

Berechnung der Auswirkungen einer Geschwindigkeitsbeschränkung für PKW auf der A1 zwischen Enns und Linz/Ebelsberg auf die lokale Luftgüte

Erstellt im Auftrag von

Land Oberösterreich, Umweltrechtsabteilung
Waltherstraße 22-24
4021 Linz

Bericht Nr. FVT-97/06/Stu V&U 06/49/6300 vom 22.12.2006

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)316/873-8080 vu@fvt.at

Berechnung der Auswirkungen einer Geschwindigkeitsbeschränkung für PKW auf der A1 zwischen Enns und Linz/ Ebelsberg auf die lokale Luftgüte

Fachbereich: Verkehr & Umwelt

Inffeldgasse 21A A-8010 Graz

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

Geprüft	A. Univ.-Prof. Dr. Peter Sturm	22.12.2006	
Erstellt	Mag. Silvia Vogelsang		

Bericht Nr. FVT-97/06/Stu V&U 06/49/6300 vom 22.12.2006 V8

Inhalt

1	AUFGABENSTELLUNG	5
2	UNTERSUCHUNGSRAUM	5
3	UNTERSUCHUNGSMETHODIK	6
3.1	Methodik Emissionen	6
3.1.1	Emissionen des Straßenverkehrs	6
3.2	Methodik Immissionen	8
3.2.1	Grenzwerte	8
3.2.2	Berechnung der Immissionsbelastungen	9
3.2.3	Berechnung der Gesamtbelastung	9
3.2.4	NO-NO ₂ Umwandlung	9
3.2.5	Berechnung des max. HMW bei NO ₂	10
3.2.6	Abschätzung der Tage mit Überschreitung bei PM ₁₀	11
4	BESCHREIBUNG DES IST-ZUSTANDES	11
4.1	Meteorologie	11
4.2	Lüftgüte	17
4.2.1	Stickstoffdioxid (NO ₂):	17
4.2.2	Feinstaub (PM ₁₀):	18
4.2.3	Vorbelastung im Untersuchungsgebiet	19
4.3	Verkehrsdaten und Fahrverläufe	20
4.3.1	Verkehrsdaten	20
4.3.2	Aufgezeichnete Fahrverläufe	21
4.4	Emissionen	25
5	BESCHREIBUNG DER MAßNAHMENWIRKUNGEN	25
5.1	Generelles Tempolimit von 100 km/h für PKW	26
5.1.1	Emissionen	26
5.1.2	Immissionen	26
5.2	Temporäres Tempolimit von 100 km/h für PKW zwischen 5:00 und 23:00	30
5.2.1	Emissionen	30
5.2.2	Immissionen	31

5.3	Nachtfahrverbot für LKW > 7,5 t zwischen 22:00 und 6:00	34
5.3.1	Emissionen	34
5.3.2	Immissionen	35
6	ZUSAMMENFASSENDE STELLUNGNAHME	36
6.1	Emissionen an Luftschadstoffen	37
6.2	Immissionsbelastung	38
6.3	Schlussfolgerung	39
7	LITERATURVERZEICHNIS	41
8	ANHANG	45
8.1	Theoretische Gesamtbelastungen	45
8.2	Modellbeschreibung und Qualitätssicherung	51
8.2.1	Modellbeschreibung GRAL	51
8.2.2	Windschwache Wetterlagen	52
8.2.3	Strömungsmodellierung mit GRAMM	53
8.2.4	Qualitätssicherung	54

1 Aufgabenstellung

Aufgrund einer Statuserhebung im Jahr 2003 für NO₂ an der Westautobahn zwischen dem Knoten Haid/Ansfelden und der Anschlussstelle Enns - Steyr ist geplant, mittels Verordnung eine Geschwindigkeitsbeschränkung für PKW täglich in der Zeit zwischen 5:00 und 23:00 zwischen Linz (im Anschluss an die bereits bestehende Tempo 100 Beschränkung) und Enns in beiden Fahrtrichtungen zu erlassen.

Seitens der Umweltrechtsabteilung, Land Oberösterreich, wurde folgende Auftragsstellung definiert:

- Modellierung der Luftschadstoffbelastung durch den KFZ-Verkehr entlang des Autobahnabschnittes von Enns (km 155) bis Linz - Ebelsberg (km 167).
- Beurteilung der immissionsseitigen Auswirkungen einer generellen Temporeduktion für PKW von 130 km/h auf 100 km/h
- Beurteilung der immissionsseitigen Auswirkungen einer Temporeduktion für PKW von 130 km/h auf 100 km/h im Zeitraum zwischen 5:00 und 23:00 Uhr

2 Untersuchungsraum

In Abbildung 1 ist das Untersuchungsgebiet für die Berechnung der Luftschadstoffausbreitung dargestellt. Das Gebiet umfasst eine Fläche von 12,9 km x 6,9 km = 89 km². Um die hohen Gradienten in der NO₂-Belastung neben der Autobahn mit genügend hoher Genauigkeit erfassen zu können, wurde eine Modellauflösung bei der Berechnung der Schadstoffausbreitung von 10m x 10m gewählt. Das ergibt für das Untersuchungsgebiet ca. 890000 horizontale Gitterpunkte.

