



Mautumgehung - Emissions- und Immissionsberechnung

Erstellt für das

Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Fachabteilung 17C

A-8010 Graz, Landhausgasse 7, Tel. 877/2172

Bericht Nr.: FVT-32/04/Hei V&U 04/33/6300 vom 24.06.2004

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

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

ISO 9001

Inffeldgasse 21A A-8010 Graz

Tel.: +43/(0)316/873-7200 Fax: +43/(0)316/873-7700 fvt@fvkma.tu-graz.ac.at

Mautumgehung - Emissions- und Immissionsberechnung

Fachbereich: Verkehr & Umwelt

Inffeldgasse 21A, A-8010 Graz

Tel.: +43 (0) 316-873-7581

Freigegeben	Univ.-Prof. Dr. Helmut Eichlseder		
Geprüft	A. Univ.-Prof. Dr. Peter Sturm		
Erstellt	DI Bernhard Heiden, Dr. Dietmar Öttl	24.6.2004	

Bericht Nr. FVT-32/04/Hei V&U 04/33/6300 vom 24.06.2004

INHALTSVERZEICHNIS

Mautumgehung - Emissions- und Immissionsberechnung

1.	AUFGABENSTELLUNG	4
2.	EMISSIONEN	5
2.1.	Methodik Emissionen	5
2.2.	Ergebnisse Emissionen	6
2.2.1.	Emissionen NO _x und PM ₁₀	6
2.2.2.	Allgemeine Abhängigkeit der Verkehrszunahme	10
3.	IMMISSIONEN	13
3.1.	Methodik Immission	13
3.1.1.	Modellbeschreibung	13
3.1.2.	Windschwache Wetterlagen	14
3.1.3.	NO-NO ₂ Umwandlung	15
3.1.4.	Windrichtungsverteilung	16
3.1.5.	Konzentrationen	16
3.2.	Ergebnisse Zusatzbelastung	18
4.	LITERATUR	21

1. AUFGABENSTELLUNG

Durch die Einführung der LKW Maut ergab sich ein massives Ausweichen des LKW- Verkehrs auf die umliegenden Landes-/ und Bundesstraßen. Durch die Verlagerung der LKW Transporte kommt es zu einer lokalen Erhöhung der Luftschadstoffbelastung. Diese wird mit Hilfe eines mathematischen Ausbreitungsmodells mit vereinfachten Annahmen berechnet. Betrachtet werden hierbei zwei LKW-relevante Luftschadstoffe Stickstoffdioxid (NO₂) und emissionsbedingter Feinstaub (PM₁₀). Dabei wurden Auspuff- sowie Bremsen- und Reifenabriebs-Emissionen berücksichtigt.

Des weiteren ist gefragt welcher genereller Zusammenhang zwischen Immissionszunahme und Verkehrszunahme besteht.

In Tabelle 1 sind die Eckdaten des Verkehrs und der Verkehrszunahme aufgrund der Mautumfahrung gegeben.

Tabelle 1 Emissionszunahme aufgrund der Mautumfahrung; In der Rubrik DTV 2003 ist der durchschnittliche tägliche Tagesverkehr (Fahrzeuge/24h) vor der Mautumfahrung angegeben, in der Rubrik DTV 2003 neu, derjenige Anteil des Verkehrs aufgrund dieser. Die Anzahl der LKW in 24h ist in der Rubrik LKW angegeben, die Zunahme in „Zunahme LKW,“. SV bezeichnet den Schwerverkehrsanteil.

Straße	DTV 2003	LKW	Zunahme (100% LKW)	SV	DTV 2003 neu	SV_neu	relative Zunahme SV	SV_Zunahme
B 54 - Kaibing	6 013	459	189	7.6%	6202	10.4%	37%	41%
B 138 - Pyhrn	2850	223	44	7.8%	2894	9.2%	18%	20%
B 113 - Wald	1253	151	284	12.1%	1537	28.3%	135%	188%
B 116 - Niklasdorf	6202	483	396	7.8%	6598	13.3%	71%	82%
B 67 - Neudorf/Wildon	4812	476	297	9.9%	5109	15.1%	53%	62%
B67	3840	175	197	4.6%	4037	9.2%	102%	113%
L 518- Kobenz	2345	81	110	3.5%	2455	7.8%	125%	136%

2. EMISSIONEN

2.1. Methodik Emissionen

Es wurden die Emissionsfaktoren für den Verkehr auf den gegebenen Straßen nach dem Emissionsfaktorenhandbuch HBEFA 2.1 [1] berechnet. Dazu wurde der Zyklus AO_HVS1, also außerorts Hauptverkehrsstraße mit einer mittleren Durchschnittsgeschwindigkeit von 77 km/h (siehe Tabelle 2) verwendet, außerdem wurden Emissionsfaktoren für den Reifen und Bremsenabrieb der Literatur entnommen (Tabelle 3).

Tabelle 2 Emissionsfaktoren laut HBEFA 2.1 in g/km

2003	NO _x	PM ₁₀
AM_1_PKW	0.35	0.0212
AM_1_LKW	6.171	0.149

Tabelle 3 Emissionsfaktoren für Reifenabrieb nach [2] und [3] in g/km

	PM Reifenabrieb	PM Bremsen
PKW	0.0061	0.011
LKW	0.031	0.16

Aus diesen Emissionsfaktoren wurden die Emissionen auf den angegebenen Straßen vor und nach der Mautumfahrung mit dem multiplikativen Ansatz

$$E = (\text{Emissionsfaktor_LKW} \cdot \text{SV} + \text{Emissionsfaktor_PKW} \cdot (1 - \text{SV})) \cdot \text{Einheitslänge [kg/(km*h)]}$$

berechnet. Die Einheitslänge beträgt 1km. Die Steigungseinflüsse wurden nicht berücksichtigt.

2.2. Ergebnisse Emissionen

2.2.1. Emissionen NO_x und PM₁₀

Die Ergebnisse sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 für die jeweiligen Straßen angegeben. Dabei bezeichnet „PM₁₀“ die reine abgasbedingte Emission, „PM₁₀ Reifenabrieb“ die durch Reifenabrieb verursachten PM₁₀ Emissionen, „PM₁₀ Bremsen“ die durch Bremsenabrieb bedingten Emissionen und „PM₁₀ gesamt“ die Summe der so ermittelten PM₁₀ Emissionen. Die aufwirbelungsbedingten PM₁₀ Emissionen wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 4 Emissionen auf den untersuchten Straßen je km Länge, bei gegebenem DTV vor der Mautumfahrung

2003

Straßennamen	DTV [veh/24h]	SV %	NO _x [kg/(km*h)]	PM ₁₀ [kg/(km*h)]	PM ₁₀ Reifenabrieb [kg/(km*h)]	PM ₁₀ Bremsen [kg/(km*h)]	PM ₁₀ gesamt [kg/(km*h)]
B54-Kaibing	6 013	7.6%	1.99E-01	7.76E-03	2.00E-03	5.61E-03	1.54E-02
B138-Phyrn	2850	7.8%	9.58E-02	3.71E-03	9.56E-04	2.69E-03	7.35E-03
B113 -Wald	1253	12.1%	5.49E-02	1.91E-03	4.75E-04	1.51E-03	3.90E-03
B116-Niklasdorf	6202	7.8%	2.08E-01	8.06E-03	2.08E-03	5.84E-03	1.60E-02
B67-Neudorf_Wildon	4812	9.9%	1.86E-01	6.79E-03	1.72E-03	5.16E-03	1.37E-02
B67	3840	4.6%	9.86E-02	4.33E-03	1.16E-03	2.85E-03	8.33E-03
L518-Kobenz	2345	3.5%	5.39E-02	2.50E-03	6.80E-04	1.58E-03	4.76E-03
SUMME:			0.8961	0.0351	0.0091	0.0252	0.0694

