, da dort der motorisierte Individualverkehr stark zunimmt und im Rahmen dieser Dissertation offizielle Zahlen des nationalen chinesischen Statistikamtes verarbeitet werden konnten. Leider konnten die Flottenzusammensetzungen nur für das Jahr 2007 bereitgestellt werden, was aber einen Anhaltspunkt auf einem sehr unübersichtlichen Markt darstellt. Im Folgenden wird der Frischluftbedarf eines fiktiven Tunnel mit den Randdaten aus Kapitel 8.4.1 für das Jahr 2007 aus österreichischer und chinesischer Sicht dargestellt und erörtert. Abbildung 47 zeigt den Frischluftbedarf in Abhängigkeit verschiedener Schadstoffe, bzw. den gesamten Luftbedarf. Erstaunlicherweise liegen die chinesischen Werte bei CO und NO_x deutlich unter jenen für Österreich. Zu berücksichtigen ist dabei, dass der österreichische Frischluftbedarf noch nach alter Vorgangsweise nach RVS 09.02.32 alt [13] ermittelt wurde. Nicht nur, dass in diesem Regelwerk mittlerweile überholte Emissionsfaktoren hinterlegt sind, viel entscheidender wirkt sich vor allem bei CO die Seehöhe von 1000 m aus. Nach RVS 09.02.32 alt wurde hier ein Höhenfaktor von 2,6 bei Otto PKW und 1,1 bei Diesel PKW angenommen. Für China wurde bereits auf die neue, in dieser Arbeit beschriebene Vorgangsweise zurückgegriffen, die bis zu Seehöhen von 1500 m keinen zusätzlichen Einflussfaktor vorsieht. Dies wirkt sich deutlich auf die CO Emissionen und damit auf den Frischluftbedarf für diese Komponente aus. Für Bei den NO_x Emissionen spielt der hohe Diesel Anteil der PKW Flotte in Österreich eine große Rolle. Da die chinesische Flotte zum Großteil aus Benzinern besteht, treten die NO_x Emissionen in den Hintergrund. Wie für CO kommt es auch bei NO_x zu einem deutlich erhöhten Frischluftbedarf in Österreich im Jahr 2007.

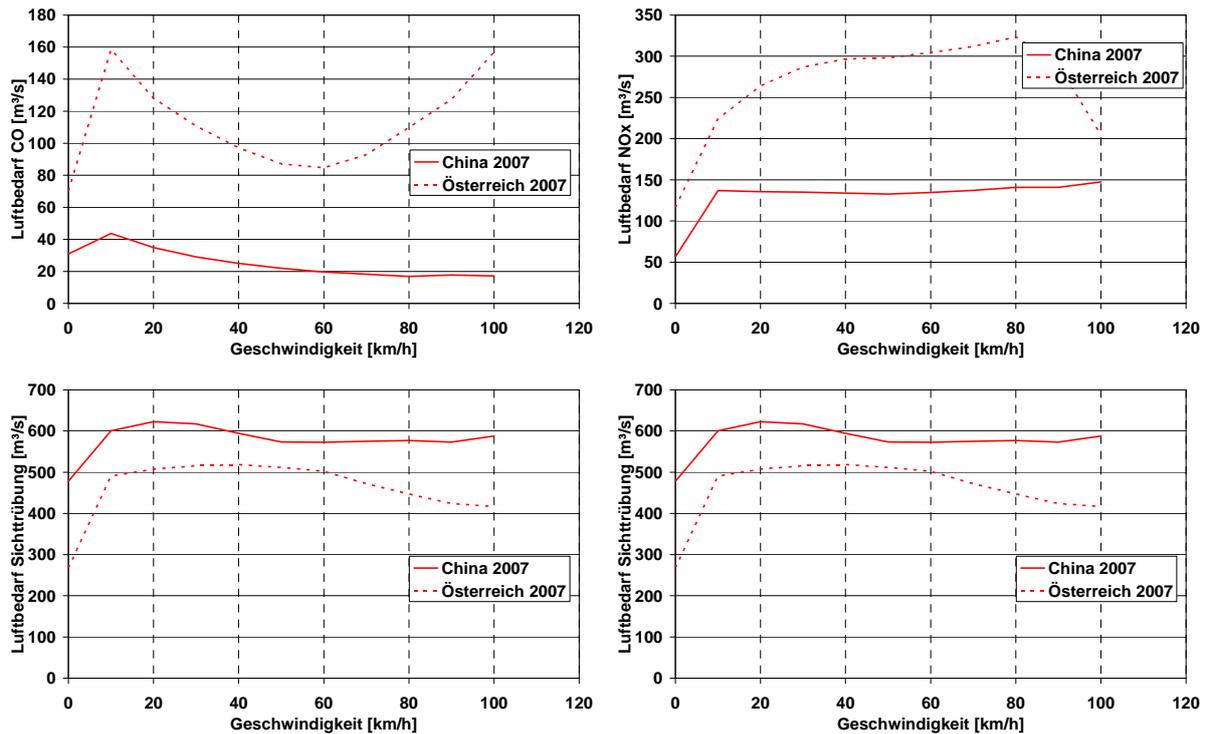


Abbildung 47: Luftbedarf Beispielrechnung China im Vergleich zu Österreich 2007 in Abhängigkeit von CO (links oben), NO_x (rechts oben), Sichttrübung (links unten) und Gesamtbedarf (unten rechts)

In Summe kann jedoch festgehalten werden, dass ein chinesischer Tunnel bei gleichen Randbedingungen mehr Frischluft als ein österreichischer Tunnel benötigt, wenngleich die Differenz mit 20 % nicht übermäßig ausfällt. Tabelle 33 und Abbildung 48 zeigen den direkten Vergleich des maximalen Frischluftbedarfs beider Länder im Jahr 2007.

Tabelle 33: Frischluftbedarf China für 2007, Vergleich zu Österreich 2007 (Tabelle)

	2007
Frischlufbedarf	[m³/s]
Österreich	519
China	623
Differenz [%]	20

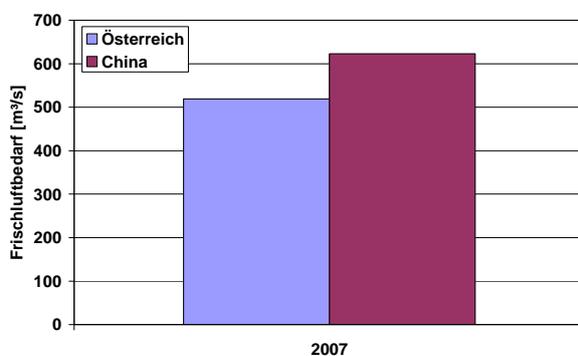


Abbildung 48: Frischluftbedarf China für 2010 und 2010, Vergleich zu Österreich (Grafik)

Da der Motorisierungsgrad in China im Vergleich zur Bevölkerungsanzahl noch als gering eingestuft werden kann und vor allem Fahrzeuge moderneren Baujahrs zum Einsatz kommen, fallen die Emissionen nicht unbedingt so negativ aus, wie vielleicht anzunehmen ist. Es ist allerdings auch festzuhalten, dass Zweiräder in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt sind. Hier ist die Datenlage was Emissionsfaktoren angeht auf Grund großer Streuungen nicht ausreichend belastbar. Hinzu kommt, dass abgesehen vom asiatischen Raum, Zweiräder nur einen Bruchteil des Verkehrsaufkommens ausmachen und daher bei der Betrachtung der im Tunnel entstehenden Schadstoffe keine bzw. eine vernachlässigbare Rolle spielen. Zudem muss berücksichtigt werden, dass in vielen Ländern auf den meisten Tunnelabschnitten im hochrangigen Straßennetz vor allem kleinmotorige Zweiräder nicht zugelassen sind und deshalb bei Untersuchungen zum Frischluftbedarf keine Rolle spielen.

10 Anforderungen an die Tunnelsensorik

Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt wurde, spielt die Frischluft eine bedeutende Rolle bei der Auslegung von Tunnelanlagen. Sie stellt ein effektives Mittel dar, um Schadstoffkonzentrationen unter den jeweiligen Grenzwerten zu halten. Nicht nur eine möglichst genaue Auslegung des Frischluftbedarfs sondern auch eine entsprechende Regelung zur Einbringung ist unabdingbar, um einen einwandfreien Tunnelbetrieb gewährleisten zu können. Eingangparameter für die Regelung sind die direkt im Tunnel gemessenen Schadstoffkonzentrationen. Hierfür werden CO und Trübsichtwerte mit fix im Fahrraum installierten Sensoren gemessen und über die Tunnelleittechnik ausgewertet. In Österreich zählt NO_x nicht zu den Standardmessgrößen in Tunnelanlagen, weil die NO_x Konzentrationen in der Regel unkritisch sind. Es gibt allerdings vor allem im urbanen Gebiet Tunnel, deren Lüftungssteuerung an eine NO_x Messung gekoppelt ist, um erhöhte NO_2 Konzentrationen im Bereich des Ausfahrtportals zu vermeiden.

Als weitere Regelgröße dient die Längsströmungsgeschwindigkeit im Fahrraum. Sie wird in den meisten österreichischen Tunnel über ein streckenmittelndes Verfahren mittels Ultraschalllaufzeitdifferenz gemessen. In den einschlägigen Richtlinien der RVS ist genau festgelegt, an welchen Positionen im Tunnel welche Komponente gemessen werden muss.

Je genauer die einzelnen Komponenten erfasst werden, umso exakter kann die Lüftungsregelung auf die verschiedenen Anforderungen reagieren, wenngleich das Hauptaugenmerk der Lüftung auf dem Brandfall und die damit verbundene Rauchabsaugung liegt. Nichts desto trotz ist eine regelmäßige Überprüfung der im Tunnel verbauten Sensoren ein wichtiger Beitrag zu einer möglichst fehlerfrei funktionierenden Lüftung.

11 Abrieb und Aufwirbelung

11.1 Vorbemerkung

Die sogenannte non exhaust Fraktion der Partikelkonzentrationen, also jener Anteil an Partikel, der durch Abrieb und Aufwirbelung entsteht, spielt sowohl im Tunnel als auch im Freiland eine besondere Rolle. Da die Datenlage hier sehr dünn ist, der Einfluss von PM non exhaust aber zunehmend größer wird, ist eine nähere Untersuchung dieser Komponente unabdingbar. Ein Hauptaugenmerk dieser Arbeit ist daher die Erarbeitung belastbarer PM non exhaust Faktoren sowohl für den Tunnel-, als auch für den Freilandbereich, um zukünftig in Simulationen und Auslegungen diese Komponente besser berücksichtigen zu können.

Im Tunnel spielt neben CO und NO_x vor allem die Sichttrübung eine entscheidende Rolle bei der Betrachtung der notwendigen Frischluft. In Ländern mit westlichen Flottenzusammensetzungen orientiert sich die benötigte Frischluftmenge praktisch immer an den Sichttrübungswerten, da auf Grund moderner Abgasnachbehandlungen, absolut gesehen, die Komponenten CO und NO_x nur eine deutlich untergeordnete Rolle spielen (vgl. Kapitel 4). Die Sichttrübung im Tunnel ist ein Produkt der Partikelemissionen, die im Tunnel einerseits durch die innermotorischen Verbrennungsvorgänge, andererseits durch Abrieb und Aufwirbelung entstehen.

Im Freilandbereich hingegen tragen die Partikel aus Abrieb und Aufwirbelung aktiv zur gesamten PM Belastung der Luft bei. Da auf Grund von immer effektiveren Abgasnachbehandlungssystemen die innermotorischen Partikelemissionen nur mehr eine untergeordnete Rolle spielen, dominieren im Verkehrssektor die sogenannten non exhaust Emissionen. Eine möglichst genaue Kenntnis dieser Fraktion ist daher unabdingbar, um Aussagen über die Luftgüte und deren prognostizierte Entwicklung zu treffen.

Generell kann festgehalten werden, dass innermotorisch (exhaust Anteil) die Partikelemission lediglich bei älteren, dieselbetriebenen Fahrzeugen ohne Abgasnachbehandlung (Partikelfilter) eine Rolle spielt. Ottomotoren stoßen auf Grund der homogenen Verbrennung keine relevanten Partikelmassen aus und Partikelfilter moderner Dieselmotoren sind in der Lage mehr als 99 % der anfallenden Partikelmasse zu filtern, womit sie wie Ottomotoren praktisch keinen Beitrag zur innermotorischen Partikelemission liefern. Im Vergleich zu PKW stoßen SNF auf Grund der größeren Motoren absolut gesehen deutlich mehr Partikel aus. Generell zwingt die Abgasnachbehandlung jedoch die Motorenhersteller die PM Emissionen durch innermotorische Maßnahmen und / oder nachgeschaltete Abgasnachbehandlung drastisch zu reduzieren.

Non exhaust Emissionen betreffen alle Fahrzeugkategorien, unabhängig vom Antriebskonzept (Benzin, Diesel, Gas, Elektro etc.). Sie setzen sich aus Abrieb und Aufwirbelung zusammen. Beim Abrieb spielen vor allem Abrasionsvorgänge an Fahrzeug und Straßenbelag die Hauptrolle, die Aufwirbelung bezieht sich auf sämtliche auf der Fahrbahn liegenden Stäube (durch Abrieb und äußeren Staubeintrag), die durch, vom Fahrzeug induzierte oder natürliche Luftströmungen, aufgewirbelt werden. Wie bei der innermotorischen Partikelbildung, gilt auch für die non exhaust Emissionen, dass SNF durch

die größere Anzahl an Kontaktpunkten mit der Straße (höhere Achslasten, mehr Reifen) mehr Emissionen als PKW freisetzen.

Starken Einfluss auf die non exhaust Emissionen haben Faktoren wie Fahrgeschwindigkeit, Anzahl der Fahrzeuge, die relative Feuchte der Umgebungsluft sowie der Straßenzustand. Diese Faktoren werden im Folgenden im Rahmen der Untersuchungen getrennt nach Tunnel und Freiland dargestellt und untersucht.

11.2 Abrieb und Aufwirbelung im Tunnel

11.2.1 Allgemein

Wie bereits erwähnt fanden im Rahmen dieser Arbeit Messungen in verschiedenen Tunnel statt, um das Niveau der PM_{10} bzw. $PM_{2,5}$ Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung näher zu untersuchen. Ziel war es vor allem Emissionsfaktoren für diese PM non exhaust Emissionen auf heutigem Niveau zu ermitteln, da die Datenlage hier sehr dünn ist. In direktem Zusammenhang damit stehen die Sichttrübungsfaktoren, wie sie in der RVS bzw. im Regelwerk der PIARC verwendet werden. Die aktuell ermittelten Emissionsfaktoren für PM non exhaust fließen unter anderen in die aktuelle RVS 09.02.32 [2] bzw. in den im nächsten Jahr erscheinenden PIARC Report [9] ein und ersetzen dort die bisher gültigen veralterten Faktoren. Vorweg sei dabei angemerkt, dass dabei eher auf die am oberen Rand der Varianz angesiedelten Emissionsfaktoren zurückgegriffen wurde, um eine Unterschätzung des Phänomens der Aufwirbelung zu vermeiden.

11.2.2 Messungen im Richtungsverkehr

Die Methodik zur Untersuchung der PM non exhaust Emissionen folgt den in Kapitel 7.2 dargestellten Prinzipien. Mittels eines „Entrance-Exit“ Modells kann auf die gesamten im Tunnel entstehenden PM non exhaust Emissionen geschlossen werden. Über eine multiple Regression werden diese Faktoren anschließend auf PKW und SNF aufgeteilt. Die Messungen fanden im Plabutschtunnel 2008 und 2009 sowie im Kalcherkogeltunnel 2010, jeweils im Richtungsverkehr bei einem Geschwindigkeitslimit von 100 km/h für PKW und 80 km/h für SNF statt.

11.2.3 Emissionsfaktoren für PM_{10} non exhaust

Analog den Validierungen zu NO_x und CO wurden auch die PM_{10} Emissionen näher untersucht. Anzumerken ist hier vor allem, dass die gemessenen und simulierten Werte nicht deckungsgleich sein können, da mit der Simulation nur der exhaust Anteil der PM Emissionen berücksichtigt wird, die Messung aber die Summe aus exhaust und non exhaust abbildet. Durch die Subtraktion des exhaust Anteils, von dem angenommen wird, dass er mit ausreichender Sicherheit simuliert werden kann, kann auf die non exhaust Emissionen geschlossen werden. Abbildung 49 zeigt die Zeitverläufe für zwei Messungen. Klar ersichtlich ist die deutlich höhere Massenkonzentration der gemessenen PM_{10} Partikel. Im linken Diagramm ist wiederum eine mehrstündige Tunnelsperre grün markiert, während der die PM_{10} Emissionen praktisch auf ein Nullniveau zurückgegangen sind.

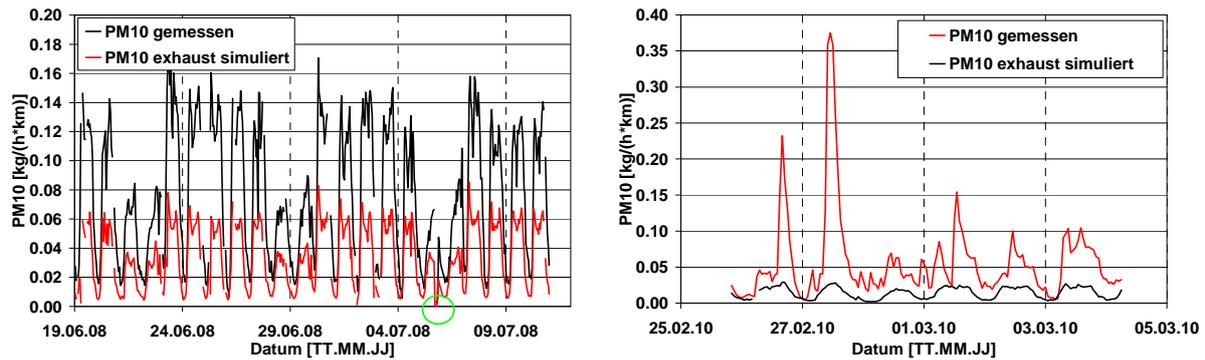


Abbildung 49: Zeitverläufe der berechneten (NEMO) und gemessenen PM₁₀ Emissionen (links: Plabutschtunnel 2008, rechts: Kalcherkogeltunnel 2010)

Bei genauerer Betrachtung des besagten Zeitraums fällt vor allem auf, dass die simulierten Emissionen auf Grund des fehlenden Verkehrs auf Null zurückgehen, wohingegen die gemessenen Emissionen erst mit einem deutlichen Zeitversatz sich dem Nullniveau nähern. Zusätzlich kam es in der ersten halben Stunde der Sperre zu einem Ausfall der PM₁₀ Messung. Nichts desto trotz, kann auch für PM₁₀ das Nullniveau gezeigt werden. Die Verzögerung bei der Messung zeigt, dass auch ohne Einfluss des Verkehrs PM₁₀ aufgewirbelt wird, bzw. im Tunnel vorhanden ist, was durch die natürliche Strömung erklärbar ist.

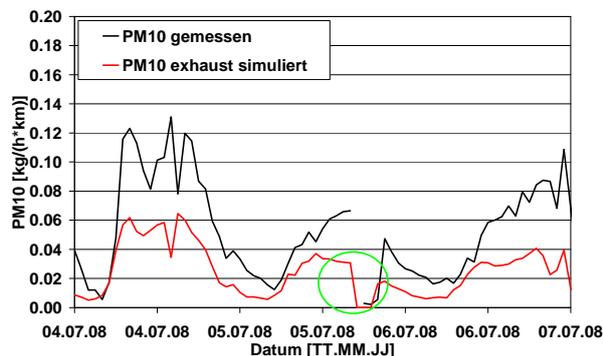


Abbildung 50: Detailansicht des Zeitverlaufs für PM₁₀ simuliert (NEMO) und gemessen während der Tunnelsperre

Die Korrelationen zwischen gemessenen und simulierten PM₁₀ Emissionen sind in Abbildung 51 dargestellt. Rot markiert ist die 1/1 Gerade, die eine Äquivalenz zwischen Simulation und Messung darstellen würde. Die Bestimmtheitsmaße liegen zwischen 0,4 für die Messung im Kalcherkogeltunnel und 0,8 im Plabutschtunnel. Interessant ist vor allem der Wert der Steigung der Ausgleichsgeraden. Die Differenz zwischen gemessenen PM₁₀ Emission, bestehend aus exhaust und non exhaust Anteil, und simulierten exhaust Emissionen ist ein Maß für die non exhaust Emissionen. Eine Steigung der Ausgleichsgeraden deutlich über 1 ist für eine solche Betrachtung Grundvoraussetzung.

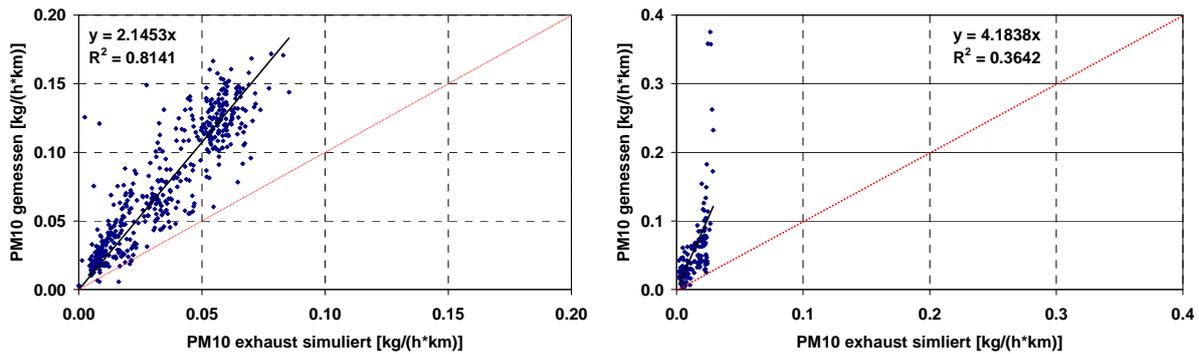


Abbildung 51: Korrelationen der berechneten (NEMO) und gemessenen PM₁₀ Emissionen für verschiedene Messkampagnen (rechts: Plabutschunnel, links: Kalcherkogeltunnel)

In den vorliegenden Untersuchungen beträgt das Maß der Steigung 2,1 für den Plabutschunnel und 4,2 für den Kalcherkogeltunnel. Um hieraus auf Emissionsfaktoren schließen zu können, erfolgt eine multiple Regression unter Berücksichtigung der Verkehrszahlen. Dabei gilt der Bezug aus Formel 10.