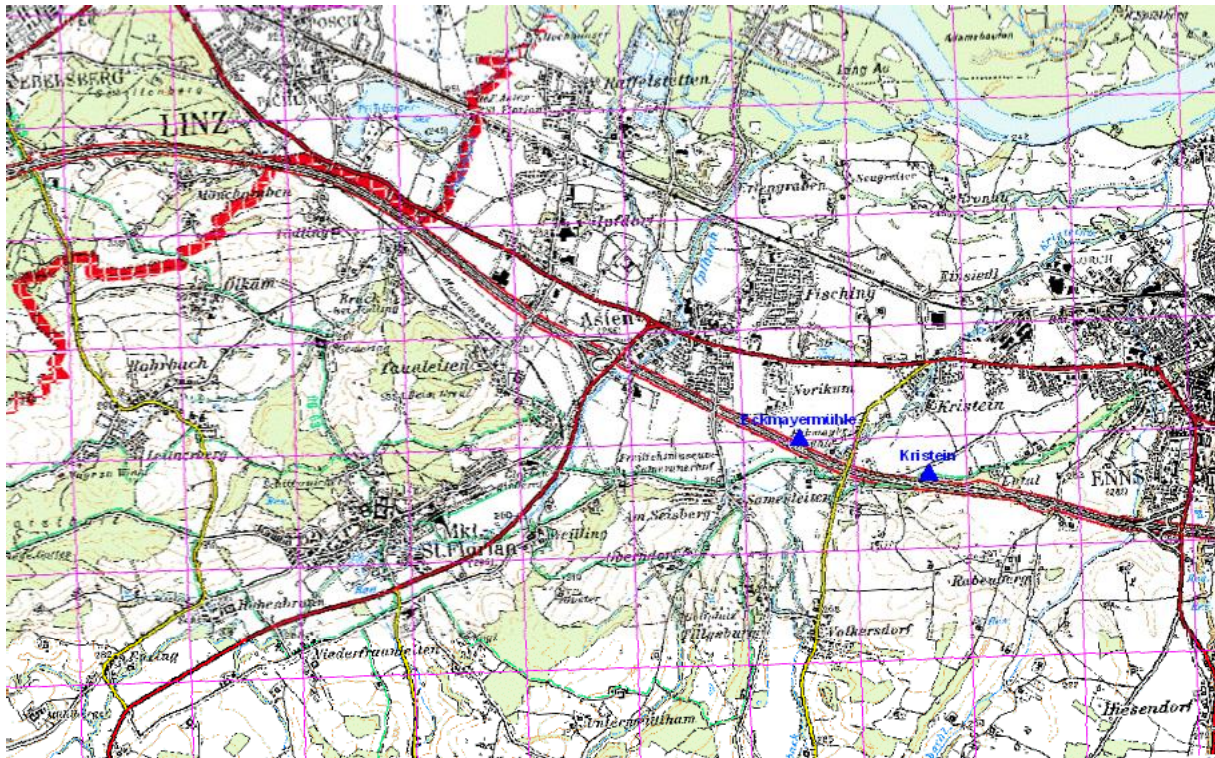


Abbildung 1: Lageplan des Untersuchungsgebiets zwischen Linz - Ebelsberg und Enns. Die blauen Dreiecke markieren die Luftgütemessstellen Kristein und Eckmayer Mühle nahe der Autobahn A1.

3 Untersuchungsmethodik

3.1 Methodik Emissionen

3.1.1 Emissionen des Straßenverkehrs

Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs werden prinzipiell nach einem multiplikativen Ansatz von *Emissionsfaktor* $\times$ *Aktivität* berechnet. Der Emissionsfaktor ergibt sich in Abhängigkeit von der Verkehrssituation (abhängig vom Straßentyp), der Steigung des betrachteten Straßenstücks und der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte (Kat-, Diesel-, Ottomotoren) im Bezugsjahr sowie deren Emissionsstandards im Zulassungsjahr. Um eine Berechnung der Emissionen entsprechend dem Stand der Wissenschaft durchzuführen bzw. um auf Änderungen in der Datenlage bezüglich KFZ-Emissionen rasch reagieren zu können, wurde am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU-Graz das Emissionsmodell NEMO entwickelt.

Das Modell NEMO (Network Emission Model) wurde speziell für die Emissionsberechnung für Straßennetzwerke entwickelt. Es verknüpft eine detaillierte Berechnung der Flottenzusammensetzung mit fahrzeugfeiner Emissionssimulation. Das Programm ist konsistent mit den ebenfalls am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik entwickelten Modellen PHEM (Passenger car and Hheavy duty vehicle Emission Model zur detaillierte Simulation von Energieverbrauch und Emissionen von PKW und Nutzfahrzeugen, z.B.[19] bis [24]) und GLOBEMI (automatisierte Bilanzierung von Verbrauchs-, Emissions- und Verkehrsdaten in größeren Gebieten, [25]) sowie der aktuellen Ausgabe des Handbuchs für Emissionsfaktoren, Version 2.1A [1].

NEMO gliedert die Flotte in sog. Fahrzeugschichten, die durch folgende Merkmale charakterisiert sind:

- Fahrzeugkategorie (z.B. PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Solo LKW, ...)
- Antriebsart (Benzin, Diesel sowie optional zusätzlich alternative Antriebe wie z.B. Erdgas)
- Größenklasse (Unterscheidungsmerkmal: Hubraum oder höchstzulässiges Gesamtgewicht)
- Emissionsklasse (Gesetzgebung, nach der das Fahrzeug erstzugelassen wurde, z.B. EURO 1, EURO 2, ...)
- Zusätzliche (nachgerüstete)¹ Abgasnachbehandlungssysteme (z.B. Partikel-Katalysator)

Eine Fahrzeugschicht ist z.B. „Solo LKW mit Dieselmotor, höchstzulässiges Gesamtgewicht zwischen 7.5 und 15 Tonnen, erstzugelassen nach EURO 3 ohne zusätzliche Abgasnachbehandlung“.

Für die Berechnung des Emissionsausstoßes auf Straßennetzwerken sind die Fahrleistungsanteile der einzelnen Fahrzeugschichten relevant. Die Ermittlung dieser Anteile erfolgt in Abhängigkeit von Bezugsjahr und Straßenkategorie nach folgendem Schema:

(1) Hochrechnung des Kfz-Bestandes nach Jahrgang der Erstzulassung, Motortyp und sonstigen Unterscheidungsmerkmalen (Hubraum oder zulässiges Gesamtgewicht) aus der Bestandsstruktur mittels alters- und fahrzeuggrößeabhängigen Ausfallwahrscheinlichkeiten.

(2) Abschätzung der spezifischen Jahresfahrleistungen der Kfz nach Zulassungsjahrgängen und sonstigen Unterscheidungsmerkmalen mittels alters- und hubraum- bzw. masseabhängigen Fahrleistungsfunktionen.

Für sämtliche Fahrzeugschichten werden von NEMO für die auf den einzelnen Streckenabschnitten gegebenen Fahrzyklen und Fahrbahnlängsneigungen die entsprechenden Emissionsfaktoren simuliert. Grundlage ist dabei die Ermittlung der zyklusdurchschnittlichen normierten Motorleistung aus Fahrzeugdaten sowie Kinematik-Parametern, welche die Dynamik des Fahrzyklus beschreiben. Die Abbildung des spezifischen Emissionsverhaltens der verschiedenen Motorkonzepte erfolgt mit Hilfe des Models PHEM (für Schwere Nutzfahrzeuge) bzw. mittels mit dem Modell PHEM aufbereiteter Daten aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (für PKW und leichte Nutzfahrzeuge sowie Motorräder). Die gesamten Emissionen auf einem Streckenstück ergeben sich dann aus den Fahrleistungen der einzelnen Schichten multipliziert mit deren Emissionsfaktoren.