Tabelle 5 Emissionen auf den untersuchten Straßen je km Länge, bei gegebenem DTV nach der Mautumfahrung

2003 neu

Straßennamen	DTV [veh/24h]	SV %	NO _x [kg/(km*h)]	PM ₁₀ [kg/(km*h)]	PM ₁₀ Reifenabrieb [kg/(km*h)]	PM ₁₀ Bremsen [kg/(km*h)]	PM ₁₀ gesamt [kg/(km*h)]
B54-Kaibing	6202	10.4%	2.48E-01	8.94E-03	2.25E-03	6.87E-03	1.81E-02

B138-Pyhrn	2894	9.2%	1.07E-01	3.98E-03	1.01E-03	2.98E-03	7.98E-03
B113 -Wald	1537	28.3%	1.28E-01	3.68E-03	8.42E-04	3.41E-03	7.93E-03
B116-Niklasdorf	6598	13.3%	3.10E-01	1.05E-02	2.59E-03	8.48E-03	2.16E-02
B67-Neudorf_Wildon	5109	15.1%	2.62E-01	8.64E-03	2.10E-03	7.14E-03	1.79E-02
B67	4037	9.2%	1.49E-01	5.55E-03	1.41E-03	4.16E-03	1.11E-02
L518-Kobenz	2455	7.8%	8.22E-02	3.19E-03	8.22E-04	2.31E-03	6.32E-03
SUMME:			1.2861	0.0445	0.0110	0.0353	0.0909

Daraus ergibt sich eine Zunahme der Emission von NO_x von 0.8961 kg/(km*h) auf 1.2861 kg/(km*h) also um 44% und der auspuffbedingten Partikel von 0.0351 kg/(km*h) auf 0.044 kg/(km*h) also um 27%.

Die Zunahme der Emissionen durch die Mautumfahrung auf den einzelnen Straßen sowie des DTV und des Schwerverkehrsanteils SV ist in Tabelle 6 angegeben.

Tabelle 6 Lokale Zunahmen der einzelnen Schadstoffemissionen der DTV und des SV auf den einzelnen Straßen in % gegenüber dem Zustand ohne Mautumfahrung

Straßennamen	%DTV	%SV	%NO _x	%PM ₁₀	%PM ₁₀ Reifenabrieb	%PM ₁₀ Bremsen	%PM ₁₀ gesamt
B54-Kaibing	3.1%	36.9%	24.4%	15.1%	12.2%	22.5%	17.4%
B138-Pyhrn	1.5%	17.9%	11.8%	7.4%	5.9%	10.9%	8.5%
B113 -Wald	22.7%	134.8%	132.9%	92.3%	77.2%	125.2%	103.3%
B116-Niklasdorf	6.4%	71.1%	49.0%	30.6%	24.6%	45.2%	35.1%
B67-Neudorf_Wildon	6.2%	53.0%	41.1%	27.2%	22.3%	38.4%	30.8%
B67	5.1%	102.2%	51.4%	28.3%	22.0%	46.1%	33.5%
L518-Kobenz	4.7%	125.2%	52.4%	27.3%	20.9%	46.5%	32.8%

In Abbildung 1 bis Abbildung 4 sind die Emissionen bzw. die Emissionszunahme der Schadstoffe NO_x und PM₁₀ bildlich dargestellt. In Abbildung 5 ist die prozentuelle Zunahme der Emissionen für die einzelnen Straßenabschnitte angegeben.