Formel 10: Zusammensetzung des Emissionsfaktors für PM non exhaust

$$EFa_{PM_{10} \text{ nonexhaust}} = EFa_{PM_{10} \text{ nonexhaust PKW}} + EFa_{PM_{10} \text{ nonexhaust SNF}}$$

Für den Plabutschunnel ergab die multiple Regression die in Tabelle 34 angeführten Emissionsfaktoren

Tabelle 34: Emissionsfaktoren PM₁₀ non exhaust (Differenz aus simulierten und gemessenen PM₁₀ Emissionen)

Fahrzeugkategorie	EFa PM ₁₀ non exhaust [g/(km*Fzg)]	Bestimmtheitsmaß
PKW	0,035	0,92
SNF	0,158	0,85

Wie aus Abbildung 51 ersichtlich, liegt die Steigung der Ausgleichsgeraden zwischen gemessenen und berechneten PM₁₀ Emissionen für den Kalcherkogeltunnel mit 4,2 deutlich über der im Plabutschunnel mit 2,1. Auch ist die Qualität der Korrelation mit R²=0,4 deutlich schlechter. Für den Kalcherkogeltunnel konnten daher über eine multiple Regression keine eindeutigen Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust abgeleitet werden. Die Streuung der Daten scheint zu groß zu sein. So ergäbe eine Regression der Messreihe Kalcherkogeltunnel 2010 deutlich höhere Emissionsfaktoren für PKW als für SNF.

Ein Vergleich der über die jeweiligen Messzeiträume durchschnittlichen PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren (Emissionen des gesamten Flottenkollektivs) im Plabutsch- und Kalcherkogeltunnel zeigt aber, dass diese mit 0,04 g/(km*Fzg) im Kalcherkogel bzw. 0,03 g/(km*Fzg) im Plabutschunnel sehr nah zusammen liegen. Unter der Annahme, dass sich die Aufteilung der PM₁₀ non exhaust Emissionen nach PKW und SNF in den beiden Tunnel ähnlich verhält (vergleichbare Flottenzusammensetzung), kann daher für den Kalcherkogeltunnel von ähnlichen PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren wie in Tabelle 34 dargestellt ausgegangen werden.

11.2.4 Alternative Betrachtung der PM₁₀ non exhaust Faktoren

Um die in Kapitel 11.2.3 beschriebenen Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust weiter absichern zu können, wurde eine alternative Untersuchungsmethode angewandt. Parallel zur PM₁₀ Messung im Plabutschtunnel wurde auch PM_{2.5} messtechnisch ermittelt. Angenommen wird, dass die PM_{2.5} Fraktion zu einem erheblichen Teil aus PM exhaust besteht, das heißt aus Staubpartikeln, die vom innermotorischen Verbrennungsprozess herrühren. Über die Differenz aus gemessenen PM₁₀ und PM_{2.5} Konzentrationen kann daher auf den gesuchten PM₁₀ non exhaust Anteil geschlossen werden. Eine multiple Korrelation liefert wiederum nach PKW und SNF aufgeschlüsselte Emissionsfaktoren in g/(km*Fzg). Die so ermittelten Werte sind in Tabelle 35 dargestellt. Bei dieser Herangehensweise wird nicht auf die berechneten PM exhaust Partikel zurückgegriffen, wodurch die Unsicherheit in der Simulation bei der Betrachtung entfällt.

Tabelle 35: Emissionsfaktoren PM₁₀ non exhaust (Differenz aus PM₁₀ und PM_{2.5})

Fahrzeugkategorie	EFa PM ₁₀ non exhaust [g/(km*Fzg)]
PKW	0,026
SNF	0,142
Bestimmtheitsmaß PKW	0,94
Bestimmtheitsmaß SNF	0,89

In Abbildung 52 ist der Vergleich der beiden Methoden zur Ermittlung von PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren als Korrelation dargestellt. Deutlich zu erkennen ist, dass die Korrelation mit $R^2=0,8$ sehr gut ist. Auch die Steigung der Ausgleichsgeraden mit einem Wert von 1,25 zeigt, dass die Methode der Differenzbildung aus gemessenen und simulierten (exhaust) PM₁₀ Emissionen nur etwa 25 % über der Differenzbildung aus PM₁₀ und PM_{2.5} liegt. Gründe hierfür liegen darin, dass auch die PM_{2.5} Emissionen zu einem bestimmten Teil aus non exhaust Partikeln bestehen, was bei der Betrachtung allerdings vernachlässigt wurde. Somit wurde die gesamte PM_{2.5} Fraktion zum Abzug gebracht, was die daraus resultierenden Emissionsfaktoren für PM₁₀ im Gegensatz zur Differenzbildung aus PM₁₀ Messung und exhaust Simulation leicht unterschätzt.

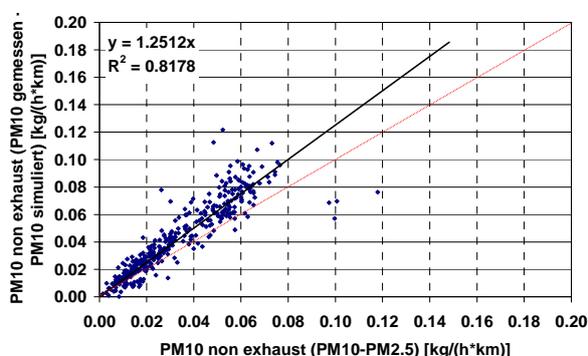


Abbildung 52: Korrelation verschiedener Untersuchungsmethoden zu PM₁₀ non exhaust

11.2.5 Emissionsfaktoren für PM_{2.5} non exhaust (Tunnel)

Wie eingangs bereits erwähnt, kommt der PM_{2.5} Fraktion eine besondere Bedeutung zu, da diese maßgeblich am Phänomen der Sichttrübung in Tunnelanlagen beteiligt ist. Um in weiterer Folge die aus der Aufwirbelung resultierende Sichttrübung berücksichtigen zu können, sind Emissionsfaktoren für PM_{2.5} non exhaust von großer Bedeutung. Es wurde daher analog der Auswertung der PM₁₀ Emissionsfaktoren in Kapitel 11.2.3 eine Auswertung für PM_{2.5} vorgenommen. Vorausgesetzt wurde wiederum, dass die simulierten exhaust Emissionen einerseits hinreichend genau numerisch bestimmt werden können, andererseits nur der PM_{2.5} Fraktion angehören, was als weitgehend gesichert gelten kann.

Abbildung 53 zeigt den Zeitverlauf sowie die Korrelation für berechnete und gemessene PM_{2.5} Emissionen. Die Simulation erfolgte mit der Software NEMO [10].

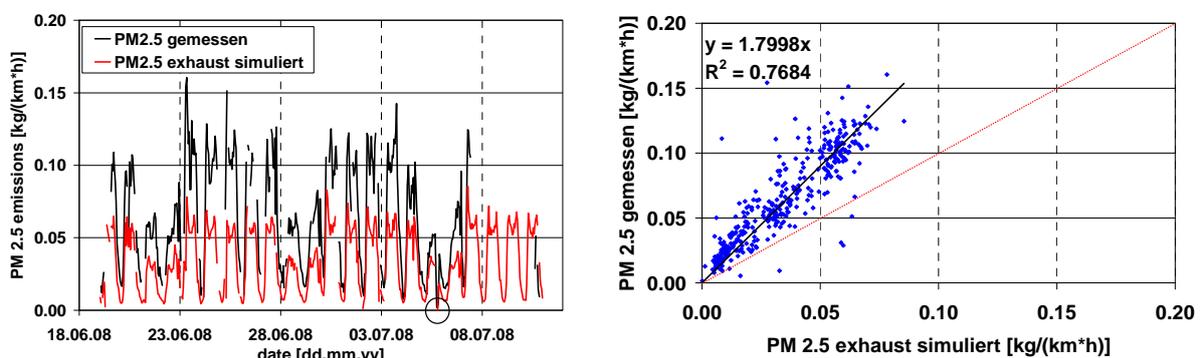


Abbildung 53: Zeitverlauf (links) und Korrelation (rechts) der berechneten (NEMO) und gemessenen PM_{2.5} Emissionen

Ähnlich wie für PM₁₀ ist auch für die PM_{2.5} Auswertung eine gute qualitative Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation zu beobachten. Die Korrelation führt zu einem R² von 0,8 bei einer Steigung der Ausgleichsgeraden von 1,8. Im Gegensatz dazu lagen die Werte für PM₁₀ bei R²=0,8 und 2,1 für die Ausgleichsgerade. Das bedeutet, dass massenmäßig im Vergleich zu PM₁₀ weniger PM_{2.5} aufgewirbelt wird, was durchaus plausibel ist. Auf Grund des deutlich geringeren aerodynamischen Durchmessers von PM_{2.5} ist auch seine Masse im Vergleich zu PM₁₀ deutlich kleiner.

Setzt man wiederum eine multiple Korrelation an, so ergeben sich Emissionsfaktoren für PM_{2.5} non exhaust, wie in Abbildung 54 dargestellt. Für PKW konnten 0,028 g/(km*Fzg) und für SNF 0,104 g/(km*Fzg) ermittelt werden.

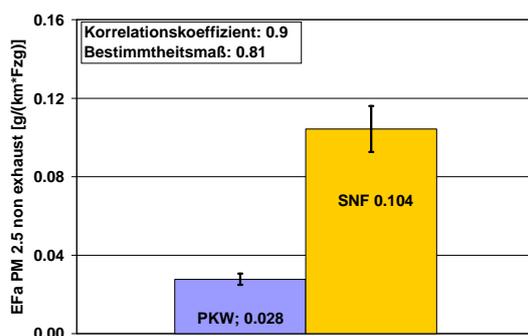


Abbildung 54: Emissionsfaktoren für PM_{2.5} non exhaust für PKW und SNF

In Tabelle 36 sind die Werte, sowie statistische Kennzahlen nochmals zusammengefasst.

Tabelle 36: Emissionsfaktoren PM_{2,5} non exhaust

Fahrzeugkategorie	EFa PM _{2,5} non exhaust [g/(km*Fzg)]
PKW	0,028
SNF	0,104
Bestimmtheitsmaß PKW	0,9
Bestimmtheitsmaß SNF	0,8

Ein differenzierteres Bild ergab eine im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte zusätzliche PM₁₀ Messung im Plabutschtunnel 2009. Abbildung 55 zeigt den Zeitverlauf und die Korrelation der simulierten und gemessenen PM₁₀ Emissionen. Simuliert wurde dabei mit der Software NEMO [10], die bereits zuvor vorgestellt wurde.

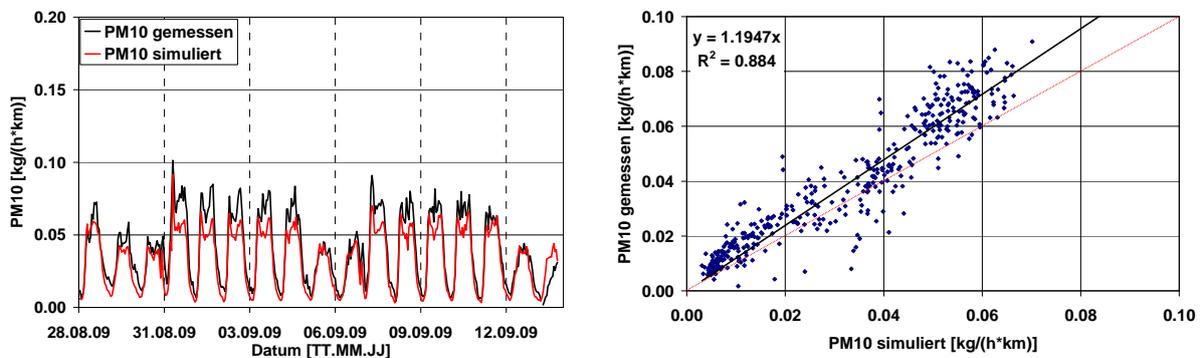


Abbildung 55: Zeitverlauf und Korrelation der simulierten und gemessenen PM₁₀ Emissionen im Plabutschtunnel (Messung 2009)

Zu erkennen ist, dass die Qualität der Korrelation mit $R^2=0,9$ sehr gut ist. Die Steigung der Ausgleichsgerade beträgt 1,2, was bedeutet, dass die tatsächlich gemessenen PM₁₀ Emissionen nur etwa 20 % über der Simulation liegt. An dieser Stelle sei nochmals angemerkt, dass die Simulation lediglich den exhaust Anteil des Staubs berücksichtigt und Phänomene wie Abrieb und Aufwirbelung nicht miteinbezogen werden.

Im Vergleich zu den in Kapitel 11.2.3 angeführten Messungen bliebe nur mehr ein sehr geringer Anteil für die Aufwirbelung übrig. In Tabelle 37 sind die unterschiedlichen Werte für PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren der beiden Messungen im Plabutsch dargestellt.

Tabelle 37: Vergleich EFa PM₁₀ non exhaust

Fahrzeugkategorie	EFa PM ₁₀ non exhaust [g/(km*Fzg)]	EFa PM ₁₀ non exhaust [g/(km*Fzg)]
	Plabutsch 2008	Plabutsch 2009
PKW	0,035	0,004
SNF	0,158	0,046

Die 2009 im Plabutschunnel ermittelten Emissionsfaktoren lägen mit 0,004 g/(km*Fzg) für PKW und 0,046 g/(km*Fzg) für SNF um 70 – 85 % unter denen für das Jahr 2008 ermittelten. Auf diesem Gebiet scheint weiterer Forschungsbedarf von Nöten, da bereits kleine Änderungen der Randbedingungen starke Auswirkungen auf das Ergebnis haben können. Da wie bereits zu Beginn dieser Arbeit angesprochen, die Bedeutung der Aufwirbelung aus lufthygienischer Sicht immer wichtiger wird und, um den tatsächlichen Sachverhalt der Aufwirbelung nicht zu unterschätzen, wird in dieser Arbeit ein eher konservativer Ansatz gewählt und auf die Werte der in Kapitel 11.2.4 und 11.2.5 dargestellten Untersuchung zurückgegriffen. Somit besteht zwar die Gefahr, dass der Aufwirbelung eine unter Umständen überbewertete Rolle zukommt, unterschätzt wird sie dadurch aber nicht.

11.2.6 Weitere Tunnelmessungen

Gesondert eingegangen werden soll auf eine Messung im Schweizer Gubrist Tunnel, die 2008 im Auftrag von OSTLUFT Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (AWEL) durchgeführt wurde [15]. Im Zeitraum von April bis Mai 2008 wurden unter anderem PM₁₀ Messungen im Schweizer Gubrist Tunnel zur Validierung und Überprüfung der im Handbuch für Emissionsfaktoren V 3.1 [11] angeführten Emissionsfaktoren für PM₁₀ durchgeführt.

In Abbildung 56 sind aus der Gubrist Messung abgeleitete PM₁₀ Emissionsfaktoren mit jenen des HBEFA 3.1 in Abhängigkeit „langer Fahrzeuge“ verglichen. Mit langen Fahrzeugen werden in der genannten Untersuchung SNF im Gegensatz zu PKW abgegrenzt. Zusätzlich wurden einzelne Messreihen einer chemischen Kohlenstoff-Analyse unterzogen. Deutlich zu erkennen ist, dass die nach HBEFA 3.1 ermittelte Kurve der PM Emissionen relativ gut mit der Messung übereinstimmt. Für einen Anteil von 10 % langer Fahrzeuge sind sie sogar deckungsgleich. Setzt sich der Verkehr aus weniger als 10 % langer Fahrzeuge zusammen, so überschätzt das HBEFA sogar die PM Emissionen leicht, für Verkehrslagen mit deutlich mehr als 10 % langer Fahrzeuge kommt es offenbar zu einer Unterschätzung. Für Situationen mit reinem PKW Verkehr (vgl. Abbildung 56 im Diagramm links) lagen die Messungen sogar um bis zu 50 % unter den Werten des HBEFA. Dennoch kann von einer relativ guten Übereinstimmung von Messung und Simulation gesprochen werden. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass „der aus den Messungen im Gubristtunnel ermittelte PM₁₀-Emissionsfaktor für die kurzen Fahrzeuge (ist) um 32 % tiefer, jener für die langen Fahrzeuge um 53 % höher als die entsprechende Angabe für PM im Handbuch“ ist [15].

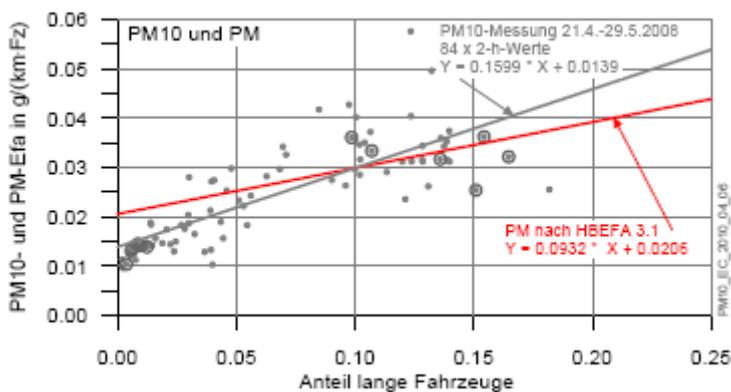


Abbildung 56: PM₁₀-Emissionsfaktoren und Vergleich mit den Werten für PM aus dem Handbuch Emissionsfaktoren Version 3.1. Die grau umrandeten Punkte bezeichnen die Intervalle mit Kohlenstoff-Analyse, Quelle: [15]

Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass bei der Simulation nach HBEFA keine Aufwirbelung berücksichtigt wurde. Das heißt, die nach HBEFA dargestellten Emissionswerte beruhen lediglich auf einer Simulation des exhaust Anteils. Dies bedeutet, dass der Anteil des Abriebs und der Aufwirbelung praktisch vernachlässigbar bzw. während der Messungen im Gubrist Tunnel nicht existent war. Dies würde ein deutlich differenzierteres Bild auf den PM₁₀ non exhaust Anteil werfen, als in Kapitel 11.2.3 dargestellt. Unterstrichen wird diese Annahme im Gubrist Tunnel durch die bereits angesprochene chemische Auswertung des elementaren Kohlenstoffs einzelner Proben. Der elementare Kohlenstoff beträgt im Mittel 86 %, bei kurzen Fahrzeugen (PKW) sogar 94 % des gesamten ermittelten Kohlenstoffs [15]. Da elementarer Kohlenstoff größtenteils aus Verbrennungsprozessen herrührt, kann davon ausgegangen werden, dass Abrieb und Aufwirbelung hier nur einen kleinen Beitrag geleistet haben. Einzige Ausnahme bildet der Reifenabrieb. Er besteht ebenfalls aus Kohlenstoff und trägt aber zur non exhaust Emission bei. Eine weitere Aufschlüsselung bzw. Quantifizierung ist aus obiger Untersuchung nicht möglich.

Ähnliche Ergebnisse zur Emission von non exhaust Partikeln liefert eine Studie der TU Wien aus dem Jahr 2004 [31]. Dabei konnte gezeigt werden, dass die im Handbuch für Emissionsfaktoren dargestellten Emissionsfaktoren für PM eine gute Übereinstimmung mit den Messergebnissen im Tunnel zeigen. Allerdings wurde auch festgehalten, dass ähnlich wie bei der oben beschriebenen Gubrist Tunnel Messung der Anteil der non exhaust Emissionen sehr gering, im vorliegenden Fall unter 5 % lag.

11.2.7 Literaturstudie

Im Folgenden werden Tunnelmessungen und daraus abgeleitete Emissionsfaktoren für PM non exhaust Emissionen aus der Literatur vorgestellt. Da auf diesem Gebiet offensichtlich nur relativ wenig Forschung betrieben wird, liegt eine entsprechend dünne Datenlage vor. Vor allem das Ingenieurbüro Lohmeyer wird in jüngerer Zeit in der Literatur dabei immer wieder zitiert.

Das deutsche Ingenieurbüro Lohmeyer befasst sich bereits seit Jahren unter anderem mit dem Thema Abrieb und Aufwirbelung von Partikel im Straßenverkehr. Im Rahmen einer

Studie zur Berechnung der KFZ bedingten Feinstaubemissionen aus Abrieb und Aufwirbelung im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie aus dem Jahr 2004 [18], werden unter anderem Emissionsfaktoren für Tunnelstrecken empfohlen. Diese belaufen sich auf unabhängig von der untersuchten Fahrgeschwindigkeit auf 10 mg/km für PKW und 200 mg/km für SNF. Die Emissionsfaktoren sind in Anlehnung an das mittlerweile überholte HBEFA 2.1 [15] an Fahrsituationen mit durchschnittlichen Geschwindigkeiten von 50 bis 100 km/h dargestellt und gelten für trockene und saubere Straßen. Vergleicht man diesen Ansatz mit den in Kapitel 11.2.3 ermittelten Emissionsfaktoren im Plabutschtunnel, so zeigt sich eine zumindest ähnliche Größenordnung. Abbildung 57 zeigt den direkten Vergleich der Emissionsfaktoren.