Bei der Berechnung der Partikelemissionen werden zusätzlich zu den Auspuffemissionen noch die Emissionen aus Reifen- und Bremsenabrieb sowie Aufwirbelung entsprechend den Angaben in [18] berücksichtigt.

¹ Es kann das Nachrüsten und die Erstausrüstung von Kfz mit Abgasnachbehandlungssystemen simuliert werden (z.B. 20% der Euro4 Diesel PKW mit Partikelfilter)

Tabelle 1: PM₁₀-Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung in [g/km].

Fahrzyklus	PKW	LKW
Autobahn	0,047	0,074
Außerorts	0,051	0,272
Innerorts	0,055	0,470

In der Regel herrschen in den Nachtstunden schlechtere Ausbreitungsbedingungen gegenüber dem Tag vor. Aus diesem Grund ist es vorteilhaft, auf den Tagesgang des Verkehrs mit weniger Verkehr in den Nachtstunden und mehr Verkehr tagsüber Rücksicht zu nehmen.

Aus den zur Verfügung gestellten Verkehrsdaten wurde ein spezifischer Tagesgang abgeleitet (siehe Kapitel 4.3).

Im gegenständlichen Fall wurde das Fahrverhalten aufgenommen und für die Berechnung des Istzustandes direkt verwendet.

3.2 Methodik Immissionen

3.2.1 Grenzwerte

Gesetzlich sind in Österreich folgende Schadstoffe immissionsseitig begrenzt: Stickstoffdioxid (NO₂), Kohlenmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO₂), Benzol und Staub. Die relevanten gesetzlichen Grenzwerte können Tabelle 2 und Tabelle 3 entnommen werden.

Tabelle 2: Immissionsgrenzwerte nach IG-L, alle Werte in [µg/m³]

Luftschadstoff	HMW	MW8	TMW	JMW
Schwefeldioxid SO ₂	200 ³⁾		120	
Kohlenmonoxid CO		10 000		
Stickstoffdioxid NO ₂	200			30 ¹⁾
Schwebstaub (TSP)			150	
Benzol				5
Blei in PM ₁₀				0,5
PM ₁₀			50 ²⁾	40

¹⁾gültig ab 01.01. 2012. Ab 01.01.2005 ist eine Toleranzmarge von 10 µg/m³ bis 31.12.2008 und von 01.01.2009 bis 31.12.2012 eine Toleranzmarge von 5 µg/m³ vorgesehen.

²⁾darf derzeit 30 mal, ab 01.01.2010 nur mehr 25 mal pro Jahr überschritten werden.

³⁾Drei Halbstundenmittelwerte pro Tag, jedoch maximal 48 Halbstundenmittelwerte pro Kalenderjahr bis zu einer Konzentration von 350 µg/m³ gelten nicht als Überschreitung.

Tabelle 3: Grenzwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation (BGBL. II 298/2001) in [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].

Luftschadstoff	Winter	Jahresmittelwert
Schwefeldioxid	20	20
Stickstoffoxide (als NO_2)		30

Tabelle 4: Grenzwerte der Deposition zum dauerhaften Schutz der menschlichen Gesundheit nach IG-L (BGBL. I Nr. 115/1997 geändert nach BGBL. I Nr. 62/2001) in [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$].

Luftschadstoff	Depositionsgrenzwert als Jahresmittelwert
Staubniederschlag	210
Blei im Staubniederschlag	0,100
Cadmium im Staubniederschlag	0,002

3.2.2 Berechnung der Immissionsbelastungen

Die Berechnung der Immissionsbelastungen erfolgt mit dem Modellsystem GRAMM/GRAL, wobei die Windfeldberechnung mittels GRAMM erfolgt und die Ausbreitungssituation mit GRAL berechnet wird. Eine detaillierte Beschreibung des Modells und der Qualitätssicherung siehe Anhang.

3.2.3 Berechnung der Gesamtbelastung

Die ÖNORM M9445 schreibt bezüglich der Immissionen von Luftschadstoffen die Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und der mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung vor. Dies ist auch grundsätzlich die gewählte Methode in dieser Untersuchung. Zur Beschreibung der Kurzzeitbelastung (HMW oder TMW) wird eine Korrelation über die Langzeitparameter angewendet. Dabei werden der Mittelwert der Gesamtbelastung sowie die Standardabweichungen angegeben, bei denen der statistisch zu erwartende Wert mit einer Wahrscheinlichkeit von 84% bzw. 97,5% darunter liegt. Im Rahmen dieser statistischen Sicherheit können diese Parameter mit den entsprechenden Grenzwerten verglichen werden. Im unmittelbaren Nahbereich von Emittenten oder bei stark diskontinuierlichen Quellen ist jedoch das Verhältnis von Langzeit- zu Kurzzeitbelastungen stark veränderlich. In solchen Fällen wird in der ÖNORM M9445 eine Zeitreihenanalyse von Kurzzeitmittelwerten vorgeschlagen [42]. Eine Zeitreihenanalyse ist aufgrund der größeren Unsicherheiten bei der Modellierung von einzelnen Halbstundenmittelwerten nicht zielführend. Daher wird für die Berechnung der zu erwartenden Spitzenbelastung in Anlehnung an die Önorm M9445 die in Kap. 3.2.5 beschriebene Methodik angewendet (siehe auch RVS 09.02.33 [43], RVS 04.02.12 [44] bzw. [45]).

3.2.4 NO- NO_2 Umwandlung

Die emittierten Stickstoffoxid-Emissionen (NO_x) bestehen zum überwiegenden Teil aus NO . Ausnahme sind beim Emittenten Verkehr Diesel-Pkw mit Oxi-Kat, wo der primäre NO_2 -Anteil

deutlich über 10 % liegt. Nach dem Austritt in die Atmosphäre wird in der Folge NO zu NO₂ oxidiert. Eine detaillierte Berechnung dieses Oxidationsprozesses mittels geeignetem Chemiemodell ist für diese Untersuchung nicht möglich, da hierfür umfangreiche Eingangsparameter notwendig wären, welche nicht zur Verfügung stehen (z. B. Strahlungsdaten, Temperaturverteilung, Ozongehalt, HC-Gehalt, zeitlich hochauflösende Emissionsverläufe aller Emittenten des Untersuchungsgebietes usw.).

Als einfache Alternative zur Ermittlung der NO₂-Umwandlung wird ein empirischer Ansatz gemäß dem Entwurf zur VDI-Richtlinie 3782 [17] 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 5 angegeben (siehe auch Abbildung g).

Tabelle 5: Parameter der Regressionskurven für den NO₂-Umwandlungsgrad nach Romberg et al. [17].