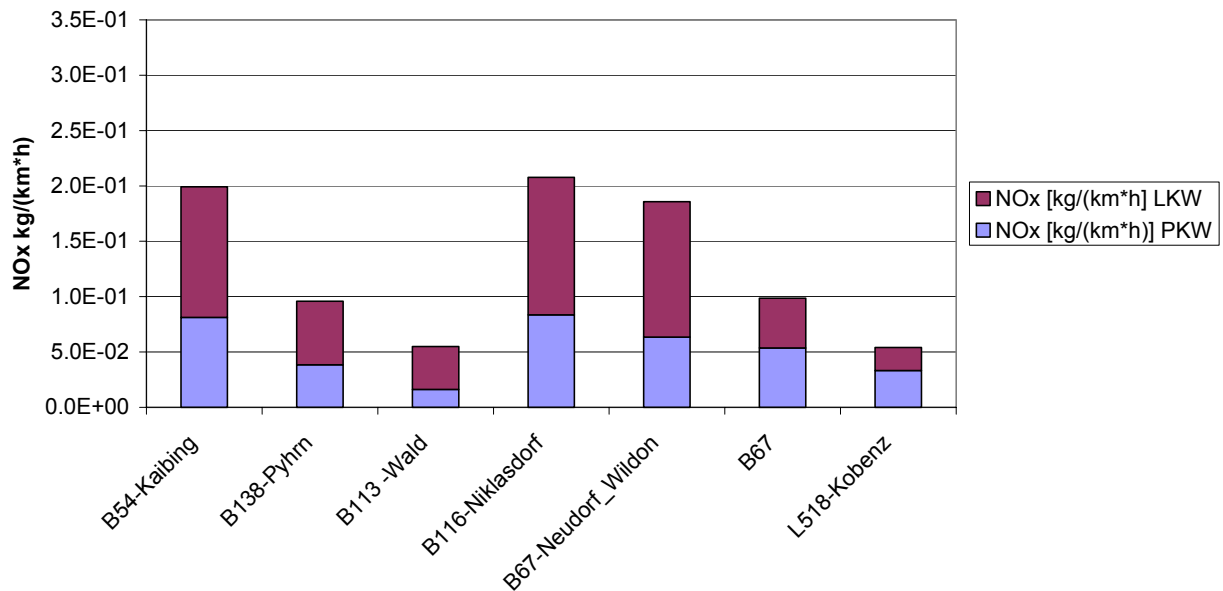


Abbildung 1 NO_x Emissionen auf den einzelnen Straßen vor der Umfahrung

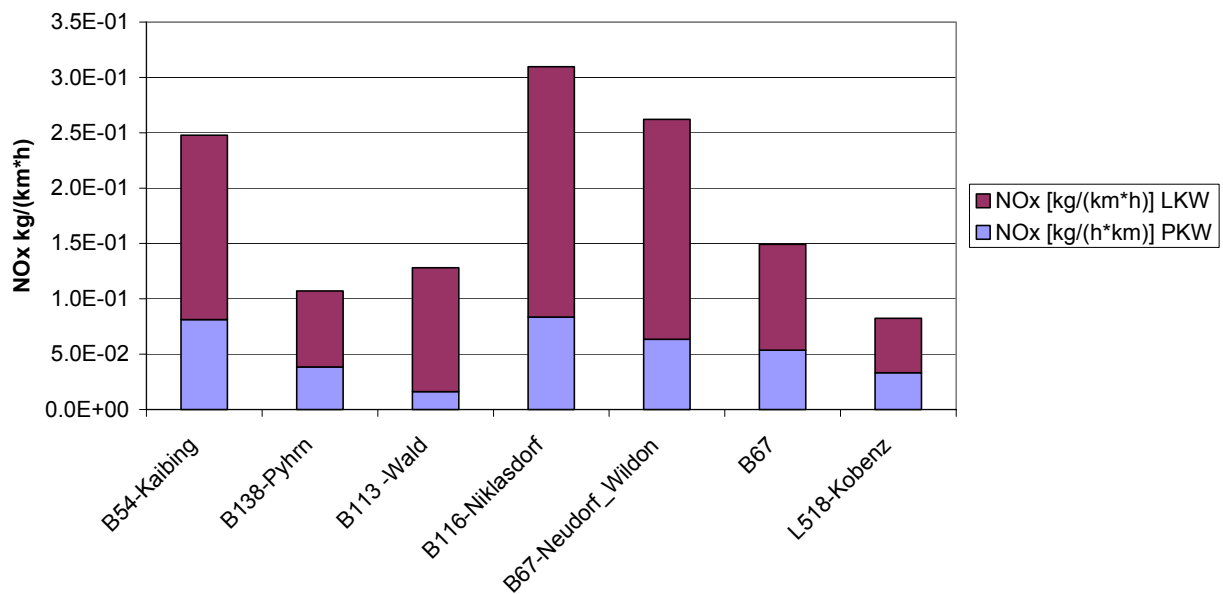


Abbildung 2 NO_x Emissionen auf den einzelnen Straßen nach der Umfahrung

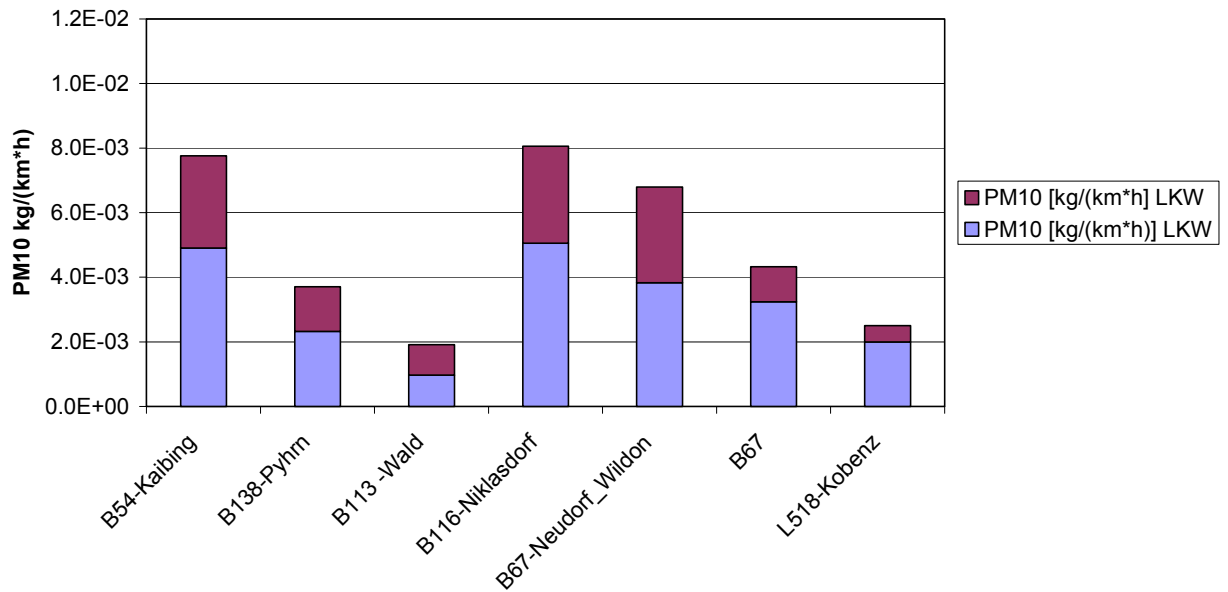


Abbildung 3 PM₁₀ Auspuff Emissionen auf den einzelnen Straßen vor der Umfahrung

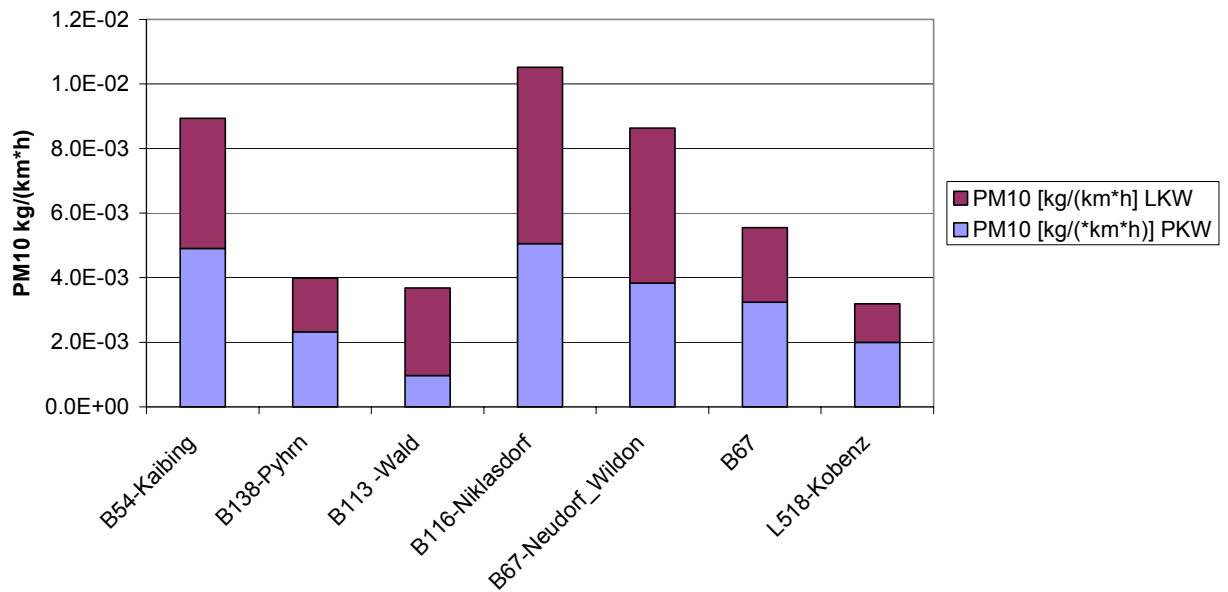


Abbildung 4 PM₁₀ Auspuff Emissionen auf den einzelnen Straßen nach der Umfahrung

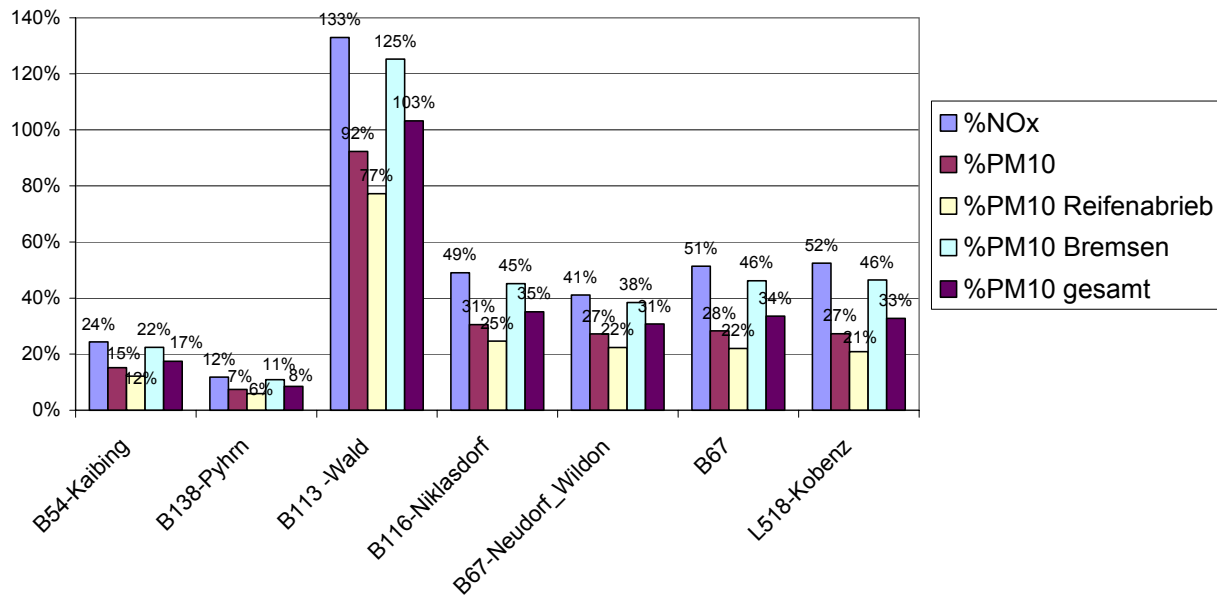


Abbildung 5 Prozentuelle Zunahme der Emissionen auf den einzelnen Straßen für NO_x und die PM₁₀ Kategorien

2.2.2. Allgemeine Abhängigkeit der Verkehrszunahme

Wenn man die DTV variiert und dazu den Schwerverkehrsanteil als Parameter aufträgt, dann bekommt man eine allgemeine Abhängigkeit der Emissionen. Dies ist in Abbildung 6 und Abbildung 7 veranschaulicht. In Abbildung 8 und Abbildung 9 ist der allgemeine Zusammenhang mit den einzelnen Straßen und dem Anstieg des JDTV bei ansteigendem SV für NO_x und PM₁₀ eingetragen.