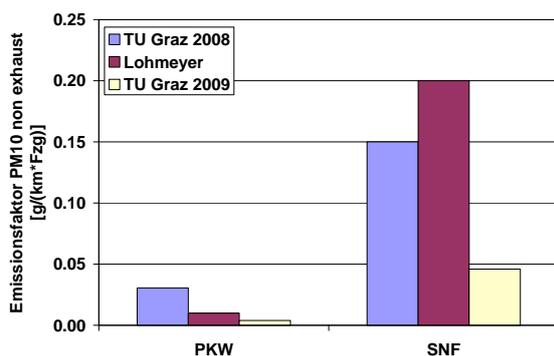


Abbildung 57: Vergleich der Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust nach Lohmeyer und TU Graz

Die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Faktoren aus der Messung Plabutsch 2008 (TU Graz 2008) für PKW sind allerdings 3 Mal so hoch, wie in der Studie nach Lohmeyer. Im Gegensatz dazu machen die Emissionsfaktoren der Messreihe Plabutsch 2009 (TU Graz 2009) nur etwa 40 % der Lohmeyer Faktoren aus. Ein ähnlich heterogenes Bild zeigt sich für die schweren Nutzfahrzeuge. Hier liegen die Lohmeyer Faktoren am höchsten. Die Messung Plabutsch 2008 liegt etwa 25 % niedriger, die aus der Messreihe 2009 abgeleiteten Emissionsfaktoren betragen sogar nur 1/5 der Lohmeyer Werte. Diese große Heterogenität spiegelt die bereits zuvor erwähnten hohen Unsicherheiten bei der Bestimmung von PM₁₀ non exhaust Faktoren wieder.

Eine deutlich ältere Studie des bayerischen Landesamts für Umweltschutz aus dem Jahr 1999 [22], in der verschiedene Messungen in einem Münchner Tunnel untersucht werden, quantifiziert zwar nicht direkt Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust, bestätigt aber wie auch in dieser Arbeit festgestellt, dass die durch Aufwirbelung und Abrieb entstehenden PM₁₀ Emissionen in Tunnel deutlich geringer als im Freiland sind. Des weiteren wird in der Studie festgestellt, dass die PM₁₀ Messung im Vergleich zur Simulation (nur exhaust Anteil) um 80 % höhere PM₁₀ Konzentrationen zeigt. Im Vergleich zu den Messungen, die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wurden (vgl. Kapitel 11.2.3) zeigt sich eine qualitativ gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Messreihe Plabutsch 2008. In beiden Fällen liegt die gemessene (Summe aus exhaust und non exhaust) PM₁₀ Konzentration deutlich über der berechneten (nur exhaust) Konzentration. Die Steigung der Ausgleichsgeraden liegt jedoch bei der Messung des bayerischen Landesamtes mit 2,4 deutlich über dem Niveau der Messreihe Plabutsch 2008 mit 1,8. Der direkte Vergleich der Korrelationen ist in Abbildung 58 dargestellt.

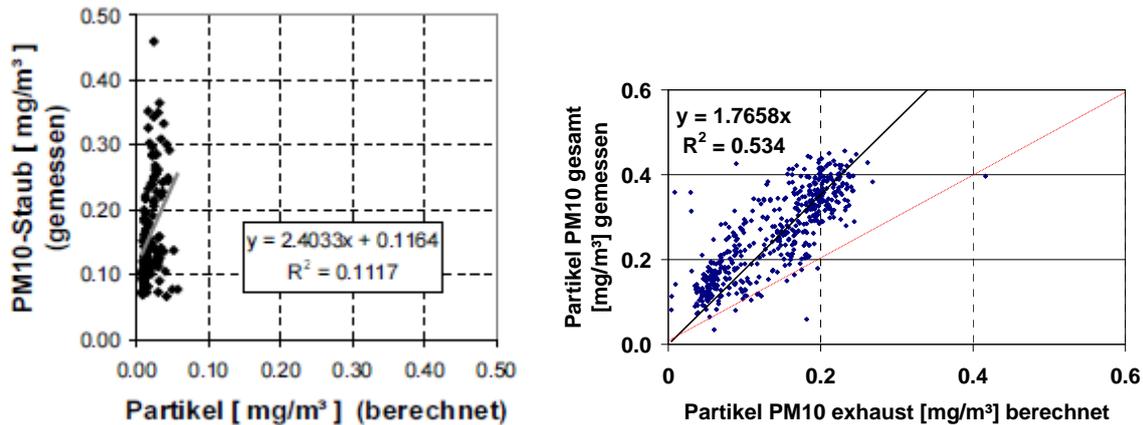


Abbildung 58: Vergleich der Korrelationen der berechneten (exhaust) und gemessenen (exhaust+non exhaust) PM₁₀ Emissionen zweier Messreihen (links: Literaturstudie [22], rechts: Messreihe Plabutsch 2008)

Dies bedeutet, dass entweder der Beitrag der non exhaust Emissionen bei der Messung in Bayern offensichtlich deutlich größer war als während der Untersuchung im Plabutsch oder dass die Berechnung der exhaust Partikel (durchgeführt mit HBEFA) die tatsächlichen Auspuffemissionen unterschätzt. Bedenkt man des weiteren, dass, wie in Kapitel 11.2.3 gezeigt, die Messreihe Plabutsch 2008 deutlich höhere non exhaust Emissionen lieferte als die Untersuchung Plabutsch 2009, so wird abermals klar, wie groß die Unsicherheiten bei der Untersuchung des PM₁₀ Beitrags aus Abrieb und Aufwirbelung sind.

Im Jahr 2001 wurde der oben beschriebene Münchener Tunnel von Palme et al. [25] nochmals vermessen, wobei diesmal auch Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust angegeben wurden. Sie belaufen sich auf 0,004 g/(km*Fzg) für PKW und 0,075 g/(km*Fzg) für SNF. Damit liegen sie deutlich unter den in Kapitel 11.2.3 ermittelten Werten. Dies zeigt, wie bereits erwähnt, die großen Unsicherheiten, die mit der Ermittlung von non exhaust Emissionsfaktoren einhergehen. Zu berücksichtigen ist dabei, dass das Tempolimit im Brudermühltunnel bei 50 km/h liegt, wohingegen die Messungen im Rahmen dieser Arbeit in Autobahntunnel mit 100 km/h Tempolimit durchgeführt wurden.

Weitere Untersuchungen in Tunnelanlagen finden sich gegen Ende der 1990er Jahre vom Forscherteam rund um Rauterberg-Wulff [23], [24]. Es wurde dabei der Berliner Stadttunnel Tegel untersucht. Im Gegensatz zu den in dieser Arbeit vorgestellten Emissionsfaktoren, die die Gesamtheit der nicht verbrennungskraftbedingten PM Emissionen untersucht lag der Fokus auf Emissionsfaktoren für Ruß aus Reifenabrieb. Dennoch sind die Werte insofern von Bedeutung, als dass sie einen Anhaltspunkt über die Größenordnung des Anteils des Abriebs geben, da hier der Reifenabrieb im Vergleich zu Kupplungs- und Bremsenabrieb maßgeblich scheint. Dabei entfallen etwa 1,7 mg/(km*Fzg) auf PKW und 9 mg/(km*Fzg) auf SNF. Im Vergleich zur gesamten durch den Verkehr verursachten Rußbeitrag spricht Rauterberg-Wulff von einer Zusatzbelastung durch den Reifenabrieb von etwa 7 %, wohingegen dieser Anteil auf Freilandstraßen bis zu 25 % beträgt. Nimmt man an, dass diese absoluten Emissionswerte für den Reifenabrieb auch für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Messungen gilt und vergleicht die Werte mit den in Kapitel 11.2.3 dargestellten PM₁₀ non exhaust Emissionen (35 mg/(km*Fzg)) für PKW und (158 mg/(km*Fzg)) für SNF,

so würde der Beitrag des Reifenabriebs etwa 5 % bei PKW bzw. 6 % bei SNF am gesamten PM non exhaust ausmachen. Abbildung 59 zeigt den direkten Vergleich.

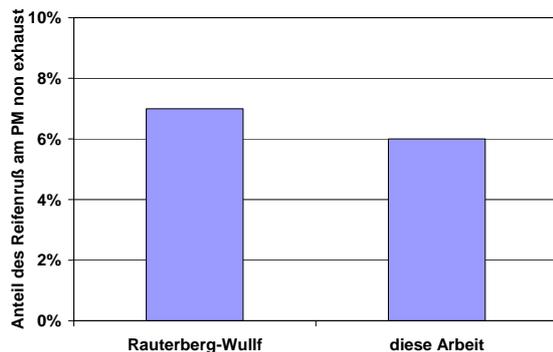


Abbildung 59: Vergleich der Anteile des Reifenruß am PM non exhaust gesamt unter der Annahme, dass die Emissionen des Reifenruß in beiden Studien konstant sind.

Diese Werte lägen damit auf gleichem Niveau, wobei davon ausgegangen wird, dass die Emissionen des Reifenabriebs in beiden Studien gleich hoch sind.

Weitere Untersuchungen in Tunnel existieren aus den späten 1990ern aus Holland, wobei die Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust zwischen den in dieser Arbeit vorgestellten Werten liegen. Keuken et al. [26], [27] ermittelt für Autobahntunnel mit einem Tempolimit von 100 km/h Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung von 0,023 bis 0,028 g/(km*Fzg) für PKW und 0,506 bis 0,626 g/(km*Fzg) für SNF. Abbildung 60 zeigt den direkten Vergleich. Die Werte variieren zumindest für die Emissionen von PKW nur leicht.

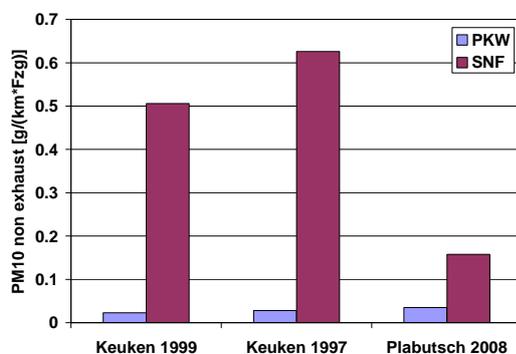
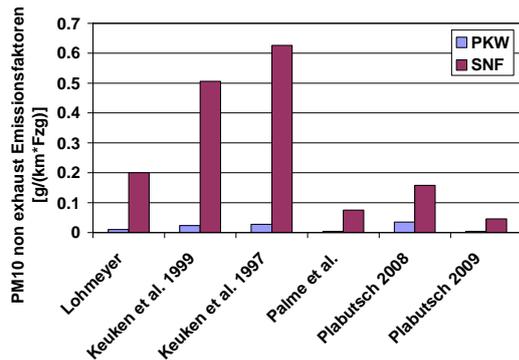


Abbildung 60: Vergleich der Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust der Studien von Keuken [26], [27] mit Werte aus dieser Arbeit

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Varianz der einzelnen Angaben der Literatur sehr hoch ist. In Abbildung 61 ist der Vergleich der oben beschriebenen Literaturwerte mit den Ergebnissen dieser Arbeit dargestellt. Es fällt auf, dass die Emissionsfaktoren vor allem für die SNF stark schwanken. Die Bandbreite reicht von äußerst geringen Werten [25] bis zu relativ hohen Faktoren [26]. Dieser Vergleich zeigt einmal mehr die großen Unsicherheiten, mit denen Untersuchungen zur Bestimmung von PM non exhaust Emissionen behaftet sind. Nicht zuletzt hieraus entstand die Motivation aktuelle für Österreich anwendbare und nachvollziehbare Emissionsfaktoren für PM non exhaust im Rahmen dieser Arbeit zu ermitteln.

Abbildung 61: Vergleich verschiedener Werte für PM₁₀ non exhaust Emissionen aus der Literatur

11.2.8 Bisherige Ansätze

Im Folgenden werden die bisherigen Ansätze zur Berücksichtigung der Sichttrübung erläutert, sowie neue Erkenntnisse dargestellt, die mittels Messungen im Rahmen dieser Arbeit untersucht wurden.

In der bis Juni 2010 gültigen Fassung der RVS 09.02.32 [13] zur Luftbedarfsberechnung sowie im aktuellen PIARC Report „Road Tunnel: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation“ [4] wurden bzw. werden Emissionsfaktoren zur Sichttrübung, basierend auf PM₁₀ non exhaust bzw. PM_{2,5} non exhaust Emissionen verwendet, die aus unterschiedlichsten Quellen zusammengetragen wurden. Die Bezugsjahre sowie die Hintergründe der Quellen variieren zum Teil sehr stark. Zwar hängen PM non exhaust Emissionen nicht in einem so großen Maße vom technischen Fortschritt ab wie die exhaust Emissionen, die direkt an das Abgasniveau der Flotte gekoppelt sind, dennoch ergeben sich im Laufe der Zeit Änderungen. Tabelle 38 zeigt die bisherigen Emissionsfaktoren für PM non exhaust nach PIARC.

Tabelle 38: bisherige Emissionsfaktoren für PM non exhaust nach PIARC [4]

PKW [mg/(km*Fzg)]		SNF [mg/(km*Fzg)]	
PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁₀
19±2,4	237±21	97±12	1591±172

Um nun Emissionsfaktoren für die Sichttrübung in Tunnel zu erhalten, werden die Faktoren für PM_{2,5} non exhaust herangezogen, da diese deutlich mehr zur Sichttrübung beitragen als die größeren PM₁₀ Partikel. Multipliziert man die Faktoren mit dem in Kapitel 3.3 beschriebenen Wert von 4,64, so erhält man folgende Emissionsfaktoren für die Sichttrübung:

Tabelle 39: bisherige Emissionsfaktoren für Sichttrübung nach PIARC [4]

PKW [m²/km]	SNF [m²/km]
0,089±0,011	0,456±0,056

Die RVS 09.02.32 gibt die Sichttrübungsfaktoren, wie alle Emissionsfaktoren, in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit aus. Diese Werte erhält man durch Multiplikation der in Tabelle 39 angeführten Werte mit der jeweiligen Geschwindigkeit. So entsteht eine lineare Verteilung der Emissionsfaktoren für die Sichttrübung wie in Tabelle 40 dargestellt.

Tabelle 40: Emissionsfaktoren für Sichttrübung nach RVS [2]

[km/h]	Sichttrübung PKW			Sichttrübung SNF		
	[m ² /h]	[g/h]	[g/km]	[m ² /h]	[g/h]	[g/km]
0	0	0	0	0	0	0
10	0,90	0,28	0,03	4,60	1,44	0,14
20	1,80	0,56	0,03	9,10	2,84	0,14
30	2,70	0,84	0,03	13,70	4,28	0,14
40	3,60	1,13	0,03	18,20	5,69	0,14
50	4,50	1,41	0,03	22,80	7,13	0,14
60	5,30	1,66	0,03	27,40	8,56	0,14
70	6,20	1,94	0,03	31,90	9,97	0,14
80	7,10	2,22	0,03	36,50	11,41	0,14
90	8,00	2,50	0,03	41,00	12,81	0,14
100	8,90	2,78	0,03	45,60	14,25	0,14
110	9,80	3,06	0,03			
120	10,70	3,34	0,03			
130	11,60	3,63	0,03			

Da die Emissionsfaktoren für Tunnel in g/km vorliegen und konstant sind, entsteht bei der Multiplikation mit der Geschwindigkeit [km/h] eine Abgängigkeit derselben. Untersuchungen über eine Grenzgeschwindigkeit, ab welcher das Niveau der Aufwirbelung konstant bleibt, liegen nicht vor. Diese Annahme spiegelt den derzeitigen Stand des Wissens wieder.

11.2.9 Aufwirbelungsfaktoren für Sichttrübung

Um nun aus den im Rahmen dieser Arbeit gewonnen Emissionsfaktoren für PM₁₀ bzw. PM_{2,5} Aufwirbelungsfaktoren für die Sichttrübung zu erhalten, bedarf es einer Umrechnung von g/(km*Fzg) in m²/h.

Hierfür wurde der bereits in Kapitel 3.3 angeführte Faktor von 4,64 bezogen auf die PM_{2,5} Emissionen angewandt. Somit ergeben sich weniger durch die Umrechnung, als viel mehr auf Grund der geänderten Emissionsfaktoren neue Aufwirbelungsfaktoren für die Sichttrübung.

Sowohl die aktualisierte RVS 09.02.32 [2] als auch der aktuelle PIARC Entwurf zum Luftbedarf in Straßentunnel [9] beziehen sich auf diese neuen Sichttrübungsemissionen aus Abrieb und Aufwirbelung. Da sowohl die RVS, als auch die PIARC die Emissionen in Abhängigkeit der Fahrgeschwindigkeit angibt, erfolgt eine Umrechnung der in Kapitel 11.2.5 angeführten Faktoren. Somit ergeben sich die in Tabelle 41 und Tabelle 42 dargestellten Zahlen. Da das Geschwindigkeitslimit für schwere Nutzfahrzeuge in der Regel unter 100 km/h liegt, wurde auf eine Berechnung der Faktoren für Geschwindigkeiten über 100 km/h verzichtet.

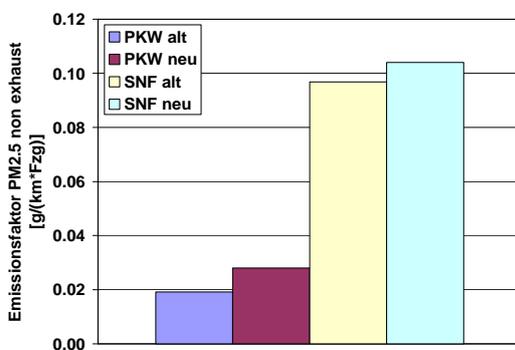
Tabelle 41: Emissionsfaktoren PM_{2,5} non exhaust

	PKW	PKW	SNF	SNF
	[mg/km]	[m ² /km]	[mg/km]	[m ² /km]
Non-exhaust PM _{2,5}	28	0,1316	104	0,4888

Tabelle 42: geschwindigkeitsabhängige Sichttrübungsfaktoren PM_{2,5} non exhaust

[km/h]	PKW			SNF		
	[m ² /h]	[g/h]	[g/km]	[m ² /h]	[g/h]	[g/km]
0	0,0	0	0,028	0,0	0	0,104
10	1,3	0,28	0,028	4,9	1,04	0,104
20	2,6	0,56	0,028	9,8	2,08	0,104
30	3,9	0,84	0,028	14,7	3,12	0,104
40	5,3	1,12	0,028	19,6	4,16	0,104
50	6,6	1,4	0,028	24,4	5,2	0,104
60	7,9	1,68	0,028	29,3	6,24	0,104
70	9,2	1,96	0,028	34,2	7,28	0,104
80	10,5	2,24	0,028	39,1	8,32	0,104
90	11,8	2,52	0,028	44,0	9,36	0,104
100	13,2	2,8	0,028	48,9	10,4	0,104
110	14,5	3,08	0,028			
120	15,8	3,36	0,028			
130	17,1	3,64	0,028			

Im direkten Vergleich mit den bisher in PIARC und RVS veröffentlichten Emissionsfaktoren für Sichttrübung durch Abrieb und Aufwirbelung fällt auf, dass die neuen Faktoren etwas höher zum Liegen kommen. Dies liegt daran, dass auf Grund der aktuellen, im Rahmen dieser Arbeit, durchgeführten Messungen zu PM_{2,5} non exhaust Emissionen die Datenlage neu bewertet werden kann und die Emissionsfaktoren in g/km etwas höher ausfallen, als bei der letzten Erhebung im Jahr 2004. Abbildung 62 zeigt den direkten Vergleich der Emissionsfaktoren.

Abbildung 62: Vergleich der alten und neuen PM_{2,5} non exhaust Emissionsfaktoren

11.2.10 Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Emissionsfaktoren für PM_{10} und $PM_{2,5}$ non exhaust in Tunnel abgeleitet. Des weiteren wurden neue Werte für die durch den Straßenverkehr entstehende Sichttrübung ermittelt und in die einschlägigen Richtlinien eingearbeitet.

Abbildung 63 zeigt nochmals die Emissionsfaktoren für PM_{10} non exhaust und $PM_{2,5}$ non exhaust, die im Rahmen dieser Arbeit entwickelt wurden. Sie liegen im Mittel bei $0,031 \text{ g}/(\text{km}\cdot\text{Fzg})$ für PKW und $0,150 \text{ g}/(\text{km}\cdot\text{Fzg})$ für SNF bei PM_{10} und $0,026 \text{ g}/(\text{km}\cdot\text{Fzg})$ für PKW und $0,142 \text{ g}/(\text{km}\cdot\text{Fzg})$ für SNF bei $PM_{2,5}$. Damit kann zumindest in Tunnel ein Großteil der PM_{10} non exhaust Emissionen der $PM_{2,5}$ Fraktion zugeordnet werden. Den in dieser Arbeit entwickelten Zahlen zur Folge, beträgt der Anteil der $PM_{2,5}$ Fraktion am PM_{10} non exhaust etwa 85 %. Dieser Wert gilt nur für im Richtungsverkehr befahrene Tunnel und kann ohne detaillierte und weiterführende Messungen nicht auf andere Verkehrssituationen bzw. Freilandstrecken umgelegt werden. Die Tatsache, dass die non exhaust Fraktion im Tunnel zu einem Großteil aus Partikeln kleiner $2,5 \mu\text{m}$ besteht, hängt sicherlich damit zusammen, dass im Vergleich zu Freilandstraßen Tunnelstrecken generell „sauberer“ sind, was die Staubemissionen anlangt. Dieses Phänomen wird auch in verschiedenen Literaturstudien aufgezeigt (vgl. Kapitel 11.2.7). Aus Abbildung 63 rechts ist der Anteil der PM_{10} non exhaust Emissionen an den gesamten durch den Verkehr bedingten PM_{10} Emissionen im Tunnel dargestellt. Er beträgt nur etwa 40 %. Demnach entstehen über die Hälfte der PM_{10} Emissionen im Tunnel durch innermotorische Verbrennungsprozesse. Greift man den Ergebnissen aus Kapitel 11.3 an dieser Stelle bereits vor, so muss man allerdings bedenken, dass die Absolutzahlen der PM_{10} non exhaust Fraktion im Tunnel nur etwa die Hälfte, bzw. weniger als die Hälfte der PM_{10} non exhaust Fraktion im Freiland ausmachen. Da die innermotorischen PM Emissionen im Tunnel allerdings auf ähnlichem Niveau wie im Freilandbereich sind, bleibt im Vergleich nur mehr ein geringer Anteil für die non exhaust Emissionen übrig.