Konzentrationsgröße	Funktionsparameter		
	A	B	C
Jahresmittelwert	103	130	0,005
98 Perzentil	111	119	0,039

3.2.5 Berechnung des max. HMW bei NO₂

Die Modellierung von Spitzenbelastungen mit einem Ausbreitungsmodell ist immer mit größeren Unsicherheiten verbunden als die Modellierung von Jahresmittelwerten. Die Ursache liegt darin, dass Spitzenbelastungen per Definition Einzelereignisse und somit statistische Ausreißer sind. Diese können im Falle von NO₂ durch außergewöhnlich hohe Umwandlungsraten von NO zu NO₂, durch hohe Vorbelastungswerte (z.B. Ferntransport) oder außergewöhnlich hohes Verkehrsaufkommen (Stauereignis) verursacht werden. Außerdem basieren Ausbreitungsmodelle immer auf mehreren Turbulenzparametrisierungen, wo statistische Ausreißer, die zu Spitzenbelastungen führen können, nicht berücksichtigt werden. Letztlich können auch Einzelereignisse, welche in der Modellierung nicht berücksichtigt werden können, zu Spitzenbelastungen bei einzelnen Aufpunkten führen (z.B. temporäre Dieselaggregate oder andere temporäre Emissionsquellen).

Aus diesen Gründen wird in dieser Untersuchung auf eine explizite Modellierung des maximalen Halbstundenmittelwertes verzichtet. Die verwendete Methodik basiert auf der Berechnung der Gesamtbelastung für das 98-Perzentil für NO₂ und in weiterer Folge in einer Korrelation zwischen der Gesamtbelastung für das 98-Perzentil mit der Gesamtbelastung für

den maximalen Halbstundenmittelwert ([43], [44], [45]). Damit lassen sich auch Aussagen über die Wahrscheinlichkeit einer Grenzwertüberschreitung beim max. HMW für NO₂ treffen. Addiert man die einfache Standardabweichung von 25 µg/m³ so erhält man eine Prognosesicherheit von 84%, addiert man die zweifache Standardabweichung so beträgt die Prognosesicherheit schließlich knapp 98%. Letztlich kann eine Grenzwertüberschreitung an einzelnen Aufpunkten durch Einzelereignisse nie völlig ausgeschlossen werden.

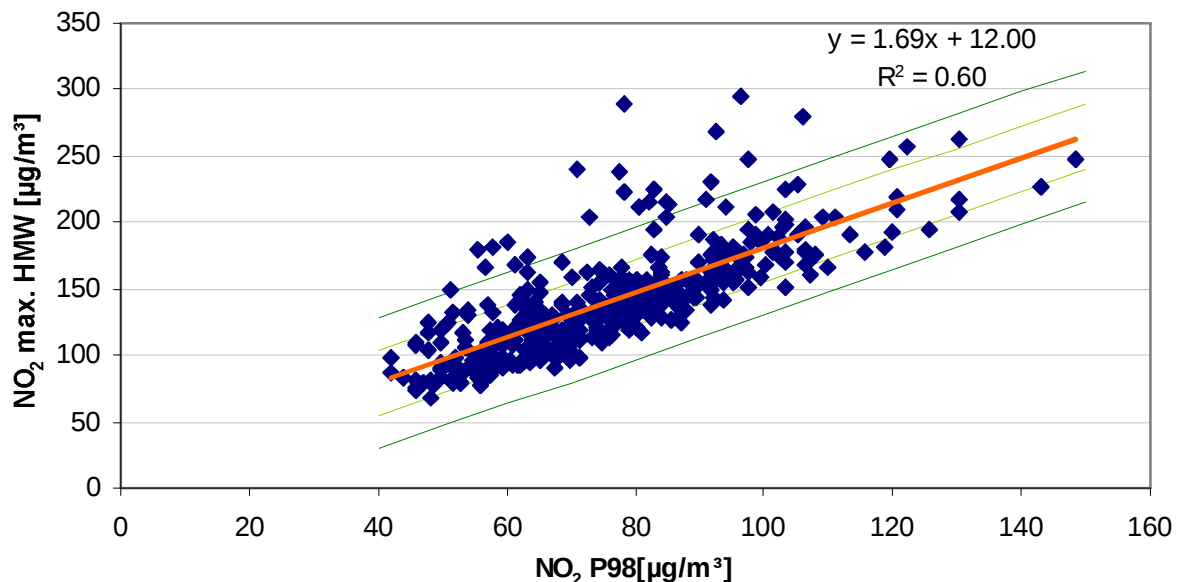


Abbildung 2: Empirischer Zusammenhang zwischen 98 Perzentil NO₂ und dem maximalen Halbstundenmittelwert von NO₂ (Quelle: [45]).

3.2.6 Abschätzung der Tage mit Überschreitung bei PM₁₀

Eine direkte Berechnung der Anzahl der Tage mit möglichen Überschreitungen bei PM₁₀ ist mit zu hohen Unsicherheiten behaftet, da hierfür eine Zeitreihenanalyse vorgenommen werden müsste. Dies ist aus den oben genannten Gründen nicht zielführend bzw. nicht möglich. Es besteht jedoch ein guter statistischer Zusammenhang zwischen dem gemessenen Jahresmittelwert von PM₁₀ und der Anzahl an Tagen mit Überschreitungen des Grenzwertes für den maximalen Tagesmittelwert von 50 µg/m³ [46]. Dieser Zusammenhang wird in dieser Untersuchung angewendet. Das Bestimmtheitsmaß des durch folgende Gleichung gegebenen Zusammenhangs beträgt 0,85.

$$\text{Anzahl Überschreitungen} = 4 \cdot \text{JMW} [\mu\text{g}/\text{m}^3] - 77 [\mu\text{g}/\text{m}^3]$$

4 Beschreibung des Ist-Zustandes

4.1 Meteorologie

Vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik wird die dauerregistrierende Messstation Krastein auf dem Autobahnparkplatz Lorch an der Westautobahn betrieben (siehe Abbildung 3). Von dieser Station wurden die Halbstundenmittelwerte von Windgeschwindigkeit und Windrichtung für das Jahr 2005 zu

Verfügung gestellt. Als Stabilitätsparameter wurde die Strahlungsbilanz der Station Linz-Neue Welt des selben Zeitraums verwendet.

Die gemessene mittlere Windrichtungsverteilung an der Station Kristein ist in Abbildung 4 dargestellt. Es herrschen hauptsächlich Windrichtungen aus West und Ost bis Ostsüdost vor, da im relativ ebenen Gelände die synoptische Windrichtung kaum modifiziert wird. Die Windrichtungsverteilung ist außerdem unabhängig von der Windgeschwindigkeit und von der Tageszeit. Aufgrund der vorliegenden Daten ist kein periodisches Windsystem festzustellen.