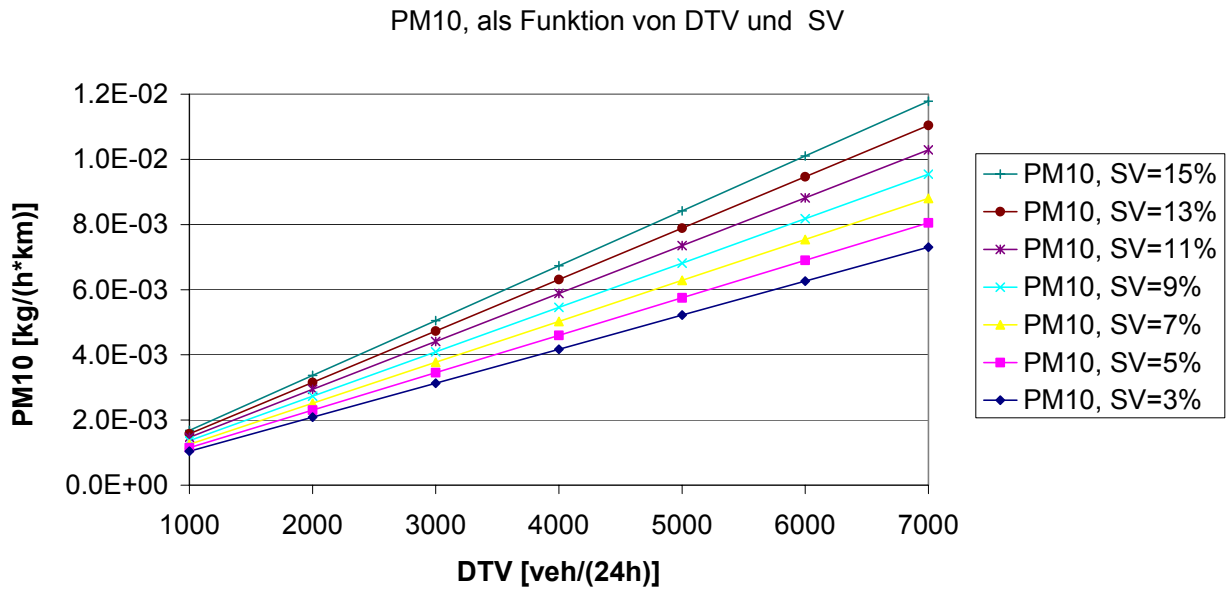


Abbildung 6 PM₁₀ Emissionen im Abgas als Funktion des DTV mit dem Schwerverkehrsanteil SV als Parameter. Der DTV entspricht typischen Straßen von 1000-7000 veh/24h, der SV geht von 3% bis 15%

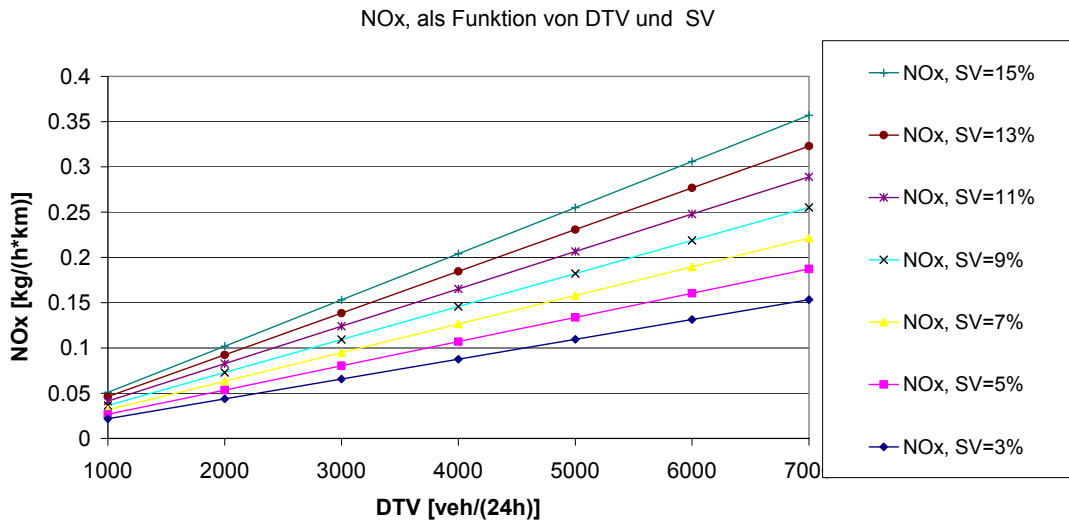


Abbildung 7 NO_x Emissionen als Funktion des DTV mit dem Schwerverkehrsanteil SV als Parameter. Der DTV entspricht typischen Straßen von 1000-7000 veh/24h, der SV geht von 3% bis 15%

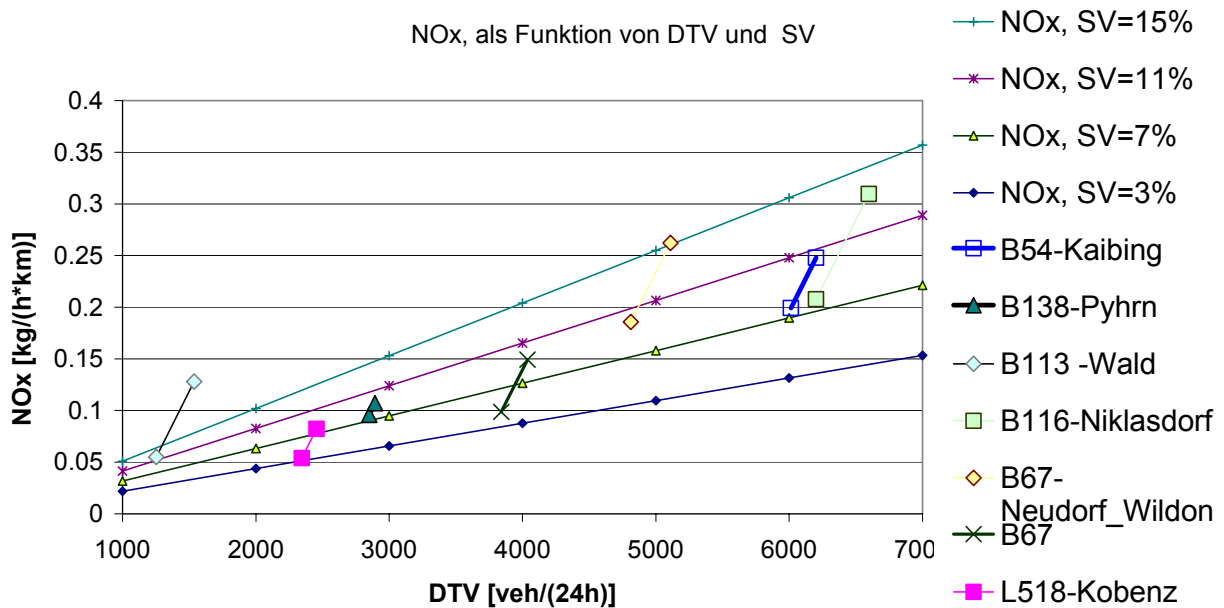


Abbildung 8 NO_x Emissionen als Funktion des DTV mit dem Schwerververkehrsanteil SV als Parameter. Der DTV entspricht typischen Straßen von 1000-7000 veh/24h, der SV geht von 3% bis 15% - dazu sind die angestiegenen Emissionswerte für die Straßenabschnitte angegeben.