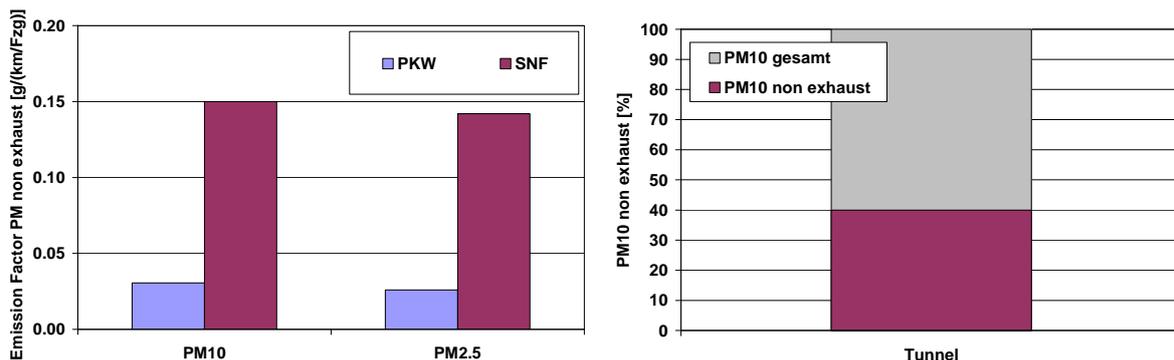


Abbildung 63: links: Emissionsfaktoren für PM non exhaust in Tunnel, rechts: Anteil der PM_{10} non exhaust Emissionen am PM_{10} gesamt (Verkehr)

Weitere Messungen in Tunnelanlagen, darunter eine Messung in der Schweiz [15], haben gezeigt, dass dieser Anteil unter Umständen noch geringer ausfallen kann, als in dieser Arbeit demonstriert. Auf Grund der permanenten Luftströmung vor allem in Autobahntunnel und der damit verbundenen hohen Durchmischung bzw. Verdünnung der Schadstoffe, scheint die Aufwirbelung je nach Randbedingungen derzeit nur eine untergeordnete Rolle zu spielen. Anders sieht es für zukünftige Prognosen aus. Wie eingangs bereits erwähnt sinken

die innermotorischen PM Emissionen kontinuierlich. Unter diesen Voraussetzungen wird sich in Zukunft der Anteil der non exhaust Emissionen an den gesamten PM Emissionen im Tunnel stark erhöhen.

Generell schwanken die Angaben für PM non exhaust Emissionen in der Literatur sehr stark. Die Unsicherheiten, mit denen diese Untersuchungen verbunden sind, sind erheblich. Um eine Unterschätzung des Phänomens der non exhaust Emissionen zu vermeiden, werden in dieser Arbeit tendenziell eher höhere Emissionsfaktoren empfohlen.

11.3 Abrieb und Aufwirbelung im Freiland

Wie bereits in Kapitel 11.2 angedeutet, ist zu erwarten, dass non exhaust Emissionen im Freiland deutlich über jenen im Tunnel liegen. Um hier nähere Aussagen treffen zu können, wurden diverse Messreihen, im Freilandbereich durchgeführt. Hierbei wurde über das „Luv-Lee Konzept“ auf PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren geschlossen.

Dieses Modell geht davon aus, dass sich PM₁₀ in der Umgebungsluft ähnlich wie Gase verhält und seine Verdünnung daher über ein Tracergas bestimmt werden kann. Idealerweise kommt NO_x als Tracergas in Frage, da straßennah praktisch ausschließlich der Verkehr als NO_x Emittent angesehen werden kann. Über die Positionierung zweier Messstationen und der Berücksichtigung der Windrichtungen kann somit auf die gesamten durch den Verkehr verursachten PM₁₀ Emissionen geschlossen werden. Zieht man von diesen die simulierten PM exhaust Emissionen, die praktisch zur Gänze aus PM₁ bestehen und als ausreichend gesichert angesehen werden können, ab, kann man die PM₁₀ non exhaust Emissionen ermitteln.

Abbildung 64 zeigt die Prinzipskizze einer Luv-Lee Messung. Einen großen Einfluss haben Windrichtung und –geschwindigkeit. Es ist daher bereits beim Messsetup bzw. bei der Auswertung darauf zu achten, dass hier vernünftige Aussagen getroffen werden können. Im Idealfall herrschen konstante Winde aus Richtung der Hintergrundmessung normal zur Straße. So kann der Einfluss des Verkehrs auf die PM₁₀ Emissionen deutlich herausgefiltert werden. In Ausnahmefällen kann auch mit Kalmern gearbeitet werden. Bei windschwachen Situationen gilt die Annahme, dass die straßennahe Station immer noch ausreichend vom Verkehr beeinflusst ist, die Hintergrundstation aber nicht. Somit kann wiederum das Luv-Lee Konzept angewandt werden.

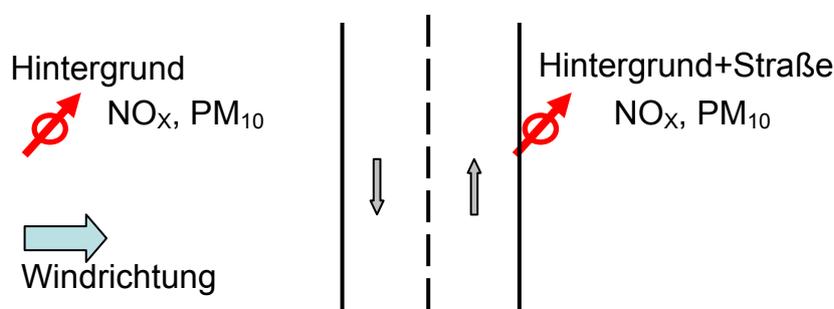


Abbildung 64: Prinzipskizze einer Luv-Lee Messung

In Formel 11 ist die Berechnung für die PM_{10} non exhaust Emissionen im Freiland dargestellt. Wie bereits erwähnt basiert die Berechnung auf der Annahme, dass sich PM_{10} ähnlich wie Gase verdünnt und NO_x somit als Marker für die Verdünnung herangezogen werden kann. An zwei Messpunkten beidseitig der Straße, von denen einer im Hintergrund zum Liegen kommt, werden die Komponenten PM_{10} , NO_x und Windrichtung bzw. –geschwindigkeit erfasst. Die Differenz für PM_{10} und NO_x (ΔPM_{10} bzw. ΔNO_x) bezieht sich somit auf die Differenz der Messungen zwischen Hintergrund und straßennaher Messstation.

Formel 11: Berechnung der PM_{10} non exhaust Emissionen im Freiland

$$PM_{10...non...exhaust} = \frac{NO_{x...simuliert} \cdot \Delta PM_{10}}{\Delta NO_x} - PM_{10...simuliert.(exhaust.Anteil)}$$

11.3.1 Messstandorte

Die Freilandmessungen wurden an verschiedenen Standorten durchgeführt. Innerorts wurde eine Hauptstraße in Klagenfurt vermessen, die Messungen im Überlandbereich erfolgten am Autobahnzubringer Mooskirchen an der A2 Südbahn bzw. in Klagenfurt.

Abbildung 65 zeigt beispielhaft Fotos des Messaufbaus in Mooskirchen und Viktring.



Abbildung 65: beispielhafter Messaufbau straßennah (links) und im Hintergrund (rechts)

Die Keutschacher Straße ist die Hauptstraße des Klagenfurter Stadtteils Viktring. Hier wurden gemäß des oben beschriebenen Luv-Lee Prinzips zwei Luftgütemessungen installiert, wobei die Hintergrundmessstation (gelb markiert in Abbildung 66) etwa 120 m von der Straße entfernt stand. Das Verkehrsaufkommen beläuft sich auf etwa 15200 Kfz pro Tag bei einem Schwerverkehrsanteil von 3 %. Die maximal zulässige Geschwindigkeit beträgt 50 km/h. Die Messungen in Viktring fanden zwischen März und Juli 2008 statt.



Abbildung 66: Lageplan (links) und Luftbild (rechts) des Messstandorts in Viktring (Quelle: viamichelin). Rot markiert ist die straßennahe, gelb markiert die Hintergrundstation

Die Messungen im Überlandbereich fanden an zwei verschiedenen Standorten statt.

Der Autobahzubringer in Mooskirchen ist eine mit 100 km/h beschränkte zweispurige Straße. Der JDTV lag im Untersuchungszeitraum bei etwa 10700, der Anteil des Schwerverkehrs bei circa 12 %. Auf Grund der sehr beengten geografischen Gegebenheiten, konnte die Hintergrundstation nur etwa 10 m neben der Straße aufgebaut werden. Dennoch konnte ein ausreichender Datensatz zur Ermittlung von non exhaust Emissionsfaktoren ermittelt werden. Die Messung fand im Winterhalbjahr 2006 / 2007 statt. Um einen möglichen unmittelbaren Einfluss des Winterdienstes auf die Messergebnisse ausschließen zu können, wurden diese Zeiten separat untersucht. Eine Beeinflussung konnte daraufhin nicht festgestellt werden. Abbildung 67 zeigt den Lageplan und ein Luftbild des Messstandorts.

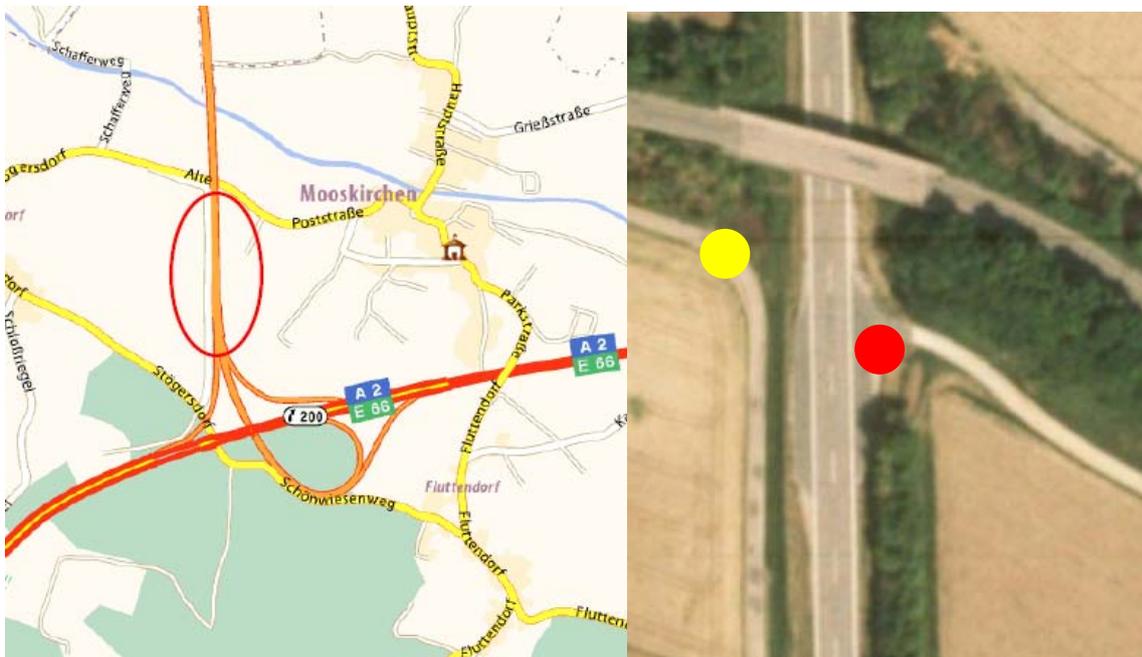


Abbildung 67: Lageplan (links) und Luftbild (rechts) des Messstandorts in Mooskirchen (Quelle: viamichelin). Rot markiert ist die straßennahe, gelb markiert die Hintergrundstation

Als dritter Versuchsstandort diente die Feldkirchner Straße im Klagenfurter Stadtteil Wölfnitz. Hier fanden die Untersuchungen im März 2009 statt. Es handelt sich dabei um eine Bundesstraße mit einer Geschwindigkeitsbeschränkung von 80 km/h. Der JDTV beträgt 13300 Kfz, der Schwerververkehrsanteil liegt bei 6 %. Zusammen mit dem oben beschriebenen Autobahzubringer Mooskirchen werden damit typische Überlandstraßen untersucht. Abbildung 68 zeigt den Lageplan und das zugehörige Luftbild.



Abbildung 68: Lageplan (links, Quelle: viamichelin) und Luftbild (rechts, Quelle: google maps) des Messstandorts in Wölfnitz. Blau markiert ist die straßennahe, orange markiert die Hintergrundstation

In Tabelle 43 sind die Kenndaten der untersuchten Messstandorte nochmals übersichtlich zusammengefasst.

Tabelle 43: Kenndaten der untersuchten Messstandorte

Name	JDTV [Kfz/d]	SNF-Anteil [%]	Geschwindigkeitslimit [km/h]	Messzeitraum
Viktring (innerorts)	15200	3	50 (effektiv 20-50 km/h)	Frühjahr/Sommer
Mooskirchen (außerorts)	10700	12	100	Winter
Wölfnitz (außerorts)	13300	6	80	Frühjahr

11.3.2 PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren innerorts

Um auf Emissionsfaktoren für die Wiederaufwirbelung zu schließen, wurden Daten aus dem oben beschriebenen Luv-Lee Konzept herangezogen. Da der lokale Einfluss der Meteorologie, wie bereits beschrieben, einen nicht zu unterschätzenden Faktor darstellt, ist es oftmals schwierig, einen über längere Zeiträume für die Auswertung nach Formel 11 geeigneten Datensatz aus den Messreihen abzuleiten. Deshalb wurde nach zusätzlichen Kriterien gesucht, um eine möglichst gute Verkehrsbeeinflussung der Messdaten zu garantieren, um im Folgenden sinnvolle Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust ableiten zu können.

Die Messstation Graz Don Bosco der Steiermärkischen Landesregierung gilt als einer der in der Steiermark höchst belasteten Messstandorte, was die PM₁₀ und NO_x Emissionen des

Verkehrs angeht. Sie liegt unmittelbar an der Kreuzung zweier Grazer Hauptstraßen (vgl. Abbildung 69) und kann damit als eindeutig verkehrsbeeinflusst gelten.



Abbildung 69: Plan (links) und Luftbild (rechts) der Messstation Graz Don Bosco

Abbildung 70 zeigt die Korrelation der Monatsmittelwerte seit Januar 2007 für PM_{10} und NO_x . Die Steigung der Ausgleichsgeraden beträgt 3,9 bei einem Bestimmtheitsmaß der Korrelation von 0,7. Punkte auf der rot strichlierten Linie entsprechen einem Verhältnis von NO_x zu PM_{10} von 2,5. Sämtliche Messpunkte liegen oberhalb dieses Verhältnisses.

Im Gegensatz dazu zeigt Abbildung 70 rechts die Korrelation für PM_{10} und NO_x am Messstandort Masenberg in 1170 m Seehöhe, der in der Steiermark als ländlicher, nicht verkehrsbeeinflusster Hintergrund angesehen werden kann. Rot strichliert dargestellt ist wiederum eine Gerade mit einer Steigung von 2,5. Sämtliche Messpunkte des Amts der Steiermärkischen Landesregierung liegen deutlich unter dieser Linie.

Aus dem direkten Vergleich beider Messstationen kann abgeleitet werden, dass bei einem Verhältnis NO_x zu $PM_{10} > 2,5$ eine eindeutige Verkehrsbeeinflussung vorliegt.

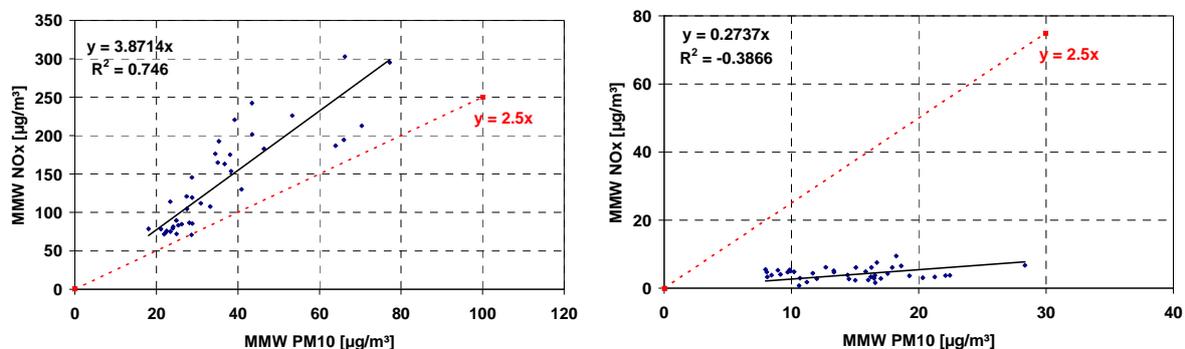


Abbildung 70: Korrelation von PM_{10} und NO_x der Messstation Gaz Don Bosco (links) und Masenberg (rechts), (Basis: MMW, Quelle: Amt der Stmk. LR)

Da für die Ermittlung der non exhaust Emissionsfaktoren nur Situationen mit eindeutiger Verkehrsbeeinflussung zu berücksichtigen sind, wurde dieses Kriterium auch für die

Ermittlung von Emissionsfaktoren für PM_{10} non exhaust in Viktring herangezogen. Somit wurde der für Viktring vorliegende Datensatz nach entsprechenden Situationen gefiltert und anschließend ausgewertet. In Abbildung 71 ist die Korrelation für den Datensatz für NO_x und PM_{10} dargestellt.

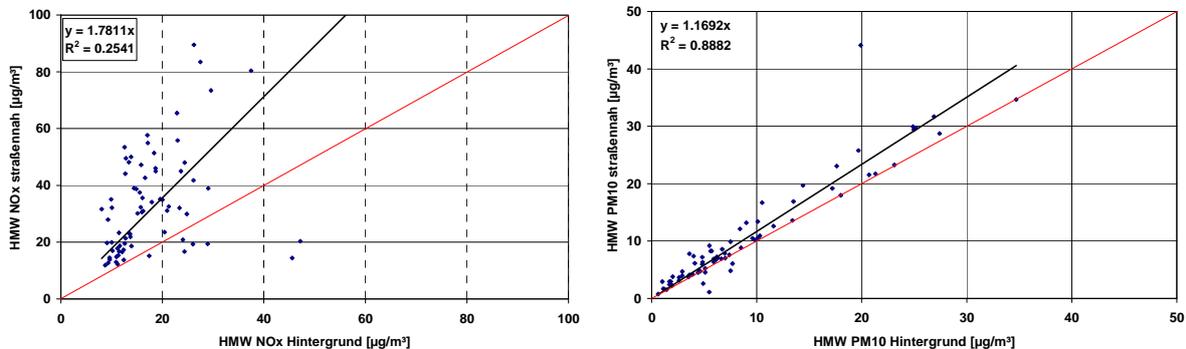


Abbildung 71: Korrelation der NO_x Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] Hintergrund, straßennah (links), Korrelation der PM_{10} Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] Hintergrund, straßennah (rechts) am Untersuchungsstandort Klagenfurt Viktring

Das Bestimmtheitsmaß für PM_{10} ist mit $R^2=0,89$ relativ gut, wohingegen jenes für NO_x mit $R^2=0,25$ deutlich schlechter ist. Nichts desto trotz sind die straßennahen NO_x Konzentrationen deutlich höher als im Hintergrund. Dies wird auch über die Steigung der Ausgleichsgeraden mit 1,78 deutlich.

Tabelle 44 zeigt die über eine multiple Korrelation ermittelten Emissionsfaktoren für PM_{10} non exhaust am Untersuchungsstandort Viktring.

Tabelle 44: Emissionsfaktoren PM_{10} non exhaust Viktring (urban)

Fahrzeugkategorie	Emissionsfaktor PM_{10} non exhaust [g/(km*Fzg)]	Standardabweichung [g/(km*Fzg)]
PKW	0,082	0,05
SNF	0,405	0,6
Multipler Korrelationskoeffizient	0,88	
Bestimmtheitsmaß	0,55	

Ein Vergleich der PM_{10} Gesamt-Emissionen und der PM_{10} non exhaust Emissionen zeigt, dass der Anteil von PM_{10} non exhaust bei dieser Messung mehr als 80 % ausmacht (vgl. Abbildung 72).

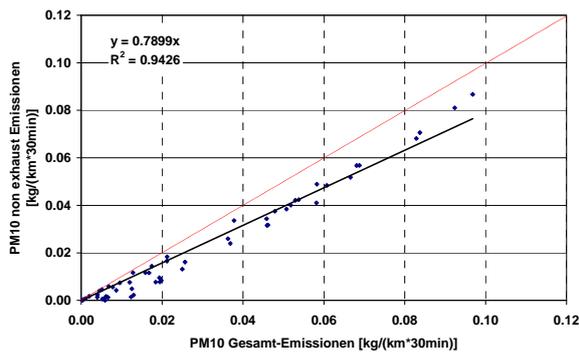


Abbildung 72: Korrelation der PM₁₀ Gesamt-Emissionen zu PM₁₀ non exhaust

Für innerstädtische Straßen konnte somit gezeigt werden, dass etwa 80 % des gesamten straßennah produzierten PM₁₀ Emissionen den PM₁₀ non exhaust Anteilen und damit der Wiederaufwirbelung zugerechnet werden kann

11.3.3 PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren Überland

Analog der Messung in Viktring wurden auch für den Messstandort Wölfnitz Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust (Wiederaufwirbelung) bestimmt. In Abbildung 73 sind die Korrelationen für NO_x und PM₁₀ dargestellt.