Die gemessenen Windgeschwindigkeiten wurden in Klassen eingeteilt und deren mittlere Häufigkeit im Untersuchungszeitraum ermittelt (Abbildung 5). Fast 50% der Daten fallen in die Klasse der Kalmen mit einer Geschwindigkeit von weniger als 0,8 m/s. Die durchschnittliche Windgeschwindigkeit im Untersuchungszeitraum betrug 1,1 m/s und der maximale Halbstundenmittelwert betrug 6,9 m/s.

Da die Kalmenhäufigkeit mehr als 20 % beträgt, wurde eine Statistik über die Häufigkeit der verschiedenen Kalmenperioden erstellt. Diese ist in Tabelle 6 angeführt und folgendermaßen zu interpretieren: Es gibt insgesamt 284 Kalmenperioden, die eine halbe Stunde lang dauern und damit 1,8 % des Datenkollektivs ausmachen. Die längsten Perioden dauern bis zu 2 Tage lang (96 Halbstunden) und machen damit 6,3 % des Datenkollektivs aus. Am häufigsten, bezogen auf die Zeitreihe, sind Perioden, welche 6 bis 12 Stunden lang andauern (12,7 % Anteil an der Zeitreihe).

Weiters wurde eine Statistik der Ausbreitungssituationen, zusammengefasst in die drei Klassen stabil, neutral und labil, erstellt (Tabelle 7). Jeweils 28 % der Fälle sind labil bzw. neutral und knapp die Hälfte der Fälle machen stabile Wetterlagen aus. Die Statistik wurde außerdem für Tag und Nacht getrennt ausgewertet, wobei als Tag der Zeitraum von 7:00 bis 19:00 unabhängig von der Jahreszeit definiert wurde. Labile Wetterlagen herrschen nur tagsüber vor, nachts überwiegen stabile. Neutrale Ausbreitungssituationen treten sowohl tagsüber als auch nachts auf.

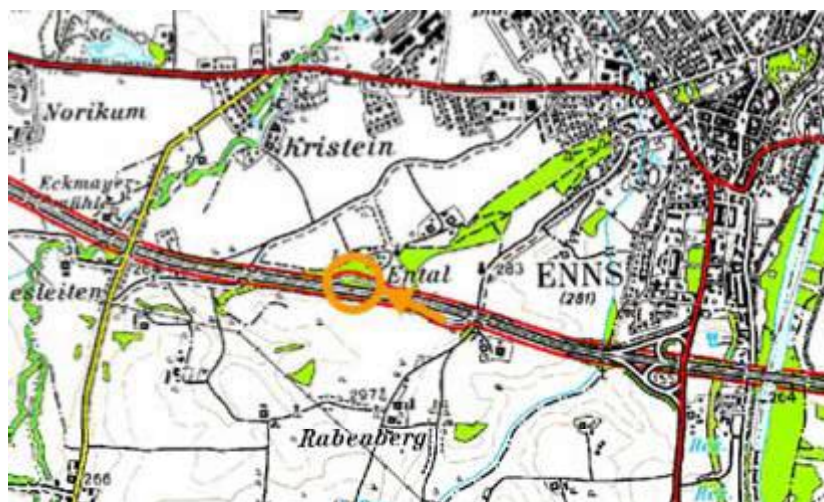


Abbildung 3: Lage der Messstation Kristein, geogr. Länge 14° 45' 42", geogr. Breite 48° 20' 69", Seehöhe 282m.

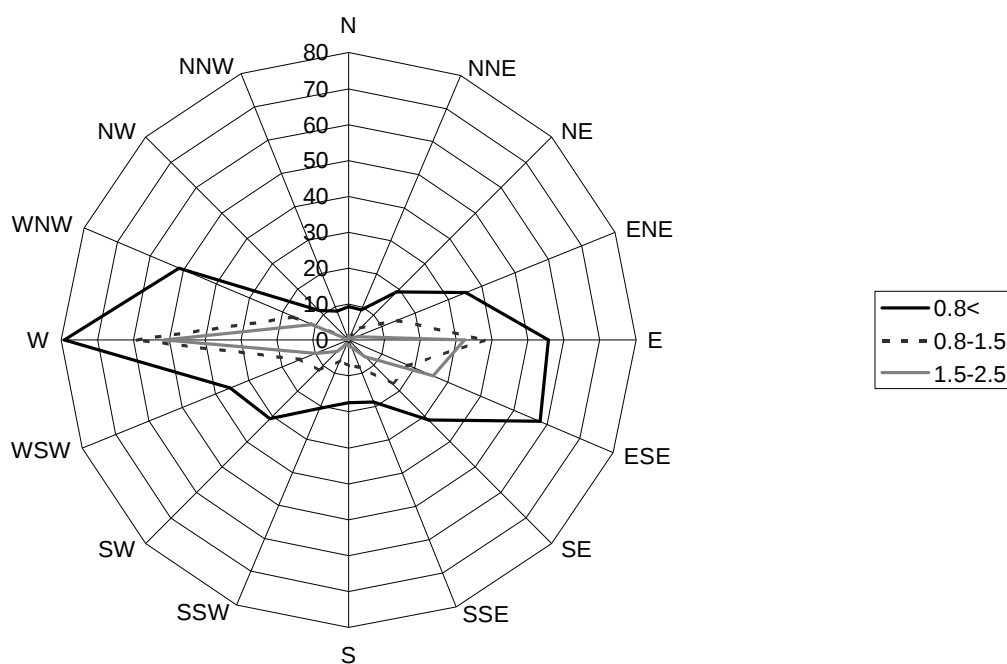


Abbildung 4: Gemessene mittlere Windrichtungsverteilung in Promille an der Station Enns - Kristein für den Untersuchungszeitraum nach Windgeschwindigkeitsklassen.