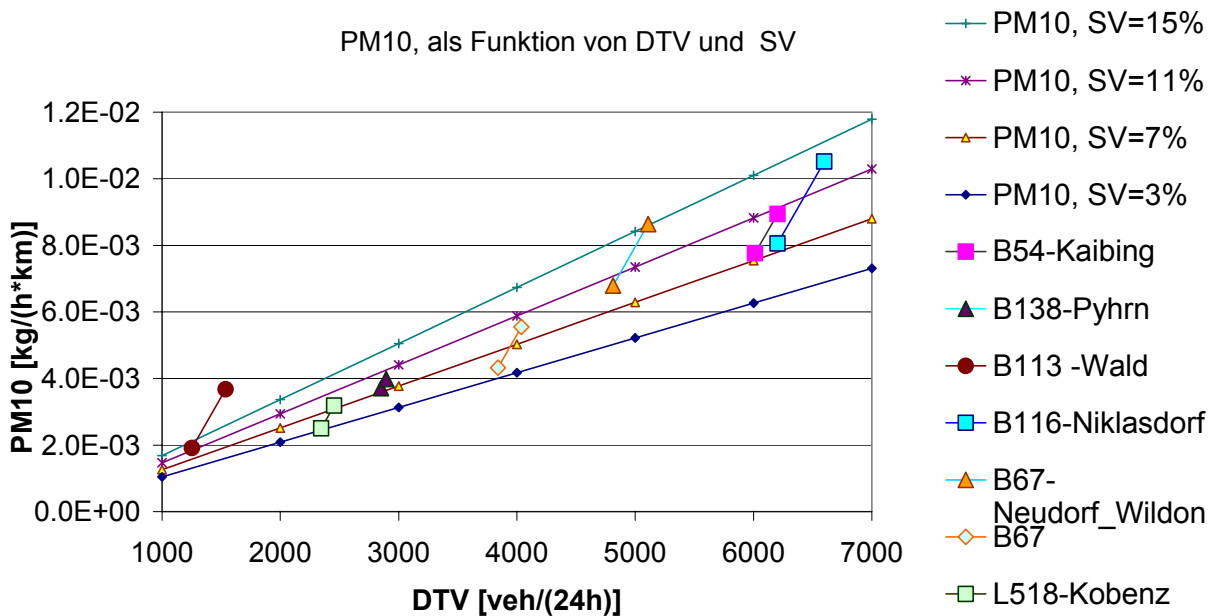


Abbildung 9 PM₁₀ Emissionen als Funktion des DTV mit dem Schwerververkehrsanteil SV als Parameter. Der DTV entspricht typischen Straßen von 1000-7000 veh/24h der SV geht von 3% bis 15% - dazu sind die angestiegenen Emissionswerte für die Straßenabschnitte angegeben.

3. IMMISSIONEN

3.1. Methodik Immission

3.1.1. Modellbeschreibung

Für die Abschätzung der Immissionszusatzbelastungen wurde in dieser Untersuchung das Lagrange'sche Partikelmodell GRAL [9] verwendet. Dieses kann den Einfluss der meteorologischen Verhältnisse, die Lage der Emissionsquellen, die Vorverdünnung durch Fahrzeugturbulenz und den Einfluss von windschwachen Wetterlagen berücksichtigen.

Im Gegensatz zu Gauß-Modellen, die für gewisse Einschränkungen (homogenes Windfeld, homogene Turbulenz, ebenes Gelände, etc.) eine analytische Lösung der Advektions-Diffusionsgleichung verwenden, unterliegen Lagrange-Modelle weniger Einschränkungen. Bei diesen Modellen wird die Schadstoffausbreitung durch eine große Anzahl von Teilchen simuliert, deren Bewegung durch das vorgegebene Windfeld sowie einer überlagerten Turbulenz bestimmt ist. Der Vorteil liegt darin, dass inhomogene Wind- und Turbulenzverhältnisse berücksichtigt werden können. Außerdem können im Prinzip beliebige Formen von Schadstoffquellen simuliert werden. Straßenemissionen werden gleichmäßig auf eine fiktive Volumenquelle verteilt. Der Grund für diese Vorgangsweise liegt darin, dass Fahrzeuge im Straßenbereich eine zusätzliche Turbulenz durch den Fahrzeugschub erzeugen, die nicht direkt durch die vorliegenden meteorologische Messungen in die Berechnung eingeht. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Kfz-Emissionen im Straßenraum rasch bis auf eine Höhe von 3 m verteilen.

Gauß-Modelle neigen generell zum Überschätzen von Konzentrationsbelastungen bei windschwachen Wetterlagen sowie für jene Fälle, wo die Windrichtung oft parallel zu Linienquellen (hier A12) ist (z.B. [7], [1], [6], [8], [14] und [11]). Da diese beiden Umstände im gegebenen Fall häufig auftreten, sind Gauß-Modelle wegen den daraus resultierenden Unsicherheiten in den berechneten Konzentrationen für diese Untersuchung ungeeignet.

Für die Bestimmung von Immissionskonzentrationen wurde in einem festgelegten Gitter zu jedem Zeitpunkt die Anzahl an Teilchen in jedem Gittervolumen ermittelt und über die Zeit

integriert. Da erfahrungsgemäß die vertikalen Konzentrationsgradienten höher sind als die horizontalen, wurde ein Auszählgitter verwendet, dessen horizontale Abmessung 10 m und in der Vertikale 1 m beträgt. Damit werden die räumlichen Gradienten der Konzentration genügend genau erfasst und statistische Unsicherheiten vermieden.

Als weitere Eingabe benötigt ein Lagrange-Modell Angaben zu Mischungsschichthöhen. Das ist jene Höhe über Grund, bis zu welcher nennenswerte vertikale Durchmischungsprozesse stattfinden. Tagsüber ist diese Höhe etwa gleichzusetzen mit der Lage der freien Inversion. Da in dieser Arbeit ausschließlich bodennahe Konzentrationen aus dem Straßenverkehr betrachtet werden, ist die Lage der Mischungsschichthöhe tagsüber von untergeordneter Bedeutung. Es wurde eine Höhe von 800 m über Grund tagsüber angenommen. In der Nacht bzw. bei stabiler bis neutraler Schichtung der Atmosphäre entspricht die Mischungsschichthöhe etwa der Prandtschicht. Diese wurde entsprechend den Beziehungen in Zannetti [16] parametrisiert.

Ältere Lagrange-Modelle erfüllen oft das sogenannte *well-mixed* Kriterium bei konvektiven Bedingungen (Ausbreitungsklassen 2 und 3 nach ÖNorm M9440) nicht. Dieses besagt, dass ein initial gleich verteilter Schadstoff auch nach einiger Ausbreitungszeit gleich verteilt bleiben muss, also dass sich keine Ansammlung von Teilchen bilden darf. Im verwendeten Lagrange-Modell wird für konvektive (labile) Bedingungen ein Algorithmus angewandt, der diese wichtige Bedingung erfüllt [5].