Eine Steigung der Ausgleichsgeraden für NO_x von 3,9 und 1,6 für PM₁₀ bei einem R² von 0,64 für NO_x und 0,79 für PM₁₀ zeigen den eindeutigen Verkehrseinfluss.

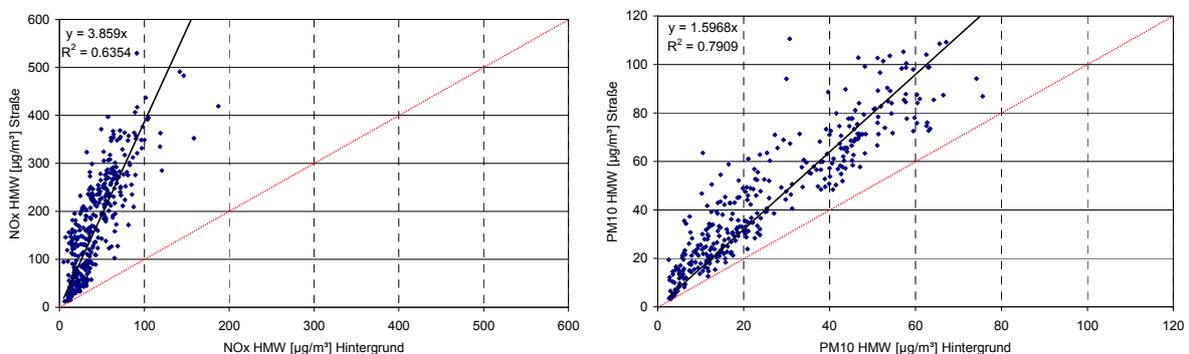


Abbildung 73: Korrelation der NO_x Konzentrationen Hintergrund und straßennah in Wölfnitz (links), Korrelation der PM₁₀ Konzentrationen Hintergrund und straßennah in Wölfnitz (rechts)

Über eine multiple Regression konnten wiederum Emissionsfaktoren getrennt nach PKW und SNF ermittelt werden. Diese liegen mit 0,043 g/(km*Fzg) für PKW und 0,215 g/(km*Fzg) für SNF deutlich unter den für Viktring ermittelten Werten. Vor allem die deutlich höhere Fahrgeschwindigkeit, die am Messstandort Wölfnitz im Vergleich zur Messung in Viktring vorliegt, mindert die Emissionen für PM₁₀ non exhaust. Die Ursache für diese Minderung liegt in der Tatsache, dass bereits einmal aufgewirbelter Feinstaub auf Grund seiner geringen Masse in der Luft verbleibt und für eine weitere Aufwirbelung nicht mehr zur Verfügung steht.

Tabelle 45: Emissionsfaktoren PM₁₀ non exhaust Klagenfurt Wölfnitz (Tempolimit: 80 km/h)

Fahrzeugkategorie	Emissionsfaktor PM₁₀ non exhaust [g/(km*Fzg)]	Standardabweichung [g/(km*Fzg)]
PKW	0,043	0,006
SNF	0,215	0,047
Multipler Korrelationskoeffizient	0,69	
Bestimmtheitsmaß	0,47	

Neben der Messung in Klagenfurt Wölfnitz wurde eine Messkampagne am Autobahnzubringer Mooskirchen durchgeführt. Die Daten wurden analog der Messung in Klagenfurt ausgewertet und über eine multiple Regression wurde wiederum auf PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren für PKW und SNF geschlossen. Die Werte sind in Tabelle 46 dargestellt.

Tabelle 46: Emissionsfaktoren PM₁₀ non exhaust Mooskirchen (Tempolimit: 100 km/h)

Fahrzeugkategorie	Emissionsfaktor PM₁₀ non exhaust [g/(km*Fzg)]	Standardabweichung [g/(km*Fzg)]
PKW	0,051	0,01
SNF	0,273	0,07
Multipler Korrelationskoeffizient	0,51	
Bestimmtheitsmaß	0,26	

Im direkten Vergleich fällt auf, dass sowohl der Korrelationskoeffizient als auch das Bestimmtheitsmaß deutlich schlechter sind als für die Messung in Klagenfurt. Entsprechend größer sind auch die jeweiligen Standardabweichungen. Der Grund hierfür liegt in einer dünneren Datenlage für Mooskirchen auf Grund schwierigerer meteorologischer Bedingungen während der Messung. Nichts desto trotz kommen die Zahlenwerte für die Emissionsfaktoren auf ähnlichem Niveau zum Liegen. In weiterer Folge wird der Mittelwert aus beiden Messungen als Emissionsfaktor für Überlandstraßen herangezogen. Dieser beläuft sich auf 0,047 g/(km*Fzg) für PKW und 0,244 g/(km*Fzg) für SNF. Abbildung 74 und Tabelle 47 geben einen Überblick.

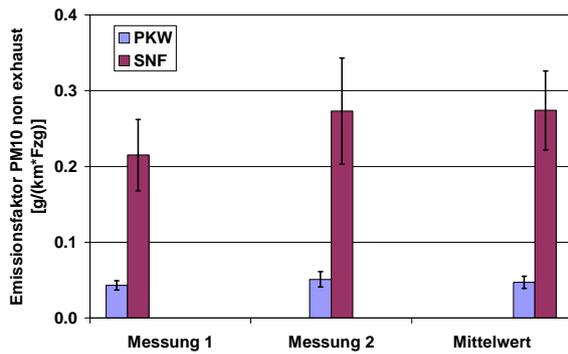


Abbildung 74: Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust im Überlandbereich

Tabelle 47: Übersicht der ermittelten Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust im Überlandbereich

Fahrzeugkategorie	Emissionsfaktor PM ₁₀ non exhaust [g/(km*Fzg)]			
	Messung 1	Messung 2	Mittelwert gewichtet	Standardabweichung (zu Mittelwert gewichtet)
PKW	0,043	0,051	0,047	0,008
SNF	0,215	0,273	0,274	0,052

11.3.4 Zusammenfassung

Abbildung 75 zeigt einen Vergleich von PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren für Überlandstraßen und innerorts getrennt nach PKW und SNF aufgeschlüsselt. Zudem wird der Anteil des PM₁₀ non exhaust am gesamten durch den Verkehr emittierten PM₁₀ dargestellt. Die Ergebnisse wurden während unterschiedlicher Messungen im Rahmen dieser Arbeit ermittelt.

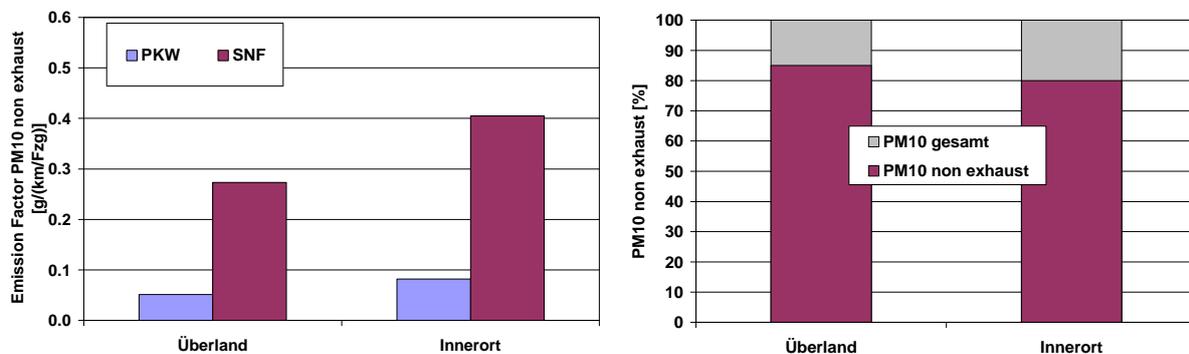


Abbildung 75: PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren im Vergleich (Überland / Innerorts)

Deutlich zu erkennen ist, dass innerorts mit Abstand die höchsten PM₁₀ non exhaust Emissionen ermittelt werden konnten. Vor allem der Wert für SNF liegt mit 0,405 g/(km*Fzg) deutlich über dem Wert auf Straßen außerhalb geschlossener Ortschaften 0,27 g/(km*Fzg). Aber auch PKW wirbeln im Stadtgebiet bei niedrigen Durchschnittsgeschwindigkeiten deutlich mehr Feinstaub auf als auf Überlandstraßen.

Untersucht man den Anteil des aufgewirbelten Feinstaubes an der Summe des durch den Verkehr bedingten Feinstaubes (Summe aus exhaust und non exhaust), so machen Abrieb und Aufwirbelung etwa 80 bis 85 % der gesamten PM₁₀ Belastung aus. Vergleich man die Werte mit den in Kapitel 11.2 ermittelten Werten für Tunnelanlagen, so fällt auf, dass der

Einfluss des Abriebs und der Aufwirbelung im Freiland im Vergleich zum Tunnel deutlich größer ist. In Anbetracht kontinuierlich sinkender lufthygienischer Grenzwerte für die PM₁₀ bzw. PM_{2,5} Belastung kommt der non exhaust Fraktion im Freiland eine zunehmend wichtige Rolle zu.

11.3.5 Vergleich zur Literatur

Im Vergleich zu Werten aus der Literatur liegen die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust auf ähnlichem Niveau. Tabelle 48 zeigt Werte verschiedener Forschungseinrichtungen.

Tabelle 48: PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren aus der Literatur

	Geschwindigkeit [km/h]	PKW [g/(km*Fzg,)]	SNF [g/(km*Fzg,)]	Quelle
Autobahn	100-120	0,022	0,200	Lohmeyer et al [18]
Autobahn	100-120	0,047	0,074	EMPA, Gehrig et al [19]
Außerorts	100	0,022	0,200	Lohmeyer et al [18]
Außerorts	100	0,051	0,272	EMPA, Gehrig et al [19]
Innerorts	50	0,057	0,523	Lohmeyer et al [18]
Innerorts	50	0,055	0,470	EMPA; Gehrig et al [19]

In Abbildung 76 ist der Vergleich der im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust mit Werten der Literatur grafisch dargestellt. Insgesamt liegen die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust tendenziell leicht unter den in der Literatur publizierten Werten.

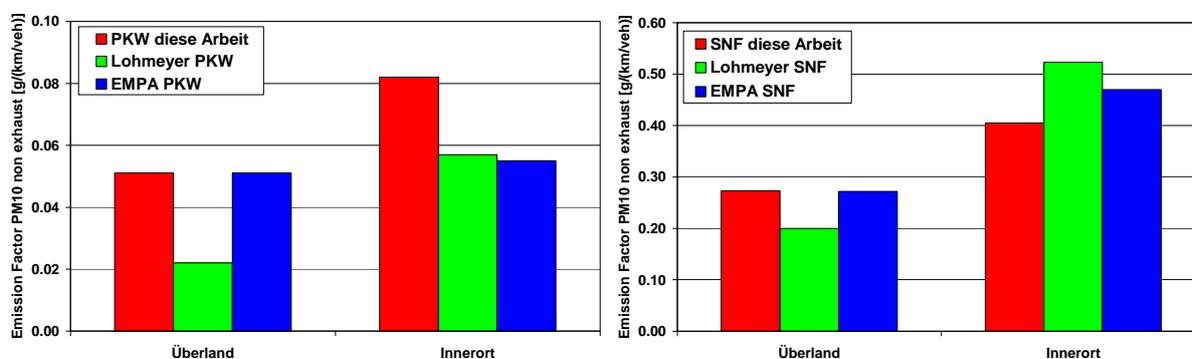
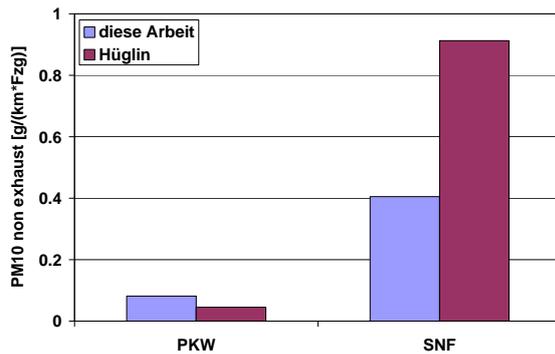


Abbildung 76: Vergleich verschiedener PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren (links: PKW, rechts: SNF)

Die in dieser Arbeit vorgestellten Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust im urbanen Bereich beziehen sich auf eine Geschwindigkeitsbeschränkung von 50 km/h. Belastbare Aussagen über das Emissionsverhalten im Bereich deutlich unter 50 km/h wurden nicht abgeleitet. Eine Schweizer Studie um Christoph Hüglin [28] hingegen ermittelte in Feldversuchen an der Zürcher Schimmelstraße PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren von 0,45 g/(km*Fzg) für PKW und 0,913 g/(km*Fzg) für SNF. Im Vergleich zu den im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Faktoren für den urbanen Bereich liegen die PKW Emissionen um etwa 50 % niedriger, die SNF Emissionen im Gegensatz aber um mehr als das Doppelte höher. Abbildung 77 zeigt eine Grafik sowie die Tabellenwerte.



PM10 non exhaust [g/(km*Fzg)]		
	diese Arbeit	Hüglin
PKW	0.082	0.045
SNF	0.405	0.913

Abbildung 77: Vergleich der PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren innerorts dieses Arbeit (50 km/h) und Hüglin (stop and go) [28]

Diese extrem hohen Emissionsfaktoren für SNF fallen auch im Vergleich mit den weiter oben vorgestellten Studien von Lohmeyer [18] und Gehrig [19] auf. Interessant erscheint in diesem Zusammenhang der Messstandort für die Untersuchungen von Hüglin. Die Messung in der Schimmelstraße befand sich unmittelbar vor einer ampelgeregelten Kreuzung. Der Verkehrsfluss ist hier von einem stark ausgeprägten stop and go Verhalten mit äußerst niedrigen durchschnittlichen Geschwindigkeiten gekennzeichnet. Da Aufwirbelung vor allem durch die vom Fahrzeug induzierte Turbulenz verursacht wird, erscheinen hohe Emissionswerte bei sehr niedrigen Fahrgeschwindigkeiten eher unwahrscheinlich. Zwar trägt auch der Abrieb zu den non exhaust Emissionen bei, eine Erklärung der hohen von SNF verursachten non exhaust Emissionen allein durch den Abrieb erscheint aber wenig belastbar. Unter Umständen spielen hier weitere Emissionsquellen eine Rolle.

Die Ergebnisse in der Schimmelstraße wurden aus zwei Messreihen im Sommer und Winter ermittelt. Das eingesetzte Messkonzept basiert, ähnlich wie das Luv-Lee Konzept, auf dem direkten Vergleich einer Hintergrundmessstation mit der straßennahen Messung, wobei NO_x als Tracergas eingesetzt wurde. Die Hintergrundmessstation stand in einer parkähnlichen Umgebung, „die nicht unmittelbar durch bestimmte Emissionsquellen beeinflusst ist“ [28]. Da die Messungen zur Hälfte im Winter stattfanden, ist für den Messstandort Schimmelstraße von entsprechendem Streugut auf der Straße auszugehen. Diese Tatsache fällt umso mehr ins Gewicht, als dass die Messung einen Kreuzungsbereich abdeckt. Unter Umständen fällt somit der Anteil des Winterdienstes an den PM₁₀ non exhaust Emissionen im Vergleich zu anderen Messkampagnen überproportional ins Gewicht, zumal für die Hintergrundmessstation davon ausgegangen wird, dass sie vom Winterdienst praktisch unbeeinflusst ist. Ob die unterschiedliche Höhe der Probennahme (3,5 m über Grund im Hintergrund zu 2,5 m über Grund straßennah) eine Auswirkung auf die Messergebnisse hat, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden.

Generell wird festgehalten, dass im urbanen Raum die Einflüsse auf die non exhaust Emissionen vielfältig und stark situationsbezogen sind. Dass diese unter Umständen sehr hohe Werte erreichen können, ist unbestritten, im Mittel jedoch, erscheinen PM₁₀ non exhaust Emissionen im urbanen Gebiet für SNF im Bereich von 0,4 bis 0,5 g/(km*Fzg) auch im Vergleich mit anderen Publikationen als durchaus realistisch.

11.4 Geschwindigkeitsabhängigkeit der non exhaust Emissionsfaktoren

Wie bereits für Emissionsfaktoren im Tunnel, so gilt auch im Freiland, dass die Emissionsfaktoren für non exhaust Emissionen in g/km vorliegen und als konstant gesetzt werden. Durch die Multiplikation mit der Geschwindigkeit [km/h], entsteht eine Abhängigkeit von der Fahrgeschwindigkeit. Die Basismessungen zu den oben beschriebenen Emissionsfaktoren in Tunneln wurden bei einer Geschwindigkeit von 100 km/h für PKW und 80 km/h für SNF durchgeführt.

In Kapitel 11.3 wurde bereits auf verschiedene Freilandmessungen hingewiesen, die im Rahmen dieser Arbeit zum Thema der Aufwirbelung durchgeführt wurden. Diese Untersuchungen fanden an unterschiedlichen Straßentypen bei verschiedenen Geschwindigkeitsniveaus statt. So wurden nicht nur Emissionsfaktoren für PM₁₀ non exhaust für Autobahnen und Tunnel, sondern auch für den städtischen (urban) und den Überlandbereich (extra-urban) ermittelt (vgl. auch [14]). Die Messungen außerhalb der Tunnelanlagen wurden mittels des in Kapitel 11.3 beschriebenen Luv-Lee-Konzepts durchgeführt. Die gewonnen Emissionsfaktoren sind in Tabelle 49 zusammengefasst. Einen grafischen Überblick gibt Abbildung 78. Deutlich zu sehen ist, dass im Gegensatz zu der oben angeführten Annahme, die Emissionsfaktoren deutlich von der Verkehrssituation abhängen. Dabei hat die Geschwindigkeit den größten Einfluss. Im städtischen Verkehr sind Geschwindigkeiten bis 50 km/h zugelassen, während die Messungen außerorts ein Geschwindigkeitsniveau zwischen 80 und 100 km/h darstellen.

Tabelle 49: Überblick über PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren

Messung	PKW [g/(km*Fzg)]	SNF [g/(km*Fzg)]	Geschwindigkeit [km/h]
Tunnel	0,031	0,150	100 / 80
Extra urban	0,051	0,273	80 / 70
Urban	0,082	0,405	50

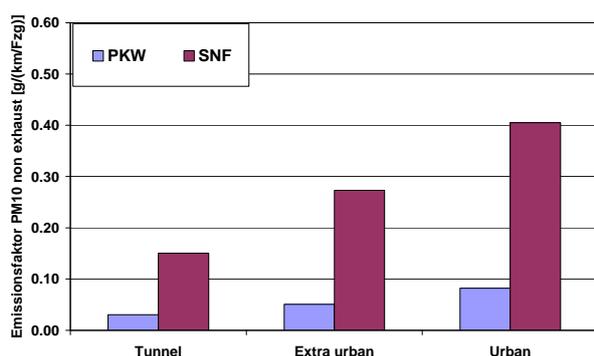


Abbildung 78: grafische Darstellung verschiedenen PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren

Bezieht man diese Emissionsfaktoren nicht auf km sondern auf eine Zeiteinheit (Stunde), so erhält man folgende, in Abbildung 79 dargestellte Emissionsfaktoren.

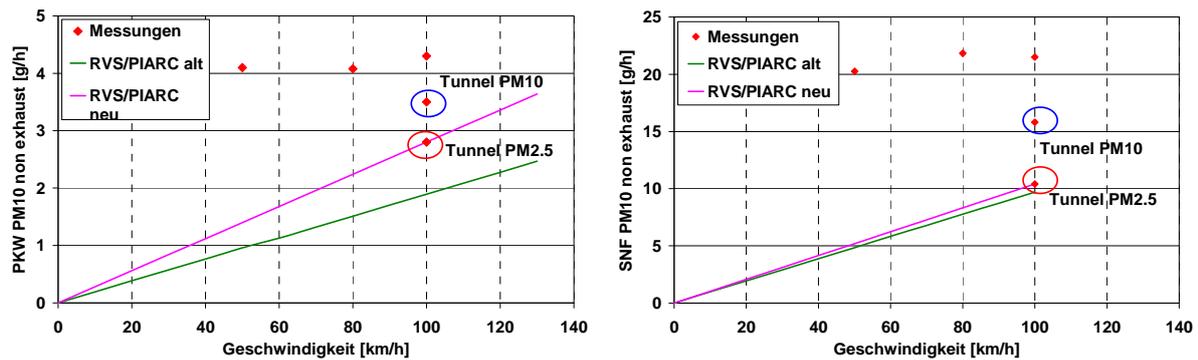


Abbildung 79: PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren [g/h] für PKW (links) und SNF (rechts)

Im Diagramm grün dargestellt sind die bisher gültigen Werte für PM non exhaust Emissionen, die, wie bereits eingangs erwähnt, eine deutliche Geschwindigkeitsabhängigkeit besitzen. Blau markiert ist jeweils der Wert, der für Tunnel ermittelt wurde.

Auffallend ist, dass dieser Wert deutlich niedriger ist, als die übrigen Messwerte. Dies hängt sicherlich damit zusammen, dass die Fahrbahn in Tunnel im Gegensatz zu Freilandstraßen „sauber“ und vor allem staubfreier ist. Dies betrifft nicht nur grobe, sondern auch feine Stäube. Auf Grund der deutlich ausgeprägten Längsgeschwindigkeit, die in Tunnelanlagen zum einen durch den Verkehr, zum anderen durch die meteorologischen Druckdifferenzen an den Portalen entsteht, setzt sich einmal aufgewirbelter Staub nur mehr sehr langsam ab. Damit steht relativ gesehen weniger Potential zur Aufwirbelung zur Verfügung als auf Freilandstraßen. Dies drückt sich auch im Anteil der non exhaust Emissionen an den gesamten PM Emissionen aus. Im Tunnel macht der Anteil der non exhaust Emissionen etwa 40 %, im Freiland bis zu 80 % aus [14].