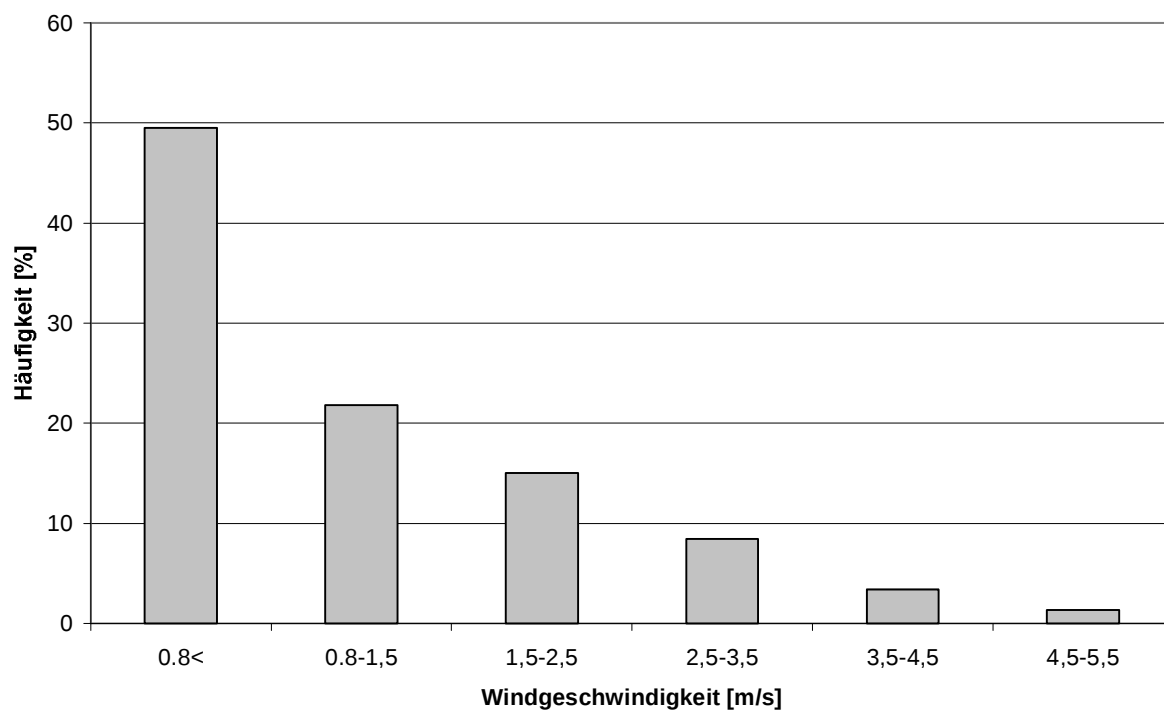


Abbildung 5: Gemessene mittlere Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeitsklassen an der Station Enns - Kristein für den Untersuchungszeitraum.

Tabelle 6: Andauerstatistik für windschwache Wetterlagen an der Station Enns - Kristein im Untersuchungszeitraum.

Länge (HMW)	Anzahl	Rel. Häufigkeit (%)	Anteil an Zeitreihe (%)
1	284	26.7	1.8
2-6	453	42.7	9.6
7-12	143	13.5	8.1
13-24	115	10.8	12.7
25-48	52	4.9	10.6
49-96	15	1.4	6.3
Summe	1062	100	49.1

Tabelle 7: Statistik der Ausbreitungsklassen an der Station Enns-Kristein im Untersuchungszeitraum.

	Labil (Klassen 2-3)	Neutral (Klasse 4)	Stabil (Klassen 5-7)
Tag	27%	17%	6%
Nacht	1%	11%	37%
Gesamt	28%	28%	44%

Bei einer genauen Analyse der meteorologischen Messdaten der Station Enns – Kristein (Land OÖ) zeigt sich, dass eine Beeinflussung der Messung durch die umgebenden Bäume vorliegt. Aus diesem Grund wurden Messdaten der Station Kristein, welche von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Regionalstelle Salzburg im Rahmen des Projektes B309 Steyrer Straße betrieben wurde, zur Berechnung verwendet. Der Standort ist in Abbildung 6 abgebildet. Die Station befindet sich nördlich der Eckmayermühle, nahe der B309, im unverbauten Gebiet. Es lagen die Halbstundenmittelwerte von Windrichtung und – geschwindigkeit sowie von der Ausbreitungsklasse nach ÖNORM M9440 im Zeitraum von 13.5.2005 bis 13.5.2006 vor.

In Abbildung 7 ist die gemessene mittlere Windrichtungsverteilung im Untersuchungszeitraum dargestellt. Es dominieren deutlich Windrichtungen aus dem Sektor WSW, am zweithäufigsten tritt Wind aus östlicher Richtung auf. Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten (<0.8 m/s) sind südliche bzw. südöstliche Windrichtungen dominant. Ein deutlich ausgeprägtes periodisches Windsystem ist nicht festzustellen.

Die Einteilung der Windgeschwindigkeiten in Klassen ergab eine Kalmenhäufigkeit (Windgeschwindigkeiten von weniger als $0,8$ m/s) von knapp 40 % (Abbildung 8). Dieser Anteil ist als relativ hoch einzustufen, liegt aber doch deutlich unter jenem der Station Enns-Kristein. Windgeschwindigkeiten bis $3,5$ m/s treten noch in mehr als 10 % der Fälle auf. Die mittlere Windgeschwindigkeit im Untersuchungszeitraum lag bei $1,9$ m/s und der maximale Halbstundenmittelwert betrug $13,8$ m/s.

Da die Kalmenhäufigkeit mehr als 20% beträgt wurde eine Statistik über die Häufigkeit und Andauer der Kalmenperioden erstellt (Tabelle 8). Die ausgewerteten Daten sind folgendermaßen zu interpretieren: Es gibt insgesamt 780 Kalmenperioden, wovon 218 eine halbe Stunde lang dauern und damit 1,2 % des Datenkollektivs ausmachen. Die längsten

Perioden dauern maximal 3 Tage lang (144 Halbstunden) und machen 1,3 % des Datenkollektivs aus. Am häufigsten, bezogen auf die Zeitreihe, sind Perioden, welche 12 bis 24 Stunden andauern (12,7 % Anteil an der Zeitreihe). Insgesamt beträgt die Kalmenhäufigkeit 38,8 %.

Weiters wurde eine Statistik der Häufigkeit der drei Ausbreitungssituationen labil, neutral und stabil erstellt (Tabelle 9). Dabei wurden die Klassen gemäß ÖNORM M9440 wie folgt zusammengefasst: Labile Situationen mit guter vertikaler Durchmischung (Klassen 2 und 3) werden zusammengefasst, Klasse 4 entspricht neutralen Bedingungen und für stabile Verhältnisse mit schlechterer Durchmischung werden die Klassen 5 bis 7 zusammengefasst. Insgesamt herrschen in 50 % der Fälle stabile Verhältnisse vor, labile nur in 20% der Fälle. Die Statistik wurde zusätzlich für Tag und Nacht getrennt ausgewertet, wobei als Tag der Zeitraum von 7:00 bis 19:00 unabhängig von der Jahreszeit definiert wurde. Labile Wetterlagen herrschen nur tagsüber vor, während nachts stabile überwiegen. Neutrale Ausbreitungssituationen treten sowohl tagsüber als auch nachts auf.