3.1.2. Windschwache Wetterlagen

Windschwache Wetterlagen stellen für die Ausbreitungsrechnung aus mehrerer Hinsicht eine Schwierigkeit dar. Bei Verwendung von Gauß-Modellen, in denen stationäre Verhältnisse angenommen werden, kommt es bei sehr geringen Windgeschwindigkeiten (<1,5 m/s), wie bereits erwähnt, zu unrealistisch hohen Werten. Bei Lagrange-Modellen besteht diese Problematik in geringerem Ausmaß. Allerdings gab es bis jetzt keine gültige Parametrisierung der benötigten Turbulenzparameter für windschwache Wetterlagen. Werden die für höhere Windgeschwindigkeiten abgeleiteten Parametrisierungen herangezogen, so ergeben sich im Allgemeinen zu hohe Immissionskonzentrationen. Der Grund liegt darin, dass windschwache Situationen meistens mit großen Windrichtungsänderungen verbunden sind, was zur schnelleren

Verdünnung der Luftschadstoffe beiträgt. Beim verwendeten Lagrange-Modell wurde ein eigens [9] entwickelter Algorithmus implementiert, der den Effekt der erhöhten Turbulenz in windschwachen Wetterlagen berücksichtigt. Dieser Effekt wurde u. a. in Tracergas-Experimenten gefunden ([13], [15]). GRAL ist derzeit das einzige Ausbreitungsmodell, welches basierend auf wissenschaftlichen Untersuchungen die besonderen Turbulenzverhältnisse während windschwacher Wetterlagen berücksichtigt.

3.1.3. NO-NO₂ Umwandlung

Die vom KFZ-Verkehr emittierten Stickstoffoxid-Emissionen (NO_x) bestehen zum Großteil aus NO. Nach dem Austritt aus der Auspuffanlage wird in der Folge NO zu NO₂ oxidiert. Eine detaillierte Berechnung dieses Oxidationsprozesses mittels geeignetem Chemiemodell ist für diese Untersuchung nicht sinnvoll, da hierfür mehrere Eingangsparameter notwendig wären, welche nicht zur Verfügung stehen (z. B. Strahlungsdaten, Temperaturverteilung, Ozongehalt, HC-Gehalt, usw.).

Als einfache Alternative zur Ermittlung der NO₂-Umwandlung wird häufig ein empirischer Ansatz gemäß dem Entwurf zur VDI-Richtlinie 3782, 1998 [12] verwendet. Dabei werden die emittierten Stickstoffoxide NO_x (Summe aus NO₂ und NO, wobei NO als NO₂ gerechnet wird) zuerst inert betrachtet und die Konzentration berechnet. Mit Hilfe dieser Konzentrationsverteilung wird dann mit der Beziehung

$$NO_2 = NO_x \cdot \left[\frac{A}{NO_x + B} + C \right]$$

die NO₂-Konzentration ermittelt. Die Parameter *A*, *B* und *C* wurden empirisch aus langen Messreihen für ca. 210 Stationen ermittelt. Die Werte für die Parameter sind in Tabelle 7 angegeben.

Tabelle 7: Parameter der Regressionskurven für den NO₂-Umwandlungsgrad nach Romberg et al. [12].

Konzentrationsgröße	Funktionsparameter		
	A	B	C
Jahresmittelwert	103	130	0,005

3.1.4. Windrichtungsverteilung

Als Windrichtungsverteilung für die Immissionsberechnung mit Gral wurde eine typische Windrose von Abbildung 10 genommen, wie sie im Süden von Graz vorkommt. Es wurde die Ausbreitung für den Fall berechnet, dass die Straße parallel zur Nord-Süd Richtung im Diagramm verläuft. Diese Annahme begründet sich dahingehend, dass Straßen in den Alpentälern weitgehend parallel zur häufigsten Windrichtung verlaufen.

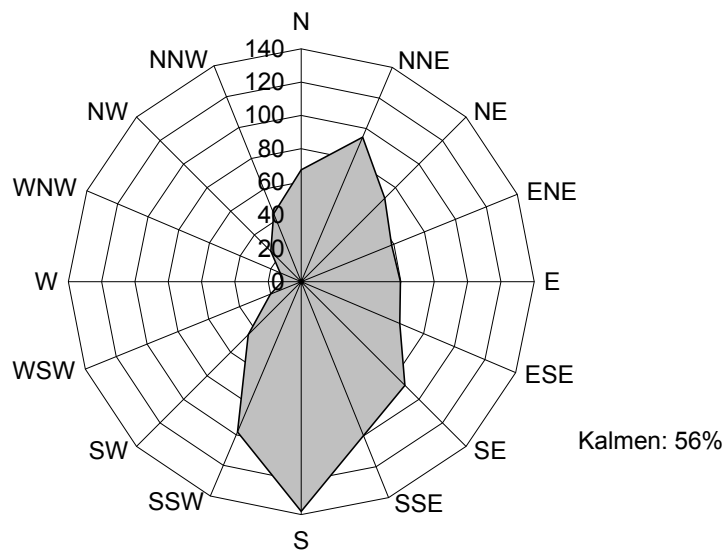


Abbildung 10 Windrosen für den berechneten Fall, bzw. entnommen einer Verteilung südlich von Graz

3.1.5. Konzentrationen

Wie sich die Konzentrationen exemplarisch aufteilen ist in Abbildung 11 dargestellt. Dazu wurde für alle Straßen eine Grundbelastung von 15 [µg/m³] NO_x angenommen. In Abbildung 11

sind die einzelnen Konzentrationen für eine Zusatzbelastung an LKW von JDTV=400 (veh/24h) berechnet. Dabei entspricht die Zusatzbelastung der mittleren Zusatzbelastung, gemittelt über alle Straßen, wobei die Abhängigkeit der Konzentration im Abstand von der Straße angegeben ist.

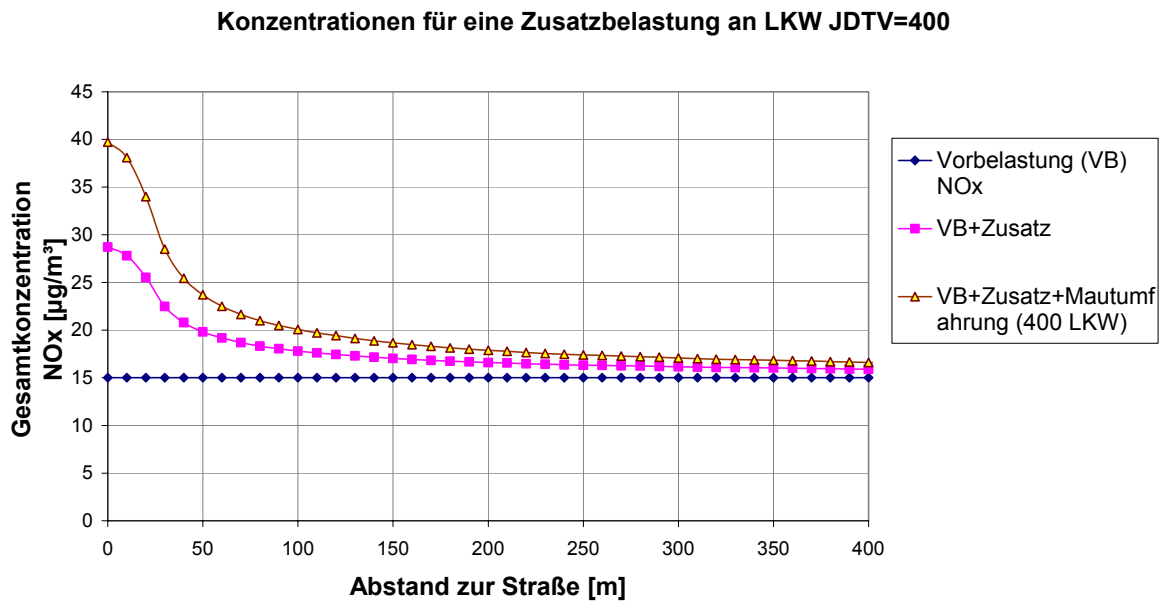


Abbildung 11 Berechnete NO_x Konzentrationen als JMW für eine Zusatzbelastung an LKW JDTV=400 (veh/24h); die Zusatzbelastung entspricht dem mittleren IST Zustand auf allen Straßen.