Hält man die Emissionsfaktoren für PM non exhaust in g/km nicht, wie bisher üblich, konstant, sondern bezieht sich direkt auf die zuvor ermittelten Werte in g/h, so ergeben sich non exhaust Emissionen, die über die Fahrzeuggeschwindigkeit gesehen, auf relativ konstantem Niveau liegen. Damit hätte die Fahrzeuggeschwindigkeit keinen direkten Einfluss auf die non exhaust Emissionen, sondern diese würden lediglich von der Anzahl der vorbeifahrenden Fahrzeuge abhängen. Als mittlerer Emissionsfaktor können daher für PKW 4,2 g/h und für SNF 21,2 g/h angegeben werden.

Die Untersuchungen wurden für 50 km/h, 80 km/h, 90 km/h und 100 km/h durchgeführt. In diesem Bereich konnten, bezogen auf die zeitliche Abhängigkeit [g/h], annähernd konstante Faktoren ermittelt werden. Detaillierte Aussagen über das Verhalten im Geschwindigkeitsbereich unter 50 km/h können dabei nicht getroffen werden. Da definitionsgemäß bei einer Fahrgeschwindigkeit von 0 km/h keine Aufwirbelung existieren kann, existiert unter Umständen eine Grenzgeschwindigkeit ab der die Aufwirbelung relevant wird, bzw. unter der die Aufwirbelung keine Rolle spielt. Genauere Untersuchungen hierzu sind nicht angestellt worden.

12 Zusammenfassung und Ausblick

Die vorliegende Arbeit behandelt Emissionsfaktoren in Straßentunnel sowie ihre Evaluierung mittels Feldmessungen. Außerdem werden Emissionsfaktoren für PM non exhaust für den Tunnelbereich aber auch für Freilandstraßen bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten und Fahrsituationen erarbeitet.

Die Notwendigkeit genügend Frischluft in den Tunnel einzubringen, hängt direkt mit den ausgestoßenen Schadstoffen des durch den Tunnel fahrenden Verkehrs zusammen. Einerseits muss garantiert werden, dass die Schadstoffkonzentration der Luft im Tunnel keine für den Menschen schädlichen Werte erreicht, andererseits kann im Fall der Sichttrübung bei zu hohen Partikelkonzentrationen in der Luft die Verkehrssicherheit massiv beeinträchtigt werden. Gerade der Partikelkonzentration kommt eine doppelte Relevanz bei der Untersuchung des Gefahrenpotentials zu. Neben der oben angesprochenen Sichttrübung, die sich direkt auf die Verkehrssicherheit auswirkt, stellt die humanmedizinische Komponente einen wichtigen Faktor dar. Partikel sind oftmals Träger giftiger oder auch kanzerogener Stoffe, die je nach Partikelgröße entsprechend tief eingeatmet werden können und so den menschlichen Organismus schädigen können. Eine möglichst genaue Kenntnis der PM Emissionen ist daher notwendig, zumal PM Emissionen nicht nur aus verbrennungsmotorischen Prozessen herrühren. Ein bedeutender Faktor ist die sogenannte non exhaust Fraktion, zu der Partikel aus Abrieb und Aufwirbelung zählen. Hier spielen vor allem Abrasionsvorgänge an Bremsen, Kupplung und Reifen eine wichtige Rolle, aber auch die durch die vom Fahrzeug verursachten Verwirbelungen, die bereits auf der Straße abgesetzten Staub wiederaufwirbeln.

Neben CO und der aus der Partikelkonzentration entstehenden Sichttrübung, werden die NO_x Emissionen des Verkehrs näher untersucht. NO₂ ist ein in Österreich luftgüterechtlich limitierter Schadstoff, der zwar im Tunnel weniger Probleme bereitet, jedoch besteht im Portalbereich längsgelüfteter Tunnel auf Grund des Kolbeneffektes im urbanen Gebiet die Gefahr von Grenzwertüberschreitungen. Um die Schadstoffkonzentrationen unter den in den Richtlinien als kritisch eingestufteten Werten halten zu können, ist eine ausreichende Frischluftzufuhr unabdingbar. Nur so kann eine ausreichende Verdünnung garantiert werden, damit die oben beschriebenen Probleme bei mangelhafter Luftgüte nicht auftreten.

Um den Frischluftbedarf nun spezifizieren zu können und Schwächen in der bisherigen Auslegungspraxis zu ermitteln, sind eingangs Untersuchungen zu einschlägigen Richtlinien wie die RVS für Österreich oder Richtlinien der PIARC durchzuführen. Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf der für Österreich geltenden Richtlinie RVS 09.02.32 [2], die im Rahmen dieser Dissertation überarbeitet und neu validiert wurde. Des Weiteren wurden internationale Emissionsfaktoren für den PIARC report „Road Tunnel: vehicle emissions and air demand for ventilation“ [9] erarbeitet, der 2011 erscheinen wird. Da die Qualität der verwendeten Emissionsfaktoren direkt mit der Qualität der Flottenzusammensetzung zusammenhängt, ist es umso wichtiger über möglichst belastbare und fundierte Daten zu diesem Eingangsparameter zu verfügen. Im Rahmen dieser Arbeit konnten neben Österreich, reale Flottenzusammensetzungen der Länder Australien, Algerien und China verarbeitet werden. Somit erlauben die hier dargestellten Emissionsfaktoren belastbare Berechnungen des

Frischlufbedarf nicht für Österreich und westlich entwickelte Länder, sondern auch für weite Regionen dieser Erde. Im Rahmen der Untersuchung dieser Emissionsfaktoren wurden ferner Kriterien entwickelt, um Länder ohne verfügbare vollständige Flottenzusammensetzungen kategorisieren zu können. So wurde eine Unterteilung in A, B und C Regionen geschaffen, wobei Österreich als typischer Vertreter der Region A die Basis aller übrigen Vergleiche darstellt. In Abhängigkeit bestimmter Kriterien können somit Rechnungen zum Frischluftbedarf auch in anderen als den oben genannten Ländern durchgeführt werden.

Das Prinzip der Frischluftberechnung wurde der bestehenden RVS 09.02.32 [13] entnommen. Der Formelapparat wird bereits seit Jahren verwendet und hat sich bewährt. Eine Neubewertung der Emissionsfaktoren wurde jedoch notwendig, da die bisher verwendeten Faktoren auf Hochrechnungen und Abschätzungen aus dem Jahr 2004 basieren und moderne Abgasnormen wie EU 5 und EU 6 nicht berücksichtigen. Zudem hat sich zumindest für den österreichischen Raum die prognostizierte Flottenzusammensetzung deutlich geändert. Wurde 2004 noch ein starker Anstieg des dieselbetriebenen Individualverkehrs angenommen, so muss aus heutiger Sicht festgehalten werden, dass der Anteil der benzinbetriebenen PKW, der zur Zeit (2010) bei nur 37 % liegt wieder ansteigt und im Jahr 2030 immerhin 41 % beträgt. Gerade die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte hat, wie bereits beschrieben, einen entscheidenden Einfluss auf die Emissionsfaktoren.

Die Neubewertung der Emissionsfaktoren wurde mit der am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik entwickelten Software NEMO [17], bzw. dem aktuellen Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA V 3.1 [11] durchgeführt. Sie erlaubt es, Emissionsfaktoren für verschiedene Bezugsjahre in Abhängigkeit von Randbedingungen wie Steigung und Geschwindigkeit für jedes Segment einer Fahrzeugflotte zu ermitteln. Die anschließende Kopplung mit Daten der Flottenzusammensetzung der jeweiligen Länder war ein weiterer Schritt zur Ermittlung der Emissionsfaktoren.

Um einen Anhaltspunkt über die Qualität der so gewonnen Emissionsfaktoren zu erhalten, wurden diese stichprobenartig validiert. Tunnel eignen sich auf Grund ihrer relativ konstanten Randbedingungen besonders gut für solche Untersuchungen. Da sich im Fall von längsgelüfteten Tunnel die Emissionen über die Länge des Tunnels akkumulieren, kann über die Differenz aus Schadstoffkonzentration im Messquerschnitt im Tunnel und Konzentration am Tunnelportal auf die vom Verkehr verursachten Emissionen geschlossen werden. Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Tunnel waren der Plabutschunnel im Grazer Großraum, der Kalcherkogeltunnel auf der A2 sowie der Strenger Tunnel in Tirol. Neben den Parametern CO und NO_x lag ein spezielles Augenmerk auf Emissionsfaktoren für PM non exhaust in Tunnelanlagen. Um die mittels NEMO berechneten Emissionsfaktoren direkt mit den im Tunnel gemessenen Emissionen vergleichen zu können, wurden die im Tunnel gemessenen Emissionen über eine multiple Korrelation auf PKW und SNF aufgeteilt.

Der Vergleich der simulierten und gemessenen NO_x und CO Emissionen zeigt dabei, dass die Simulation ein geeignetes Mittel zur realitätsnahen Berechnung der tatsächlich im Tunnel entstehenden Emissionen ist. Es konnten bei allen Versuchsreihen gute bis sehr gute Korrelationen der Ergebnisse erreicht werden.

Die Emissionsfaktoren für PM non exhaust, wurden für die Fraktionen PM₁₀ und PM_{2,5} ermittelt, um dann in weiterer Folge Emissionsfaktoren für die Sichttrübung in Tunnelanlagen zu erhalten.

Die neu gewonnen Emissionsfaktoren für Tunnel wurden in einer Datenbank zusammengefasst und anschließend in Beispielrechnungen für die in dieser Arbeit detailliert beschriebenen Länder angewandt. Dabei wurden die Tunnelrandbedingungen wie Länge, Steigung, Auslegungsjahr und Verkehrsstärke jeweils konstant gehalten, um so die teils gravierenden Unterschiede aufzuzeigen, die sich auf Grund unterschiedlicher Flottenzusammensetzungen in den einzelnen Ländern ergeben können. Damit wird nochmals hervorgehoben, wie wichtig eine möglichst genaue Kenntnis der Flotte der zu berechnenden Region ist und dass Ähnlichkeitsbeziehungen basierend auf österreichischen Daten oftmals zu verfälschten Ergebnissen führen können.

In einer separaten Versuchsreihe wurden für Freilandstraßen PM₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren erarbeitet. Vor allem im innerstädtischen Bereich machen die non exhaust Partikelemissionen einen erheblichen Teil der gesamten durch den Verkehr verursachten Partikelbelastung aus. Ihr Anteil an der Gesamtsumme kann bis zu 80 % betragen. Vor diesem Hintergrund wird klar, dass effektive Maßnahmen zur Senkung des durch den Verkehr entstehenden Staubs, non exhaust Emissionen unbedingt mit einbeziehen müssen. Die Messungen hierfür fanden an verschiedenen Straßen mit unterschiedlichen Fahrmustern statt. So konnten Emissionsfaktoren für den urbanen sowie den Überlandbereich ermittelt werden. Im Hinblick auf die zur Zeit geführte Debatte bzgl. der Feinstaubproblematik können diese Faktoren helfen, die Herausforderung der verkehrsbedingten Partikelemissionen besser verstehen und bewerten zu können.

Ausblickend kann für Emissionsfaktoren für Straßentunnel festgehalten werden, dass auf Grund permanenter Veränderungen bzw. Verjüngungen der Flottenzusammensetzung und immer besserer Abgasnachbehandlungen der Schadstoffausstoß auch in weniger entwickelten Ländern, in Zukunft weiterhin zurückgehen wird. Eine Neubewertung von Emissionsfaktoren kann daher kein einmaliges Ereignis sein, sondern muss sich veränderten Rahmenbedingungen anpassen. Da die Sichttrübung heutzutage, vor allem in hoch entwickelten Ländern, das Hauptauslegungskriterium für den Frischluftbedarf ist, wird auch in Zukunft der Partikelemission aus Abrieb- und Aufwirbelungsprozessen eine entscheidende Bedeutung zukommen.

Gerade auf dem Gebiet der non exhaust Emissionen besteht weiterhin Forschungsbedarf. Können CO oder NO_x Emissionen hinreichend genau simuliert und vor allem auch auf Prüfständen untersucht werden, so gilt dies nicht für die Partikelemissionen aus Abrieb und Aufwirbelung. Die Einflussfaktoren wie Straßenzustand oder meteorologische Einflüsse lassen sich nur sehr schwer quantifizieren und in Faktoren einarbeiten. Die Unsicherheiten sind entsprechend hoch. Einzelne Messungen können das Thema Aufwirbelung und Abrieb daher nie erschöpfend behandeln. Es wird auch in Zukunft notwendig sein, über eine Vielzahl von Messungen empirische Faktoren für PM non exhaust Emissionen zu ermitteln. Der Prüfstand „Straße“ bietet hier eine Vielzahl an Möglichkeiten und Varianten, aber auch eine große Zahl an Herausforderungen.

13 Anhang

In Anlehnung an die in Kapitel 8.2.2.1 dargestellten Emissionsfaktoren für Österreich bzw. die westlichen Industrieländer, werden im Anhang auf Basis der Flottenzusammensetzungen aus Kapitel 8.2.1 Emissionsfaktoren für Australien und Algerien für das Referenzjahr 2010, sowie für China für das Referenzjahr 2007 dargestellt.

13.1 Emissionsfaktoren für Australien

Tabelle 50: Emissionsfaktoren für Otto PKW für NO_x und CO, Australien

EFa PKW Otto NO _x [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9
10	6,3	6,3	6,3	8,5	10,1	11,3	12,5
20	6,3	6,3	6,5	10,4	12,4	17,6	24,5
30	6,3	6,3	7,7	11,8	18,0	26,2	30,4
40	6,3	6,3	8,4	13,4	23,9	30,2	34,8
50	6,3	6,3	8,5	16,0	27,6	33,5	38,4
60	6,3	6,3	9,6	20,3	31,0	37,2	47,1
70	6,3	6,3	11,1	26,4	34,5	42,9	59,3
80	6,3	6,3	13,3	30,0	38,1	53,7	73,0
90	6,3	6,3	19,6	33,6	44,9	65,9	88,3
100	6,3	8,4	27,1	37,6	56,5	80,6	106,2
110	6,3	12,2	31,8	45,1	70,4	97,6	126,5
120	6,3	21,6	36,6	58,1	86,7	117,2	149,5
130	7,2	29,6	44,4	73,8	105,7	139,7	175,4

EFa PKW Otto CO [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	38,9	38,9	38,9	38,9	38,9	38,9	38,9
10	45,3	48,5	52,4	56,3	61,9	68,1	80,3
20	51,6	58,2	66,0	73,7	84,8	97,3	121,7
30	51,7	61,4	73,4	88,3	106,1	126,2	166,7
40	51,4	64,4	81,8	106,1	136,1	177,3	227,3
50	50,3	66,1	88,9	120,8	164,6	228,0	307,0
60	48,8	66,5	93,9	132,8	191,4	274,1	408,6
70	47,4	66,1	96,9	145,2	221,8	326,7	532,1
80	46,7	65,9	99,7	161,0	262,1	408,1	677,6
90	47,5	67,4	105,0	181,6	318,4	543,9	849,0
100	50,1	72,2	115,9	207,5	396,0	753,9	1049,5
110	54,7	81,5	135,2	240,0	501,1	1040,0	1307,0
120	60,7	96,1	163,8	284,7	643,9	1302,3	1679,9
130	67,1	115,6	199,3	356,2	843,7	1589,2	2163,5

Tabelle 51: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für NO_x und CO, Australien

EFa PKW Diesel NO _x [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	8,8	8,8	8,8	8,8	8,8	8,8	8,8
10	8,0	8,0	8,0	13,8	18,4	22,3	26,3
20	8,0	8,0	9,1	19,1	25,8	31,5	41,1
30	8,0	8,0	11,5	23,6	31,9	43,5	57,8
40	8,0	8,0	12,2	26,7	38,9	55,9	75,5
50	8,0	8,0	11,2	28,6	45,7	68,5	92,0
60	8,0	8,0	13,0	31,9	56,3	84,2	113,6
70	8,0	8,0	16,8	39,0	69,5	101,6	140,5
80	8,0	8,0	22,1	48,4	84,2	124,0	170,0
90	8,0	8,0	27,5	60,3	100,5	149,5	202,1
100	8,0	8,0	35,1	75,8	123,3	179,6	239,0
110	8,0	9,9	46,8	93,9	150,9	214,0	280,3
120	8,0	22,8	63,4	117,3	183,2	253,2	326,4
130	8,0	33,7	84,2	147,8	220,7	297,7	378,0

EFa PKW Diesel CO [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
10	9,6	9,6	9,6	10,3	10,9	11,4	12,0
20	9,6	9,6	9,8	11,0	11,9	11,2	12,9
30	9,6	9,6	10,1	11,6	11,2	13,3	12,9
40	9,6	9,6	10,1	12,0	12,4	13,3	9,8
50	9,6	9,6	10,0	11,5	13,7	10,8	8,1
60	9,6	9,6	10,2	11,2	13,2	8,8	7,5
70	9,6	9,6	10,7	12,4	10,7	7,3	8,5
80	9,6	9,6	11,4	14,2	8,8	7,9	9,5
90	9,6	9,6	11,8	12,3	7,4	8,8	10,5
100	9,6	9,6	11,7	9,8	7,8	9,8	11,6
110	9,6	9,9	14,0	7,9	8,8	10,9	12,8
120	9,6	11,5	11,7	7,6	9,9	12,1	14,1
130	9,6	11,5	8,8	8,7	11,1	13,3	15,4

Tabelle 52: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für Sichttrübung, Australien

EFa PKW Diesel Sichttrübung [m ² /h] 2010							
v [km/h]	Steigung [%]						
	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
10	2,3	2,3	2,3	5,1	7,7	10,2	13,0
20	2,3	2,3	2,8	8,2	12,6	16,8	21,7
30	2,3	2,3	3,9	11,1	17,0	22,9	29,5
40	2,3	2,3	4,3	13,3	20,6	28,7	37,0
50	2,3	2,3	3,8	14,7	24,0	34,0	43,6
60	2,3	2,3	4,7	17,0	28,8	40,5	51,7
70	2,3	2,3	6,8	20,7	34,4	47,4	60,6
80	2,3	2,3	10,1	25,3	40,5	55,2	69,9
90	2,3	2,3	13,9	30,6	47,0	63,5	79,6
100	2,3	2,3	18,7	37,1	55,0	72,9	90,2
110	2,3	3,1	24,5	44,4	64,0	83,1	101,6
120	2,3	10,5	31,9	53,0	73,9	94,2	113,9
130	2,3	18,0	40,5	63,0	85,0	106,3	127,1

Tabelle 53: Emissionsfaktoren für SNF für NO_x und CO, Australien

EFa SNF Diesel NO _x [g/h] 2010							
v [km/h]	Steigung [%]						
	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	38,6	38,6	38,6	38,6	38,6	38,6	38,6
10	50,3	65,3	132,7	190,2	237,8	296,0	356,9
20	31,8	52,8	121,1	217,2	305,3	432,3	551,7
30	28,2	55,0	174,0	256,1	394,2	588,6	769,8
40	25,2	48,8	183,3	295,1	493,2	751,3	984,6
50	25,2	42,6	176,8	323,0	607,1	911,6	1212,2
60	25,2	33,3	154,6	357,7	727,7	1079,6	1443,1
70	22,0	26,7	135,6	414,5	847,1	1260,5	1676,6
80	25,2	28,0	163,5	499,4	987,2	1445,3	1912,2
90	25,2	31,5	199,3	607,3	1129,1	1623,3	2145,6
100	25,2	41,6	261,0	741,0	1266,1	1796,9	2377,2
110	25,2	60,4	336,0	870,6	1388,8	1968,3	2607,1
120	25,8	106,2	429,3	967,2	1507,1	2138,2	2835,9
130	33,1	161,2	534,1	1042,4	1623,7	2306,4	3064,4

EFa SNF Diesel CO [g/h] 2010							
v [km/h]	Steigung [%]						
	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	38,6	38,6	38,6	38,6	38,6	38,6	38,6
10	30,4	35,0	52,3	63,6	69,5	75,2	81,7
20	21,9	31,4	49,7	67,6	76,0	90,2	105,1
30	20,0	32,3	60,2	71,6	85,8	109,7	131,2
40	18,2	29,6	62,1	75,4	97,9	129,4	156,3
50	18,2	27,2	60,6	78,3	112,3	147,8	183,9
60	18,2	23,5	56,2	82,1	127,0	167,4	212,4
70	15,9	19,4	51,6	88,3	140,5	188,6	242,1
80	18,2	20,3	56,9	98,9	156,3	212,2	274,5
90	18,2	22,3	62,7	113,3	173,1	236,0	306,8
100	18,2	26,5	71,8	129,5	190,1	260,0	339,0
110	18,2	30,3	80,6	143,5	206,2	283,7	371,0
120	18,5	44,4	91,5	154,0	222,5	307,1	402,7
130	21,1	50,9	105,3	163,3	238,5	330,4	434,8

Tabelle 54: Emissionsfaktoren für SNF für Sichttrübung, Australien

EFa SNF Diesel Sichttrübung [m ² /h] 2010							
v [km/h]	Steigung [%]						
	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	38,8	38,8	38,8	38,8	38,8	38,8	38,8
10	25,3	27,7	38,0	45,8	52,8	60,0	66,4
20	18,0	25,9	36,4	49,5	61,1	73,5	86,7
30	16,3	26,4	44,4	54,8	69,8	90,9	111,9
40	14,7	24,4	45,7	59,9	80,1	109,9	136,4
50	14,7	22,9	45,0	63,1	93,2	128,1	163,2
60	14,7	20,6	42,9	66,6	107,4	147,4	190,6
70	12,9	15,9	39,4	71,9	120,9	168,3	218,7
80	14,7	16,7	42,9	80,7	136,6	190,6	248,5
90	14,7	18,9	48,9	93,7	153,2	212,8	278,1
100	14,7	23,2	55,5	109,4	169,6	234,7	307,5
110	14,7	24,6	64,2	123,8	184,6	256,5	336,8
120	14,9	35,5	74,3	134,4	199,5	277,9	365,8
130	17,2	42,3	86,0	143,4	214,3	299,3	395,1