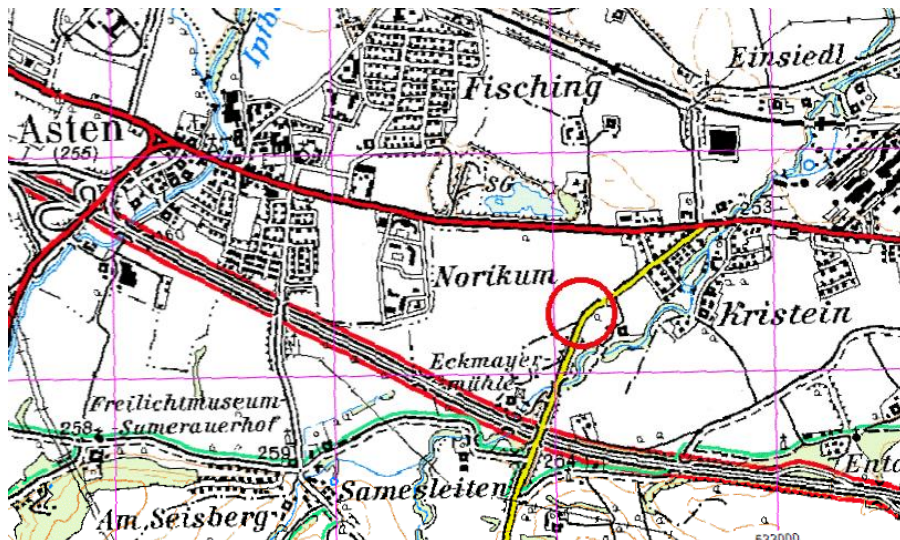


Abbildung 6: Lage der Messstation Kristein (ZAMG), Gauss-Krüger: 82310 | 342236

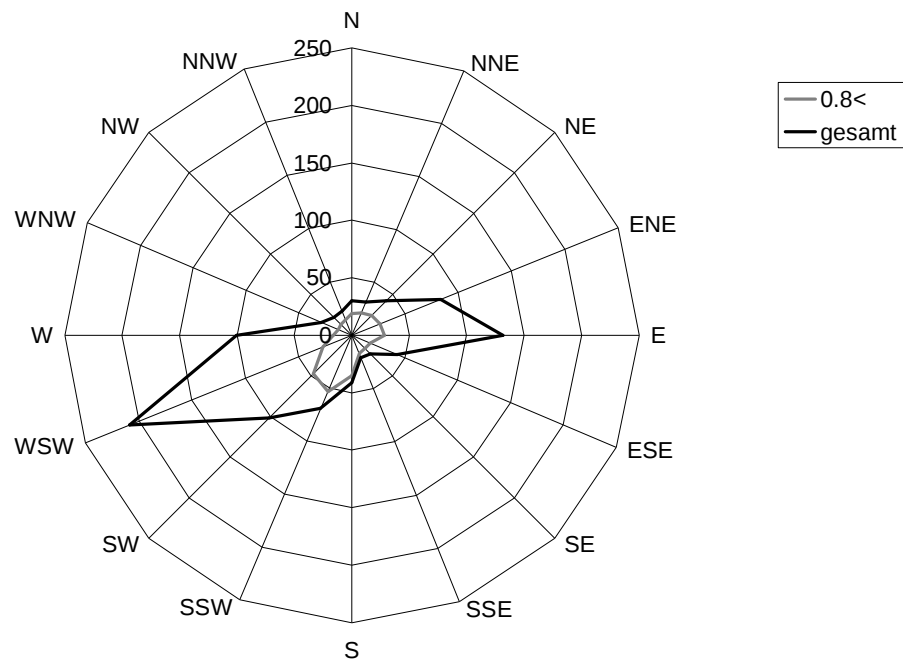


Abbildung 7: Gemessene mittlere Windrichtungsverteilung in Promille an der Station Kristein (ZAMG) für den Untersuchungszeitraum nach für alle Windgeschwindigkeiten sowie für Kalmen.

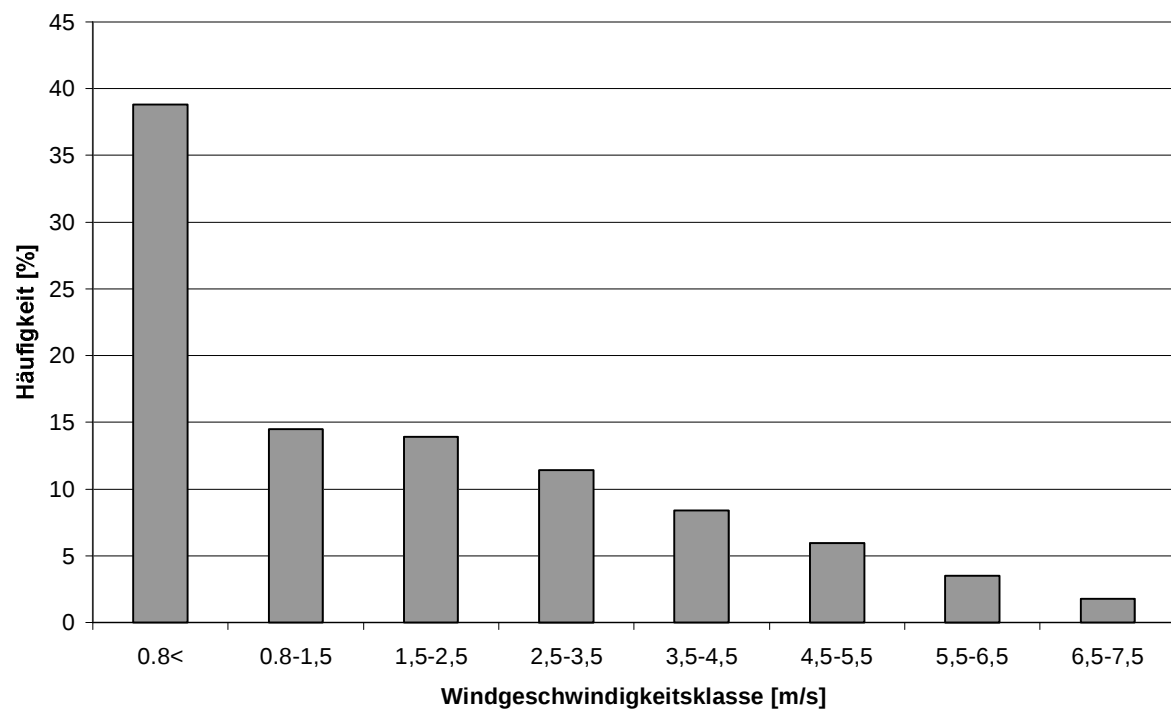


Abbildung 8: Gemessene mittlere Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeitsklassen an der Station Kristein (ZAMG) für den Untersuchungszeitraum.