In Tabelle 8 ist die mittlere NO_x Belastung der Straßen beim Zustand vor und nach der Umfahrung an der Straße angegeben, sowie die prozentuelle Änderung für den Zustand nach der Mautumfahrung. Dabei ist der Mittelwert über alle Straßen 13.7 [µg/m³], während er durch die Mautumfahrung an der Straße auf 19.66 [µg/m³] angestiegen ist, also um 44%.

Tabelle 8 Immissionen der NO_x Belastung beim Ist Zustand an der Straße

	vor Umfahrung	nach Umfahrung	Zunahme in %	Zunahme
	[µg/m ³]	[µg/m ³]		Δ[µg/m ³]
B54-Kaibing	21.3	26.5	24.6%	5.2
B138-Pyhrn	10.3	11.4	11.7%	1.2
B113 -Wald	5.9	13.7	133.2%	7.8
B116-Niklasdorf	22.3	33.2	49.0%	10.9
B67-Neudorf_Wildon	19.9	28.0	40.9%	8.1
B67	10.6	15.9	51.1%	5.4
L518-Kobenz	5.8	8.8	52.5%	3.0

3.2. Ergebnisse Zusatzbelastung

Die Ergebnisse der Zusatzbelastung für NO_x, NO₂, PM₁₀ und PM_{10_gesamt} sind in den nachstehenden Tabellen gezeigt. Dabei wurde eine Grundbelastung von 15 [µg/m³] NO_x angenommen. Die Umrechnung erfolgte dann mit der zuvor angegebenen Rombergfunktion. Für die Berechnung mit Gral Version 3.5 wurde die Windrose in Abbildung 10 zugrundegelegt, wobei die Straße parallel zur Nord-Südrichtung angenommen wurde. Von der leicht asymmetrischen Verteilung wurde der Ast mit der geringfügig stärkeren Konzentrationsänderung genommen. Bei den vorliegenden Abschätzungen der Konzentrationserhöhung handelt es sich um Erhöhungen des Jahresmittelwertes. Es wurde untersucht welchem Einfluß eine Erhöhung des JDTV¹ des LKW-Verkehrs entspricht. Wie aus den bisherigen Daten hervorgeht liegen diese zwischen 44 und 396 Fahrzeuge mehr je 24h.

Bei der PM₁₀ Berechnung wurde lediglich die fahrzeugspezifische PM₁₀ Emission berechnet. Der Reifen und Bremsenabrieb, bzw. die Aufwirbelung wurde in der Abbildung 15 zusammen

¹ entspricht dem oben angegebenen DTV

mit den Auspuffimmissionen berücksichtigt. Nicht berücksichtigt wurden die Immissionen, die durch Aufwirbelung verursacht werden.