13.2 Emissionsfaktoren für Algerien

Tabelle 55: Emissionsfaktoren für Otto PKW für NO_x, und CO, Algerien

EFa PKW Otto NO _x [g/h] 2010							
v [km/h]	Steigung [%]						
	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2
10	8,8	8,8	8,8	12,0	14,4	16,2	17,8
20	8,8	8,8	9,1	14,7	17,6	25,1	35,0
30	8,8	8,8	10,9	16,8	25,7	37,4	43,3
40	8,8	8,8	11,8	19,1	34,1	43,0	49,5
50	8,8	8,8	12,0	22,8	39,3	47,7	54,7
60	8,8	8,8	13,6	29,0	44,1	52,9	67,1
70	8,8	8,8	15,8	37,7	49,1	61,1	84,8
80	8,8	8,8	18,9	42,7	54,2	76,6	104,7
90	8,8	8,8	28,0	47,8	64,0	94,3	126,7
100	8,8	12,0	38,6	53,5	80,8	115,6	152,7
110	8,8	17,4	45,3	64,2	100,8	140,3	182,2
120	8,8	30,8	52,1	83,1	124,4	168,7	215,6
130	10,2	42,2	63,3	105,7	152,0	201,4	253,3

EFa PKW Otto CO [g/h] 2010							
v [km/h]	Steigung [%]						
	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	68,7	68,7	68,7	68,7	68,7	68,7	68,7
10	78,6	83,9	90,0	95,6	102,7	109,6	131,3
20	88,5	99,1	111,3	122,5	136,8	150,4	194,0
30	88,1	103,6	121,9	143,6	167,1	192,0	252,5
40	87,1	107,2	133,2	168,6	210,0	264,9	322,4
50	84,7	109,0	142,8	187,9	246,8	328,5	423,9
60	81,6	108,8	149,4	203,1	279,1	382,2	564,4
70	78,6	107,3	153,4	219,5	317,2	449,8	738,3
80	76,7	106,1	156,6	241,2	372,2	564,6	937,0
90	76,9	107,0	162,3	269,5	452,2	757,5	1160,8
100	80,1	112,1	175,0	304,0	561,7	1045,5	1414,0
110	86,7	123,6	198,8	345,5	705,4	1421,9	1760,4
120	96,3	143,8	237,4	403,5	895,6	1811,4	2273,0
130	107,2	174,7	291,7	504,7	1163,4	2202,3	3011,6

Tabelle 56: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für NO_x und CO, Algerien

EFa PKW Diesel NO _x [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
10	7,0	7,0	7,0	12,3	16,6	20,3	24,2
20	7,0	7,0	8,0	17,3	23,7	29,1	38,0
30	7,0	7,0	10,2	21,6	29,4	40,2	53,9
40	7,0	7,0	10,8	24,6	35,9	52,0	71,4
50	7,0	7,0	9,8	26,3	42,3	64,4	87,9
60	7,0	7,0	11,6	29,4	52,4	80,0	109,1
70	7,0	7,0	15,1	36,0	65,4	97,6	134,3
80	7,0	7,0	20,2	44,8	80,1	118,8	161,7
90	7,0	7,0	25,4	56,3	96,5	142,7	191,6
100	7,0	7,0	32,4	71,6	118,2	170,7	225,8
110	7,0	8,7	43,3	89,8	144,0	202,6	263,8
120	7,0	20,8	59,4	112,6	174,0	238,8	306,3
130	7,0	31,1	80,0	141,1	208,8	279,8	353,7

EFa PKW Diesel CO [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
10	5,4	5,4	5,4	6,5	7,6	8,7	10,0
20	5,4	5,4	5,6	7,8	9,8	7,1	7,4
30	5,4	5,4	6,0	9,1	7,1	7,6	7,4
40	5,4	5,4	6,2	10,1	7,1	7,6	5,8
50	5,4	5,4	6,0	8,6	7,8	6,3	4,9
60	5,4	5,4	6,3	7,1	7,6	5,3	4,7
70	5,4	5,4	7,2	7,1	6,3	4,5	5,4
80	5,4	5,4	8,6	8,1	5,3	5,0	6,1
90	5,4	5,4	9,5	7,1	4,6	5,6	6,9
100	5,4	5,4	6,9	5,8	4,9	6,4	7,7
110	5,4	5,7	7,9	4,8	5,7	7,2	8,6
120	5,4	8,8	6,8	4,8	6,4	8,0	9,6
130	5,4	6,9	5,3	5,6	7,3	9,0	10,6

Tabelle 57: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für Sichttrübung, Algerien

EFa PKW Diesel Sichttrübung [m ² /h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
10	1,9	1,9	1,9	3,9	5,7	7,4	9,3
20	1,9	1,9	2,2	6,0	9,1	11,9	15,4
30	1,9	1,9	3,0	8,1	12,1	16,2	21,0
40	1,9	1,9	3,3	9,5	14,6	20,4	26,7
50	1,9	1,9	2,9	10,5	17,0	24,5	31,9
60	1,9	1,9	3,6	12,1	20,5	29,4	37,9
70	1,9	1,9	5,0	14,6	24,8	34,8	44,0
80	1,9	1,9	7,4	17,9	29,5	40,3	50,3
90	1,9	1,9	9,9	21,8	34,5	45,9	56,8
100	1,9	1,9	13,3	26,8	40,1	52,3	63,9
110	1,9	2,4	17,4	32,5	46,3	59,1	71,6
120	1,9	7,6	22,8	38,8	53,0	66,6	79,7
130	1,9	12,8	29,4	45,6	60,4	74,7	88,4

Tabelle 58: Emissionsfaktoren für SNF für NO_x und CO, Algerien

EFa SNF Diesel NO _x [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	44,5	44,5	44,5	44,5	44,5	44,5	44,5
10	58,0	70,8	140,6	201,8	256,9	328,4	401,6
20	36,7	62,0	160,0	232,1	340,1	489,1	625,3
30	32,6	63,6	185,3	280,5	445,0	667,4	873,8
40	29,1	56,4	195,2	326,5	558,8	852,8	1118,5
50	29,1	49,2	188,9	360,7	688,7	1035,5	1377,7
60	29,1	38,4	166,3	402,7	826,2	1226,9	1640,8
70	25,5	30,8	147,6	469,3	962,3	1433,1	1906,8
80	29,1	32,3	176,2	566,6	1122,0	1643,7	2175,0
90	29,1	36,4	217,7	689,9	1283,7	1846,4	2440,5
100	29,1	47,9	287,1	842,5	1440,2	2044,0	2703,9
110	29,1	68,4	375,0	991,5	1579,5	2239,1	2965,6
120	29,8	119,4	483,6	1103,1	1714,7	2432,5	3225,9
130	39,0	180,5	606,5	1187,6	1847,5	2623,9	3486,0

EFa SNF Diesel CO [g/h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	44,5	44,5	44,5	44,5	44,5	44,5	44,5
10	33,1	37,7	55,4	67,0	74,0	81,8	89,9
20	23,3	34,3	52,7	71,3	82,8	99,8	116,5
30	21,2	35,4	63,7	76,8	94,7	121,7	145,6
40	19,1	32,2	65,7	81,8	108,6	143,6	173,4
50	19,1	29,4	64,2	85,6	124,6	164,1	204,1
60	19,1	25,2	59,7	90,4	141,0	185,8	235,7
70	16,8	20,5	55,3	97,8	156,0	209,4	268,8
80	19,1	21,5	60,7	109,9	173,6	235,5	304,7
90	19,1	23,8	67,3	126,0	192,2	262,0	340,6
100	19,1	28,4	77,5	144,1	211,1	288,6	376,3
110	19,1	32,6	87,9	159,5	229,0	315,0	411,8
120	19,5	49,0	100,8	171,2	247,0	341,0	447,0
130	22,5	55,2	116,6	181,5	264,9	366,8	482,7

Tabelle 59: Emissionsfaktoren für SNF für Sichttrübung, Algerien

EFa SNF Diesel Sichttrübung [m ² /h] 2010							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	40,6	40,6	40,6	40,6	40,6	40,6	40,6
10	25,1	27,1	39,2	48,8	56,2	64,5	71,9
20	17,7	25,7	37,3	52,9	65,8	80,3	95,0
30	16,0	26,1	46,8	59,0	76,0	99,7	122,4
40	14,4	24,2	48,3	64,4	87,7	120,3	149,0
50	14,4	22,9	47,5	68,1	102,2	140,0	178,1
60	14,4	20,8	44,8	72,3	117,6	160,9	207,8
70	12,6	15,7	41,0	78,5	132,2	183,6	238,4
80	14,4	16,6	45,2	88,6	149,3	207,9	270,8
90	14,4	18,9	51,7	102,9	167,3	232,0	303,0
100	14,4	23,5	59,6	120,0	185,1	255,9	335,0
110	14,4	24,9	69,4	135,7	201,4	279,5	366,9
120	14,6	37,8	80,9	147,3	217,7	302,9	398,5
130	17,0	44,6	94,3	157,0	233,8	326,1	430,4

13.3 Emissionsfaktoren für China

Tabelle 60: Emissionsfaktoren für Otto PKW für NO_x und CO, China

EFa PKW Otto NO _x [g/h] 2007							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
10	5,9	5,9	5,9	8,0	9,5	10,7	11,8
20	5,9	5,9	6,1	9,7	11,6	16,6	23,1
30	5,9	5,9	7,2	11,1	17,0	24,7	28,6
40	5,9	5,9	7,8	12,6	22,5	28,4	32,7
50	5,9	5,9	8,0	15,1	26,0	31,5	36,1
60	5,9	5,9	9,0	19,2	29,2	35,0	44,3
70	5,9	5,9	10,4	24,9	32,5	40,3	55,9
80	5,9	5,9	12,5	28,2	35,8	50,6	69,0
90	5,9	5,9	18,5	31,6	42,2	62,2	83,4
100	5,9	7,9	25,5	35,3	53,3	76,1	100,4
110	5,9	11,5	29,9	42,4	66,4	92,3	119,7
120	5,9	20,3	34,4	54,8	81,9	110,9	141,6
130	6,8	27,9	41,8	69,7	100,0	132,3	166,3

EFa PKW Otto CO [g/h] 2007							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	31,7	31,7	31,7	31,7	31,7	31,7	31,7
10	37,3	40,1	43,6	47,1	52,4	59,3	70,5
20	42,9	48,5	55,5	62,4	73,0	86,9	109,3
30	43,1	51,7	62,6	76,6	94,2	115,4	154,5
40	43,2	54,9	71,1	94,5	124,6	166,1	219,9
50	42,5	56,9	78,3	109,3	153,6	219,2	304,7
60	41,4	57,5	83,1	121,3	181,3	269,3	408,2
70	40,4	57,4	86,3	133,9	213,2	325,5	531,7
80	40,4	57,9	89,7	150,3	255,6	409,2	679,7
90	41,8	60,3	96,3	172,3	313,8	546,9	858,9
100	44,5	65,9	108,9	200,1	392,2	760,3	1077,0
110	48,0	75,2	129,1	233,8	495,9	1052,0	1339,4
120	51,2	87,7	156,1	277,2	634,9	1313,0	1691,9
130	52,9	101,4	184,7	341,7	829,1	1588,7	2097,6

Tabelle 61: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für NO_x und CO, China

EFa PKW Diesel NO _x [g/h] 2007							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	9,1	9,1	9,1	9,1	9,1	9,1	9,1
10	8,1	8,1	8,1	13,9	18,3	22,2	26,1
20	8,1	8,1	9,2	19,1	25,5	31,2	40,8
30	8,1	8,1	11,6	23,5	31,6	43,2	57,4
40	8,1	8,1	12,2	26,4	38,6	55,5	75,0
50	8,1	8,1	11,2	28,3	45,4	68,0	91,2
60	8,1	8,1	13,1	31,5	55,9	83,5	112,7
70	8,1	8,1	16,7	38,7	69,0	100,7	139,4
80	8,1	8,1	22,0	48,0	83,6	122,9	168,7
90	8,1	8,1	27,3	59,9	99,7	148,3	200,6
100	8,1	8,1	34,8	75,2	122,3	178,3	237,3
110	8,1	9,9	46,5	93,1	149,7	212,4	278,3
120	8,1	22,6	62,9	116,3	181,8	251,3	324,2
130	8,1	33,4	83,5	146,6	219,0	295,6	375,5

EFa PKW Diesel CO [g/h] 2007							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2
10	11,8	11,8	11,8	12,4	12,9	13,2	13,6
20	11,8	11,8	11,9	12,9	13,5	13,4	15,7
30	11,8	11,8	12,2	13,3	13,5	16,3	15,8
40	11,8	11,8	12,3	13,6	15,2	16,3	11,9
50	11,8	11,8	12,2	13,4	16,8	13,2	9,7
60	11,8	11,8	12,4	13,5	16,2	10,7	9,0
70	11,8	11,8	12,7	15,2	13,0	8,8	10,2
80	11,8	11,8	13,2	17,5	10,7	9,5	11,4
90	11,8	11,8	13,5	17,5	18,0	19,0	20,0
100	11,8	11,8	13,5	17,5	18,0	19,0	20,0
110	11,8	12,0	13,5	17,5	18,0	19,0	20,0
120	11,8	13,3	13,5	17,5	18,0	19,0	20,0
130	11,8	13,9	13,5	17,5	18,0	19,0	20,0

Tabelle 62: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für Sichttrübung, Algerien

EFa PKW Diesel Sichttrübung [m ² /h] 2007							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9
10	2,5	2,5	2,5	5,6	8,4	11,2	14,2
20	2,5	2,5	3,0	9,0	13,8	18,5	23,8
30	2,5	2,5	4,3	12,2	18,7	25,1	32,3
40	2,5	2,5	4,6	14,5	22,6	31,4	40,4
50	2,5	2,5	4,1	16,1	26,3	37,3	47,7
60	2,5	2,5	5,1	18,7	31,6	44,3	56,5
70	2,5	2,5	7,4	22,7	37,7	51,8	66,3
80	2,5	2,5	11,1	27,7	44,3	60,3	76,5
90	2,5	2,5	15,2	33,5	51,3	69,5	87,2
100	2,5	2,5	20,5	40,5	60,1	79,8	99,0
110	2,5	3,4	26,9	48,5	70,0	91,1	111,6
120	2,5	11,5	34,9	57,8	81,0	103,4	125,2
130	2,5	19,7	44,3	68,9	93,2	116,8	139,9

Tabelle 63: Emissionsfaktoren für SNF für NO_x und CO, China

EFa SNF Diesel NO _x [g/h] 2007							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7
10	58,4	72,0	140,8	203,2	263,5	342,0	421,4
20	36,7	61,4	128,4	236,5	354,7	514,0	655,8
30	32,6	64,1	185,7	286,0	467,6	699,7	913,3
40	29,2	56,9	196,4	339,9	586,9	891,7	1166,6
50	29,2	49,7	190,1	377,4	721,7	1080,6	1435,2
60	29,2	38,7	169,7	422,7	864,1	1278,9	1707,8
70	25,5	30,8	149,3	493,8	1005,0	1492,2	1983,3
80	29,2	32,5	178,1	595,1	1170,4	1710,2	2261,9
90	29,2	36,7	225,9	723,1	1337,9	1920,2	2537,5
100	29,2	49,3	296,9	881,1	1498,8	2125,4	2811,3
110	29,2	69,3	390,2	1033,9	1642,1	2328,0	3083,1
120	29,9	119,1	505,3	1146,9	1783,0	2528,7	3353,5
130	39,7	189,8	632,2	1235,1	1920,9	2727,5	3623,7

EFa SNF Diesel CO [g/h] 2007							
	Steigung [%]						
v [km/h]	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7	45,7
10	35,2	40,1	58,1	68,5	76,7	87,1	96,8
20	25,6	36,4	55,6	73,1	88,7	107,4	125,1
30	23,4	37,3	66,0	79,9	101,9	130,5	156,6
40	21,4	34,3	67,7	86,8	116,5	154,3	186,9
50	21,4	31,6	66,6	91,7	133,6	176,7	220,2
60	21,4	27,4	62,4	97,2	151,4	200,3	254,7
70	18,7	22,7	57,4	105,1	167,8	226,1	290,5
80	21,4	23,7	62,4	117,5	186,9	254,5	329,6
90	21,4	26,0	70,5	134,6	207,3	283,3	368,4
100	21,4	31,1	81,0	154,2	227,9	312,0	407,1
110	21,4	34,9	93,1	171,2	247,3	340,5	445,5
120	21,7	49,4	106,8	184,1	266,9	368,7	483,6
130	25,0	59,1	123,5	195,4	286,2	396,7	522,2

Tabelle 64: Emissionsfaktoren für SNF für Sichttrübung, China

EFa SNF Diesel Sichttrübung [m²/h] 2007							
v [km/h]	Steigung [%]						
	-6	-4	-2	0	2	4	6
0	47,6	47,6	47,6	47,6	47,6	47,6	47,6
10	27,8	32,3	45,8	54,3	62,7	71,0	78,6
20	18,6	28,7	43,8	58,6	72,3	87,4	103,7
30	16,6	29,6	53,2	64,6	82,7	108,9	135,5
40	14,8	26,9	54,7	70,9	95,4	132,9	166,6
50	14,8	24,8	53,9	74,7	111,8	156,1	200,4
60	14,8	21,5	51,0	78,9	129,7	180,5	235,0
70	12,9	16,1	46,3	85,3	146,8	207,0	270,3
80	14,8	17,1	50,7	95,9	166,9	235,1	307,3
90	14,8	19,6	58,3	112,2	188,0	262,7	344,1
100	14,8	24,9	65,9	132,0	208,5	290,0	380,6
110	14,8	27,1	76,4	150,4	227,3	317,0	416,9
120	15,0	39,7	88,5	164,1	245,9	343,6	453,0
130	17,9	49,3	102,9	175,4	264,2	370,2	489,3

VII. Literaturverzeichnis

- [1] RVS 09.02.31 Grundlagen Tunnelausrüstung Belüftung, FSV 2008
- [2] RVS 09.02.32 Projektierungsrichtlinien Lüftungsanlagen, Luftbedarfsrechnung, FSV 01.06.2010
- [3] Immissionsschutzgesetz Luft (BGBl. I Nr. 15/1997), idF.: BGBl. I Nr. 62/2001
- [4] Road Tunnel: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation, PIARC Technical Committee on Road Tunnel Operation (C5), World Road Association, 2004
- [5] Pretterhofer G., Tunnelbelüftung und Brandsicherheit (2005), Dissertation TU Graz
- [6] ASTRA 13 001 Lüftung von Strassentunnel: Systemwahl, Dimensionierung und Ausstattung, Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK, 2008
- [7] RABT Richtlinien für die Ausstattung und den Betrieb von Straßentunneln, Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen, 2006
- [8] PIARC – AIPCR, Association Mondiale de la Route, www.piarc.org
- [9] Road Tunnel: Vehicle Emissions and Air Demand for Ventilation Draft Version July 1st 2010
- [10] Rexeis M., Hausberger S. (2005), Calculation of Vehicle Emissions in Road Networks with the model "NEMO", Transport & Air Pollution Conference; ISBN: 3-902465-16-6, Graz
- [11] Handbuch für Emissionsfaktoren Version 3.1 HBEFA, INFRAS AG, 30.01.2010
- [12] Kessler C., Scholz W., Ahrens D., Niederau A. (2007), Anstieg des NO₂/NO_x-Verhältnisses an Luftmessstationen in Baden-Württemberg zwischen 1995 und 2005, Immissionsschutz 2 (2007), 68-72
- [13] RVS 09.02.32 Projektierungsrichtlinien Lüftungsanlagen, Luftbedarfsrechnung, FSV 25.02.2005
- [14] Henn M., Rodler J., Sturm P.J. (2009), PM₁₀ non-exhaust particle emissions – determination and quantification, in: ETTAP 2009 Transport and Air Pollution Symposium, Environment and Transport Symposium, Toulouse, Frankreich
- [15] Verkehrs- und Schadstoffmessungen 2008 im Gubristtunnel, Schlussbericht 13.07.2009, Update vom 06.04.2010 im Auftrag des Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich
- [16] Handbuch für Emissionsfaktoren Version 2.1 HBEFA, INFRAS AG, 28.02.2004
- [17] Hausberger S., Rexeis M., Zallinger M., Luz R. (2010), Emission behaviour of different vehicle technologies in real world traffic situations, Implementing effective NO₂ abatement strategies and preparing notifications of time extension for NO₂ Workshop, Bruxelles, 14.-15.04.2010

-
- [18] Lohmeyer, A., Düring, I., Moldenhauer, A., Stockhause, M., Nitzsche E. (2004): Berechnung der Kfz-Emissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen, Endbericht für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul
- [19] R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U., Purghart, B. G., Bürgisser, G., Dolecek, L., Evequoz, R., Hauser-Strozzi, E., Infanger, K., Jenk, H., Porchet, A., Sommer, H., Sprenger, P., Stauffer, J., and Vaucher, C. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs PSI, EMPA, BUWAL; Switzerland
- [20] Lahl U., Steven W. (2005): Feinstaub – eine gesundheitspolitische Herausforderung, Serie Auditorium Maximum – Pneumologie (2005) 4. 59: 704-714
- [21] Lindenbach A.: Straßen und Eisenbahnwesen I Vorlesung 2, Budapest University of Technology, Departement of Highway and Railway Engineering, http://www.uvt.bme.hu/targyak/se_l/str_l_la/str_l_la_2.pdf
- [22] Brenner B., Rabl P., Wegehaupt T. (1999): Tunnel-Immissionsmessungen zur Bewertung kfz-spezifischer Emissionen; Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
- [23] Rauterberg-Wulff, A. (1999a): Determination of Emission Factors for Tire Wear Particles up to 10 µm by Tunnel Measurements. Paper presented at 8th International Symposium Transport and Air Pollution, Graz, Österreich 31. Mai - 2. Juni 1999
- [24] Rauterberg-Wulff, A. (1999b): Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußemission an Straßen. Fortschrittsberichte des VDI , Reihe 15: Umwelttechnik Nr. 202.
- [25] Palme, F., Rabl, P. (2004): Korngrößen und Inhaltsstoffe von urbanen Stäuben – Einflüsse von Kfz-Emissionen. Workshop PMx-Quellenidentifizierung Mühlheim/Ruhr, 22.-23 . Januar 2004. unveröffentlicht
- [26] Keuken, M.P. (1997): Emissies dorr vracht- en personenverkeer gemeten in de Drechtunnel. TNO-rapport, TNO-MEP-R 97/378, TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Apeldoorn
- [27] Keuken, M.P., Teeuwisse, S., ten Brink, H.M. (1999): Research on the contribution of road dust emissions to PM10 concentrations in the Netherlands. TNO-MEP – R 99/505
- [28] Hueglin et al., 2005 Hueglin, C., 2000. Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- and PM2.5 – Immissionen: Chemische Zusammensetzung des Feinstaubs und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell, Report NFP41 C4, BUWAL, Bern
- [29] Benter, Thorsten; Loerzer, Jutta (2003): Measurement of selected exhaust components in a traffic tunnel for determination of emission factors. Bericht - Bergische Universitaet, Gesamthochschule Wuppertal, Fachbereich 9, Physikalische Chemie (62), i-v, 1-136. CODEN: BBWCE4 ISSN: 1436-2198

- [30] Ban-Weiss, George A.; McLaughlin, John P.; Harley, Robert A.; Kean, Andrew J.; Grosjean, Eric; Grosjean, Daniel (2008): Carbonyl and Nitrogen Dioxide Emissions From Gasoline- and Diesel-Powered Motor Vehicles; Departments of Mechanical Engineering and Civil and Environmental Engineering, University of California, Berkeley, CA, USA. *Environmental Science & Technology* (2008), 42(11), 3944-3950. Publisher: American Chemical Society, CODEN: ESTHAG ISSN: 0013-936X
- [31] Laschober, Christian; Limbeck, Andreas; Rendl, Josef; Puxbaum, Hans (2004): Particulate emissions from on- road vehicles in the Kaisermuehlen- tunnel (Vienna, Austria), Institute of Chemical Technologies and Analytics, Vienna University of Technology, Vienna, Austria. *Atmospheric Environment* (2004), 38(14), 2187-2195. Publisher: Elsevier Science B.V., CODEN: AENVEQ ISSN: 1352-2310
- [32] Kurtenbach, R.; Becker, K.-H.; Bruckmann, P.; Kleffmann, J.; Niedojadlo, A.; Wiesen, P. (2009): The urban "nitrogen dioxide (NO₂) problem". What is the influence of direct vehicular emissions ? FB C/Physikalische Chemie, Bergische Universitaet Wuppertal (BUW), Germany. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, 69(4), 146-149. Publisher: Springer-VDI-Verlag GmbH & Co. KG, CODEN: GRLUFZ ISSN: 0949-8036
- [33] Keuken, Menno; Roemer, Michiel; van den Elshout, Sef. 2009: Trend analysis of urban NO₂ concentrations and the importance of direct NO₂ emissions versus ozone/NO_x equilibrium. Business Unit Environment, TNO, Health and Safety, Utrecht, Neth. *Atmospheric Environment* (2009), 43(31), 4780-4783. Publisher: Elsevier Ltd., CODEN: AENVEQ ISSN: 1352-2310

VIII. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Partikelabscheidevermögen des menschlichen Körpers.....	7
Abbildung 2: links: Lage des Plabutschunnel im Grazer Stadtgebiet (Quelle: viamichelin), rechts: Bild des Südportals Fahrtrichtung Linz.....	20
Abbildung 3: Lage des Kalcherkogeltunnel (Quelle: viamichelin)	20
Abbildung 4: Lage des des Strenger Tunnel (Quelle: viamichelin)	21
Abbildung 5: Messaufbau im Tunnel	21
Abbildung 6: Symbolbild eines NO _x Gasanalysators (Quelle: Thermo Scientific).....	22
Abbildung 7: Prinzipskizze eines NO _x Analysators mittels Chemilumineszenz	23
Abbildung 8: links: Symbolbild eines Teledyne API Geräts (Quelle: Teledyne Instruments), rechts: Prinzipskizze eines CO Analysators mittels nicht-dispersiver Infrarot-Photometrie ...	23
Abbildung 9: links: Bild eines TEOM ®, rechts: TEOM ® Prinzipskizze (Quelle: R&P).....	24
Abbildung 10: links: Bild eines Sharp 5030 ®, rechts: Sharp 5030 ® Prinzipskizze (Quelle: Thermo Scientific)	25
Abbildung 11: Symbolbild eines Ultraschallanemometer	25
Abbildung 12: links: Symbolbild eines Ultraschalllaufzeitdifferenzgeräts (Quelle: DURAG), rechts: Prinzipskizze des Messverfahren (Quelle: DURAG)	26
Abbildung 13: links: Staurohr mit Auswerteeinheit wie im Plabutschunnel verbaut, rechts: Montageprinzip der Staurohre.....	26
Abbildung 14: links: Prinzip des Messaufbaus, rechts: Foto des Messaufbaus (gelb: Messpfad TU Graz (FVT), rot: Messungen Tunnelwarte)	27
Abbildung 15: links: Zeitverlauf der Messreihen Warte Plabutsch und TU Graz (FVT D), rechts: Korrelation der Minutenmittelwerte Warte Plabutsch und TU Graz (FVT D)	27
Abbildung 16: Zeitverläufe der berechneten (RVS alt) und gemessenen NO _x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006).....	28
Abbildung 17: Korrelationen der berechneten (RVS alt) und gemessenen NO _x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006).....	29
Abbildung 18: Zeitverläufe der berechneten (NEMO) und gemessenen NO _x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006).....	31
Abbildung 19: Vergleich der gemessenen und simulierten NO _x Emissionen während einer Tunnelsperre	31

Abbildung 20: Korrelationen der berechneten (NEMO) und gemessenen NO _x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006).....	32
Abbildung 21: Zeitverläufe der berechneten (HBEFA) und gemessenen NO _x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006).....	34
Abbildung 22: Korrelationen der berechneten (HBEFA) und gemessenen NO _x Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2008, Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006).....	35
Abbildung 23: NO _x und NO ₂ Konzentrationen zwischen 2000 und 2008 für Graz Don Bosco (JMW); Verhältnis der NO _x /NO ₂ Anteile im Tunnel und im Freilandbereich.....	37
Abbildung 24: NO _x und NO ₂ Emissionsfaktoren bei 100 km/h (PKW) bzw. 80 km/h (SNF) und 0 % Steigung für PKW Diesel (links) und SNF (rechts).....	38
Abbildung 25: Zeitverläufe der berechneten (RVS alt) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Strengen 2006, Kalcherkogel 2010)	41
Abbildung 26: Korrelationen der berechneten (RVS alt) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links oben nach rechts unten: Plabutsch 2009, Strengen 2006, Kalcherkogel 2010)	42
Abbildung 27: Zeitverläufe der berechneten (NEMO) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Strengen 2006, Kalcherkogel 2010)	43
Abbildung 28: Korrelationen der berechneten (NEMO) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Strengen 2006, Kalcherkogel 2010)	44
Abbildung 29: Zeitverläufe der berechneten (HBEFA) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006).....	45
Abbildung 30: Korrelationen der berechneten (HBEFA) und gemessenen CO Emissionen für verschiedene Messkampagnen (von links nach rechts: Plabutsch 2009, Kalcherkogel 2010, Strengen 2006).....	46
Abbildung 31: Überblick über die CO Emissionen benzin- und dieselbetriebener PKW bei 100 km/h und 0% Steigung	47
Abbildung 32: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Österreich (links), Flottenverteilung nach Fahrzeugschichten in Österreich 2010 (rechts)	50
Abbildung 33: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Australien	50
Abbildung 34: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Algerien	51
Abbildung 35: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2007 in China.....	51

Abbildung 36: Vergleich der PKW Flotten 2010 (Benzin links, Diesel rechts) verschiedener Länder	52
Abbildung 37: Vergleich der LNF Flotten 2010 (links) und der SNF Flotten 2010 (rechts) verschiedener Länder.....	53
Abbildung 38: Vergleich der Einflussfaktoren für die Seehöhe	60
Abbildung 39: Beispiel für die Ermittlung der Zeitfaktoren	61
Abbildung 40: Luftbedarf Beispielrechnung Österreich in Abhängigkeit von CO (links oben), NO _x (rechts oben), Sichttrübung (links unten) und Gesamtbedarf (unten rechts).....	65
Abbildung 41: Frischluftbedarf Österreich für 2010 und 2010, alte und neue Emissionsfaktoren (Grafik).....	66
Abbildung 42: Luftbedarf Beispielrechnung Algerien in Abhängigkeit von CO (links oben), NO _x (rechts oben), Sichttrübung (links unten) und Gesamtbedarf (unten rechts)	67
Abbildung 43: Frischluftbedarf Algerien für 2010 und 2010, alte und neue Emissionsfaktoren (Grafik)	68
Abbildung 44: Luftbedarf Beispielrechnung Australien in Abhängigkeit von CO (links oben), NO _x (rechts oben), Sichttrübung (links unten) und Gesamtbedarf (unten rechts).....	69
Abbildung 45: Frischluftbedarf Australien für 2010 und 2010, Vergleich zu Österreich (Grafik)	70
Abbildung 46: Vergleich der Flottenzusammensetzung Australien und Österreich im Jahr 2010	70
Abbildung 47: Luftbedarf Beispielrechnung China im Vergleich zu Österreich 2007 in Abhängigkeit von CO (links oben), NO _x (rechts oben), Sichttrübung (links unten) und Gesamtbedarf (unten rechts)	72
Abbildung 48: Frischluftbedarf China für 2010 und 2010, Vergleich zu Österreich (Grafik)...	72
Abbildung 49: Zeitverläufe der berechneten (NEMO) und gemessenen PM ₁₀ Emissionen (links: Plabutschtunnel 2008, rechts: Kalcherkogeltunnel 2010).....	77
Abbildung 50: Detailansicht des Zeitverlaufs für PM ₁₀ simuliert (NEMO) und gemessen während der Tunnel Sperre	77
Abbildung 51: Korrelationen der berechneten (NEMO) und gemessenen PM ₁₀ Emissionen für verschiedene Messkampagnen (rechts: Plabutschtunnel, links: Kalcherkogeltunnel)	78
Abbildung 52: Korrelation verschiedener Untersuchungsmethoden zu PM ₁₀ non exhaust	79
Abbildung 53: Zeitverlauf (links) und Korrelation (rechts) der berechneten (NEMO) und gemessenen PM _{2.5} Emissionen.....	80
Abbildung 54: Emissionsfaktoren für PM _{2.5} non exhaust für PKW und SNF	80
Abbildung 55: Zeitverlauf und Korrelation der simulierten und gemessenen PM ₁₀ Emissionen im Plabutschtunnel (Messung 2009).....	81

Abbildung 56: PM ₁₀ -Emissionsfaktoren und Vergleich mit den Werten für PM aus dem Handbuch Emissionsfaktoren Version 3.1. Die grau umrandeten Punkte bezeichnen die Intervalle mit Kohlenstoff-Analyse, Quelle: [15].....	83
Abbildung 57: Vergleich der Emissionsfaktoren für PM ₁₀ non exhaust nach Lohmeyer und TU Graz.....	84
Abbildung 58: Vergleich der Korrelationen der berechneten (exhaust) und gemessenen (exhaust+non exhaust) PM ₁₀ Emissionen zweier Messreihen (links: Literaturstudie [22], rechts: Messreihe Plabutsch 2008).....	85
Abbildung 59: Vergleich der Anteile des Reifenruß am PM non exhaust gesamt unter der Annahme, dass die Emissionen des Reifenruß in beiden Studien konstant sind.	86
Abbildung 60: Vergleich der Emissionsfaktoren für PM ₁₀ non exhaust der Studien von Keuken [26], [27] mit Werte aus dieser Arbeit.....	86
Abbildung 61: Vergleich verschiedener Werte für PM ₁₀ non exhaust Emissionen aus der Literatur	87
Abbildung 62: Vergleich der alten und neuen PM _{2.5} non exhaust Emissionsfaktoren.....	89
Abbildung 63: links: Emissionsfaktoren für PM non exhaust in Tunnel, rechts: Anteil der PM ₁₀ non exhaust Emissionen am PM ₁₀ gesamt (Verkehr)	90
Abbildung 64: Prinzipskizze einer Luv-Lee Messung.....	91
Abbildung 65: beispielhafter Messaufbau straßennah (links) und im Hintergrund (rechts)....	92
Abbildung 66: Lageplan (links) und Luftbild (rechts) des Messstandorts in Viktring (Quelle: viamichelin). Rot markiert ist die straßennahe, gelb markiert die Hintergrundstation	93
Abbildung 67: Lageplan (links) und Luftbild (rechts) des Messstandorts in Mooskirchen (Quelle: viamichelin). Rot markiert ist die straßennahe, gelb markiert die Hintergrundstation	93
Abbildung 68: Lageplan (links, Quelle: viamichelin) und Luftbild (rechts, Quelle: google maps) des Messstandorts in Wölfnitz. Blau markiert ist die straßennahe, orange markiert die Hintergrundstation	94
Abbildung 69: Plan (links) und Luftbild (rechts) der Messstation Graz Don Bosco	95
Abbildung 70: Korrelation von PM ₁₀ und NO _x der Messstation Gaz Don Bosco (links) und Masenberg (rechts), (Basis: MMW, Quelle: Amt der Stmk. LR).....	95
Abbildung 71: Korrelation der NO _x Konzentrationen [µg/m ³] Hintergrund, straßennah (links), Korrelation der PM ₁₀ Konzentrationen [µg/m ³] Hintergrund, straßennah (rechts) am Untersuchungsstandort Klagenfurt Viktring.....	96
Abbildung 72: Korrelation der PM ₁₀ Gesamt-Emissionen zu PM ₁₀ non exhaust	97
Abbildung 73: Korrelation der NO _x Konzentrationen Hintergrund und straßennah in Wölfnitz (links), Korrelation der PM ₁₀ Konzentrationen Hintergrund und straßennah in Wölfnitz (rechts)	97

Abbildung 74: Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren für PM ₁₀ non exhaust im Überlandbereich	99
Abbildung 75: PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren im Vergleich (Überland / Innerorts).....	99
Abbildung 76: Vergleich verschiedener PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren (links: PKW, rechts: SNF)	100
Abbildung 77: Vergleich der PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren innerorts dieses Arbeit (50 km/h) und Hüglin (stop and go) [28]	101
Abbildung 78: grafische Darstellung verschiedenen PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren	102
Abbildung 79: PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren [g/h] für PKW (links) und SNF (rechts)	103

IX. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Emissionsgrenzwerte nach EU Norm	14
Tabelle 2: Übersicht der untersuchten Tunnel in Österreich	22
Tabelle 3: Vergleich der NO _x Emissionen RVS alt und neuer Ansatz.....	30
Tabelle 4: statistische Auswertung des Vergleichs Messung/Simulation (NEMO) für NO _x	33
Tabelle 5: Emissionsfaktoren für NO _x nach HBEFA	34
Tabelle 6: statistische Auswertung des Vergleichs Messung/Simulation (HBEFA) für NO _x ...	36
Tabelle 7: statistische Auswertung des Vergleichs Messung/Simulation für CO	44
Tabelle 8: Flottenverteilung nach Emissionsstandards für 2010 in Österreich	49
Tabelle 9: Flottenverteilung nach Fahrzeugtyp für 2010 in Österreich.....	49
Tabelle 10: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Australien	50
Tabelle 11: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2010 in Algerien	51
Tabelle 12: Flottenverteilung nach Emissionsstandards 2007 in China	51
Tabelle 13: Faktor für Länder mit Abgasstandard B.....	54
Tabelle 14: Faktor für Länder mit Abgasstandard C	54
Tabelle 15: Einteilung der Fahrzeugflotte in Emissionsstandards A bis C	55
Tabelle 16: Emissionsfaktoren für Otto PKW für NO _x und CO, Österreich	56
Tabelle 17: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für NO _x und CO, Österreich.....	56
Tabelle 18: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für CO, Österreich.....	57
Tabelle 19: Emissionsfaktoren für SNF für NO _x und CO, Österreich.....	57
Tabelle 20: Emissionsfaktoren für SNF für Sichttrübung, Österreich.....	58
Tabelle 21: Emissionsfaktoren für NO _x getrennt nach SNF Kategorie und Abgasnorm für 2010	58
Tabelle 22: Emissionsfaktoren für PM getrennt nach SNF Kategorie und Abgasnorm.....	59
Tabelle 23: Emissionsfaktoren für CO getrennt nach SNF Kategorie und Abgasnorm.....	59
Tabelle 24: Massenfaktoren zwischen SNF Flottenmix und Solo LKW bzw. SNF	59
Tabelle 25: Vergleich der Einflussfaktoren für die Seehöhe	60
Tabelle 26: Zeitfaktoren für CO (links) und NO _x (rechts) für PKW	61
Tabelle 27: Zeitfaktoren für CO (links) und NO _x (rechts) für SNF	61
Tabelle 28: Zeitfaktoren für Sichttrübung PKW Diesel (links) und SNF (rechts)	62
Tabelle 29: Parameter für die Beispielrechnungen	64

Tabelle 30: Frischluftbedarf Österreich für 2010 und 2010, alte und neue Emissionsfaktoren (Tabelle)	66
Tabelle 31: Frischluftbedarf Algerien für 2010 und 2010, alte und neue Emissionsfaktoren (Tabelle)	68
Tabelle 32: Frischluftbedarf Australien für 2010 und 2010, Vergleich zu Österreich (Tabelle)	70
Tabelle 33: Frischluftbedarf China für 2007, Vergleich zu Österreich 2007 (Tabelle).....	72
Tabelle 34: Emissionsfaktoren PM ₁₀ non exhaust (Differenz aus simulierten und gemessenen PM ₁₀ Emissionen)	78
Tabelle 35: Emissionsfaktoren PM ₁₀ non exhaust (Differenz aus PM ₁₀ und PM _{2,5}).....	79
Tabelle 36: Emissionsfaktoren PM _{2,5} non exhaust	81
Tabelle 37: Vergleich EFa PM ₁₀ non exhaust	81
Tabelle 38: bisherige Emissionsfaktoren für PM non exhaust nach PIARC [4].....	87
Tabelle 39: bisherige Emissionsfaktoren für Sichttrübung nach PIARC [4]	87
Tabelle 40: Emissionsfaktoren für Sichttrübung nach RVS [2].....	88
Tabelle 41: Emissionsfaktoren PM _{2,5} non exhaust	89
Tabelle 42: geschwindigkeitsabhängige Sichttrübungsfaktoren PM _{2,5} non exhaust	89
Tabelle 43: Kenndaten der untersuchten Messstandorte.....	94
Tabelle 44: Emissionsfaktoren PM ₁₀ non exhaust Viktring (urban)	96
Tabelle 45: Emissionsfaktoren PM ₁₀ non exhaust Klagenfurt Wölfnitz (Tempolimit: 80 km/h)	98
Tabelle 46: Emissionsfaktoren PM ₁₀ non exhaust Mooskirchen (Tempolimit: 100 km/h).....	98
Tabelle 47: Übersicht der ermittelten Emissionsfaktoren für PM ₁₀ non exhaust im Überlandbereich	99
Tabelle 48: PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren aus der Literatur.....	100
Tabelle 49: Überblick über PM ₁₀ non exhaust Emissionsfaktoren.....	102
Tabelle 50: Emissionsfaktoren für Otto PKW für NO _x , und CO, Australien.....	107
Tabelle 51: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für NO _x und CO, Australien	107
Tabelle 52: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für Sichttrübung, Australien	108
Tabelle 53: Emissionsfaktoren für SNF für NO _x und CO, Australien	108
Tabelle 54: Emissionsfaktoren für SNF für Sichttrübung, Australien	109
Tabelle 55: Emissionsfaktoren für Otto PKW für NO _x , und CO, Algerien	109
Tabelle 56: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für NO _x und CO, Algerien	110

Tabelle 57: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für Sichttrübung, Algerien	110
Tabelle 58: Emissionsfaktoren für SNF für NO _x und CO, Algerien	111
Tabelle 59: Emissionsfaktoren für SNF für Sichttrübung, Algerien	111
Tabelle 60: Emissionsfaktoren für Otto PKW für NO _x , und CO, China	112
Tabelle 61: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für NO _x und CO, China	112
Tabelle 62: Emissionsfaktoren für Diesel PKW für Sichttrübung, Algerien	113
Tabelle 63: Emissionsfaktoren für SNF für NO _x und CO, China	113
Tabelle 64: Emissionsfaktoren für SNF für Sichttrübung, China	114

X. Formelverzeichnis

Formel 1: Zusammenhang zwischen Sichttrübung und $PM_{2,5}$ Konzentration [4], [5].....	8
Formel 2: Anzahl der Fahrzeuge im Tunnel bei Stillstand.....	15
Formel 3: Anzahl der Fahrzeuge im Tunnel bei Verkehrsfluss	15
Formel 4: benötigter Frischluftbedarf	15
Formel 5: Berechnung der Emissionen [Masse/(Länge*Zeiteinheit)] im Tunnel	18
Formel 6: Berechnung des Volumenstroms im Tunnel	18
Formel 7: Reaktion von O_3 und NO	38
Formel 8: Berechnung der Konzentration [mol].....	39
Formel 9: Berechnung der Masse NO aus Masse NO_2	40
Formel 10: Zusammensetzung des Emissionsfaktors für PM non exhaust	78
Formel 11: Berechnung der PM_{10} non exhaust Emissionen im Freiland.....	92