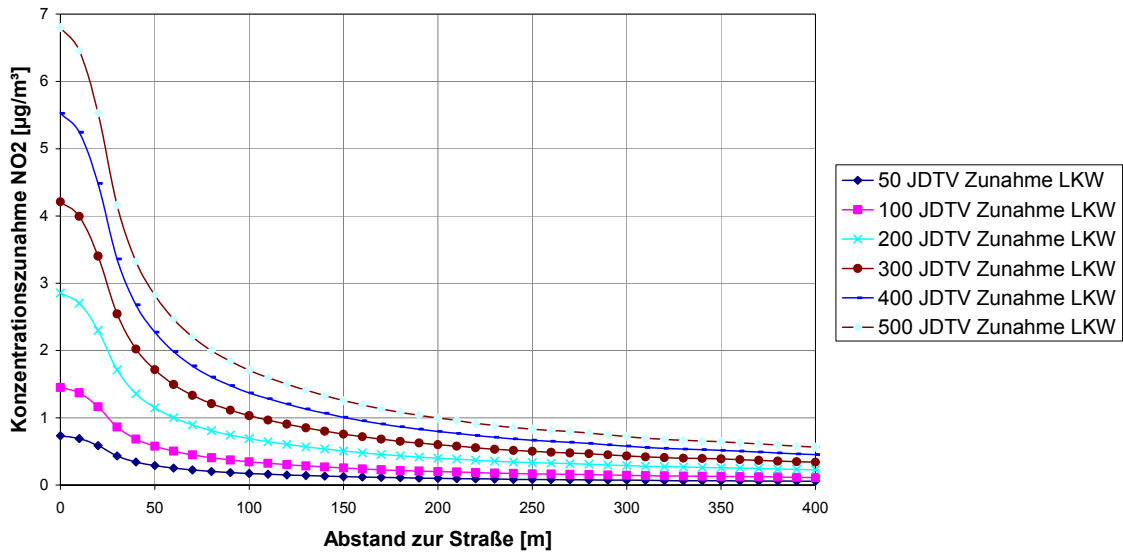


Abbildung 12 Konzentrationszunahme NO₂ in µg/m³

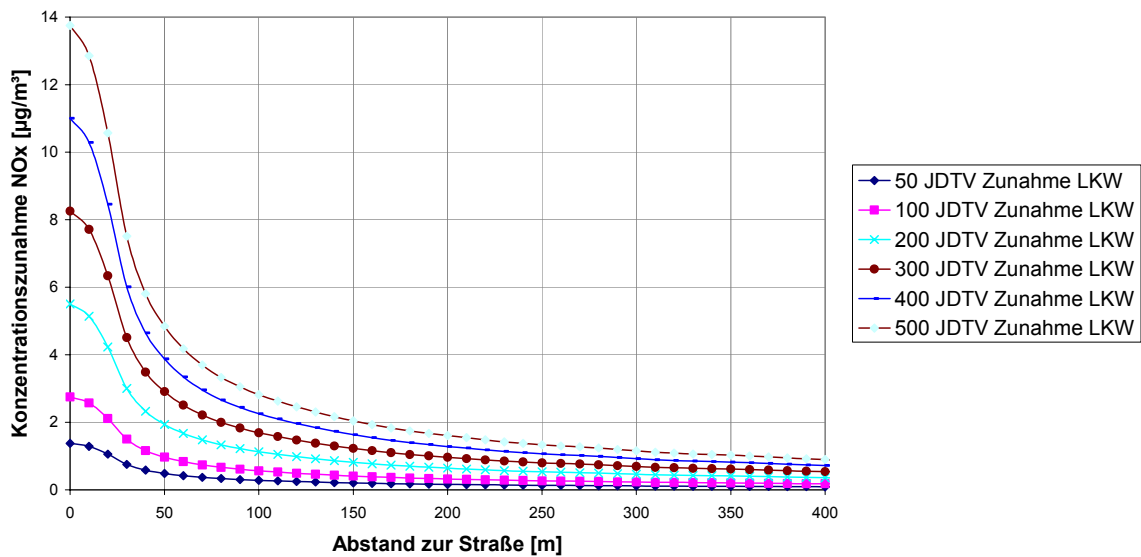


Abbildung 13 Konzentrationszunahme NO_x in µg/m³

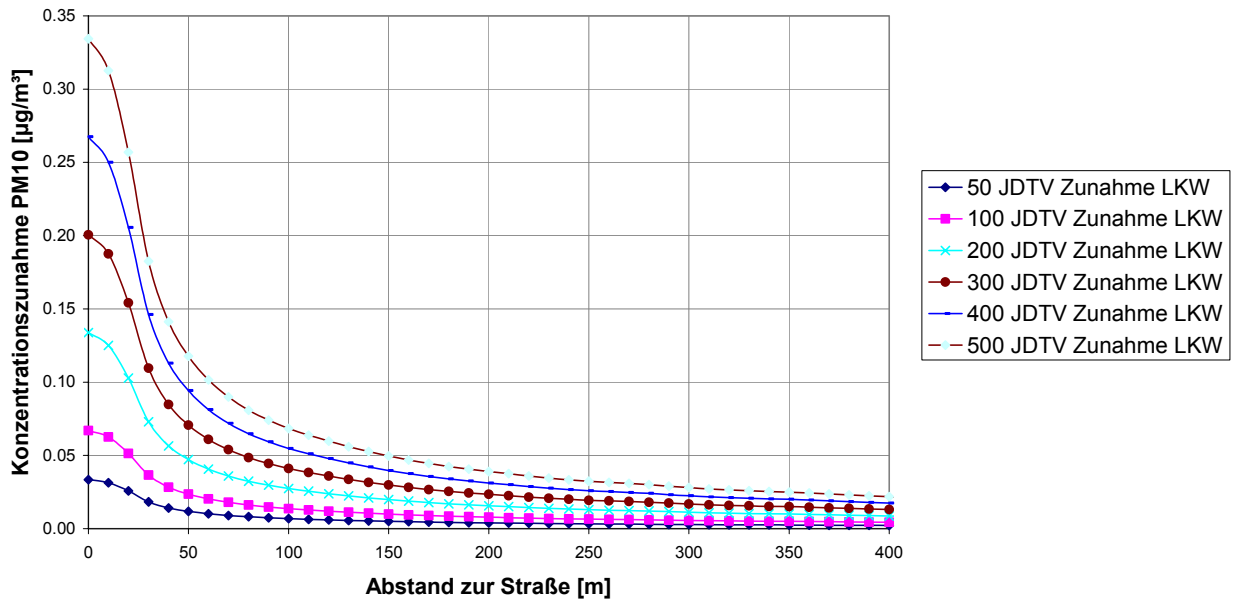


Abbildung 14 Konzentrationszunahme PM₁₀ in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nur Auspuffemissionen

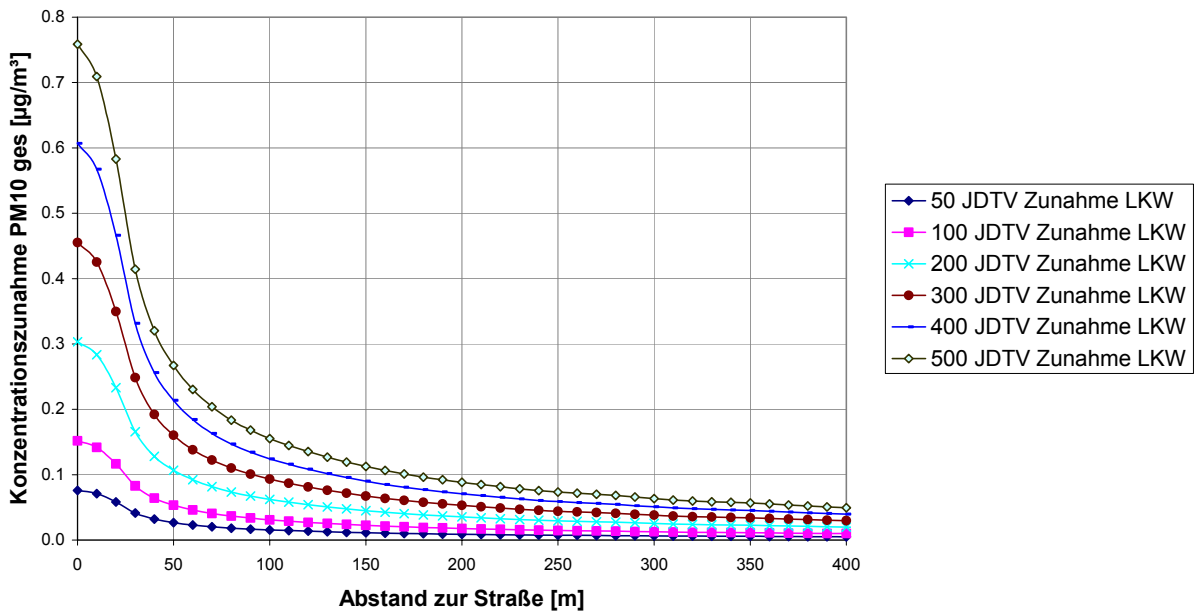


Abbildung 15 Konzentrationszunahme PM₁₀ gesamt in $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Immissionszunahme LKW durch Auspuff, Reifen und Bremsenabrieb

4. LITERATUR

- [1] Umweltbundesamt et al. (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1, Wien, Berlin, Bern.
- [2] Rauterberg-Wulff (1999): Determination of Emission factors for tyre wear particles up to 10 µg by tunnel measurements; Proceedings 8th Intern. Conf. Transport and Air Pollution June 1999
- [3] Abu-Allaban M., Gilles J.A., Gertler A.W., Clayton R., Proffitt D., (2002). Determination of on-road PM10 and PM2.5 Emission rates using roadside measurements. In: Proceedings of the 11th International Symposium Transport and Air Pollution, June 2002 Graz, Austria, ISBN 3-901351-59-0, pp 377 – 384
- [4] Benson, P. (1992): A review of the development and application of the CALINE3 and 4 models. *Atmos. Environ.*, **26B:3**, 379-390.
- [5] Franzese, P., A. K. Luhar, M. S. Borgas, 1999: An efficient Lagrangian stochastic model of vertical dispersion in the convective boundary layer. *Atm. Env.*, 33, 2337-2345.
- [6] Kono H., and S. Ito (1990): A comparison of concentration estimates by the OMG volume-source dispersion model with three line source dispersion models. *Atmos. Environ.*, **24 B**, 253-260.
- [7] Kukkonen, J., J. Härkönen, J. Walden, A. Karppinen, and K. Lusa (2001): Evaluation of the model CAR-FMI against a measurement campaign near a major road. *Atmos. Environ.*, **35**, 949-960.
- [8] Nagendra, S.M.S., and M. Khare (2002): Review – Line source emission modelling. *Atmos. Environ.*, **36**, 2083-2098.
- [9] Öttl D., Almbauer R., Sturm P. J. (2001): A new method to estimate diffusion in low wind, stable conditions. *Journal of Applied Meteorology*, 40, 259-268.

- [10] Öttl, D. (2000): Weiterentwicklung, Validierung und Anwendung eines Mesoskaligen Modells. Diss., Institut für Geographie Universität Graz, p. 155.
- [11] Öttl, D., J. Kukkonen, R.A. Almbauer, P.J. Sturm, M. Pohjola and J. Härkönen (2001): Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside dataset, with focus on low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, 35, 2123-2132.
- [12] Romberg E., Böisinger R., Lohmeyer A., Ruhnke R., Röth E. (1996): NO-NO₂-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, 56, 215-218.
- [13] Sagendorf J.F and C.R. Dickson (1974): Diffusion under low windspeed, inversion conditions. NOAA Technical Memorandum ERL ARL-52. Air Resources Laboratory IDAHO FALLS.
- [14] Sharma, P., and M. Khare (2001): Modelling of vehicular exhausts – a review. *Transportation Research Part D*, 6, 179-198.
- [15] Wilson R.B., Start G.E., Dickson C.R. and Ricks N.R. (1976). Diffusion under low wind speed conditions near Oak Ridge, Tennessee. *NOAA Technical Memorandum ERL ARL-61*, 83 pp
- [16] Zannetti P. (1990): Air Pollution Modeling. Computational Mechanics Publications. Southampton Boston, 444.