Tabelle 8: Andauerstatistik für windschwache Wetterlagen an der Station Kristein (ZAMG) im Untersuchungszeitraum.

Länge (HMW)	Anzahl	Rel. Häufigkeit (%)	Anteil an Zeitreihe (%)
1-1	218	27.9	1.2
2-6	283	36.3	5.4
7-12	103	13.2	5.5
13-24	95	12.2	9.9
25-48	72	9.2	12.7
49-96	7	0.9	2.8
97-144	2	0.3	1.3
Summe	780	100	38.8

Tabelle 9: Statistik der Ausbreitungsklassen an der Station Kristein (ZAMG) im Untersuchungszeitraum.

	Labil (Klassen 2-3)	Neutral (Klasse 4)	Stabil (Klassen 5-7)
Tag	20%	20%	10%
Nacht	0%	9%	41%
Gesamt	20%	29%	51%

Vergleicht man die Messstellen Enns-Kristein und Kristein so ist ersichtlich, dass die Windrichtungsverteilung an beiden Stationen sehr ähnlich ist, wobei an der Station Kristein etwas mehr Einfluss von südlichen Windkomponenten festzustellen ist. Hinsichtlich der Windgeschwindigkeiten zeigt sich auch bei der Station Kristein eine relativ hohe Kalmenhäufigkeit (38,8 %). Dennoch ist diese geringer als an der Station Enns-Kristein. Es kann davon ausgegangen werden, dass die von der ZAMG durchgeführte Messung die Windverhältnisse im Untersuchungsgebiet gut abbildet.

4.2 Lüftgüte

Die Luftgütemessungen wurden vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik durchgeführt. Von der dauerregistrierenden Messstation Kristein wurden die Daten der Jahre 2003 bis 2005 und im Jahr 2006 von 1. Jänner bis 31. Oktober zur Verfügung gestellt (Tabelle 10). Die Station befindet sich auf dem Autobahnparkplatz ca. 10 m vom Fahrbahnrand der Westautobahn entfernt. Weiters wurde von 24. August 2006 bis 31. Oktober 2006 im Bereich der Eckmayer-Mühle Stickstoffdioxid, Kohlenmonoxid und Feinstaub gemessen (Tabelle 11). Der Abstand dieser Station zur Autobahn beträgt etwa 80 m.

4.2.1 Stickstoffdioxid (NO₂):

Die gemessenen Konzentrationen betragen im Jahresmittel an der Station Kristein zwischen 52 und 57 µg/m³. Der derzeit gültige Grenzwert von 30 µg/m³ plus einer Toleranzmarge von 10 µg/m³ wird damit um 30 bis 43% überschritten. Auch der maximale Halbstundenmittelwert wurde in fast jedem Jahr in Kristein überschritten.

Aus den Daten der Station nahe der Eckmayer Mühle wurden die Messperiodenmittelwerte für die jeweiligen Messzeiträume in den Jahren 2005 und 2006 berechnet. Weiters wurde der

Mittelwert eines ganzen Jahres von 1.10.2005 bis 30.9.2006 berechnet. Dieser liegt mit einer Konzentration von 39 µg/m³ noch knapp unter dem derzeitigen Grenzwert (30+10 µg/m³). Auch am Niveau des maximalen Halbstundenmittelwertes ist zu erkennen, dass die Station weiter von der Autobahn entfernt ist als Kristein. Der Grenzwert wurde bis 31.10. dieses Jahres noch nicht erreicht.

4.2.2 Feinstaub (PM₁₀):

Die gemessenen Konzentrationen in Kristein sind im Jahresmittel mit ca. 30 bis 35 µg/m³ recht hoch. Der hohe Wert von 37 µg/m³ im Jahr 2003 ist auf das überdurchschnittlich trockene Wetter zurückzuführen. Der Grenzwert für Überschreitungshäufigkeit beim maximalen Tagesmittelwert wird in fast allen Jahren (ausgenommen 2004) überschritten.

Das Niveau der Konzentrationen nahe der Eckmayer Mühle ist auch bei Feinstaub geringer als in Kristein. Die Messperiodenmittelwerte liegen bei 23 bzw. 29 µg/m³ und im Zeitraum eines Jahres beträgt der Mittelwert 26 µg/m³. Die Anzahl der Überschreitungen beim maximalen Tagesmittelwert beträgt im Jahr 2006 bisher 33 Tage, wodurch der Grenzwert bereits überschritten wurde.

Tabelle 10: Gemessene Schadstoffkonzentrationen an der Station Kristein

Kristein		2003	2004	2005	2006*	1.10.2005 - 30.9.2006
NO ₂ [µg/m³]	JMW	57	52	56	57	60
	TMW	136	101	126	136	136
	HMW	232	190	201	228	228
NO [µg/m³]	JMW	80	72	75	77	81
	TMW	244	212	223	230	230
	HMW	373	434	470	482	635
PM ₁₀ [µg/m³]	JMW	37	28	30	33	33
	TMW	141 (51)	79 (30)	133 (33)	158 (43)	156 (39)

* begrenzter Zeitraum (01.01.-31.10.2006)

Tabelle 11: Gemessene Schadstoffkonzentrationen an der Station Eckmayer Mühle.

Eckmayermühle		2005*	2006**	1.10.2005 - 31.10.2006
CO [µg/m³]	HMW	529	2480	2480
	JMW	36	39	39
NO ₂ [µg/m³]	TMW	63	115	115
	HMW	111	162	200
NO [µg/m³]	JMW	35	27	29
	TMW	113	138	138
	HMW	195	334	355
PM ₁₀ [µg/m³]	JMW	23	29	26
	TMW	59 (3)	122 (26)	140 (33)

*begrenzter Zeitraum(24.08-31.12.2005)

**begrenzter Zeitraum(01.01.-31.10.2006)

4.2.3 Vorbelastung im Untersuchungsgebiet

Die Vorbelastung für den Jahresmittelwert von Stickstoffdioxid im Untersuchungsgebiet wurde aus der Umweltverträglichkeitserklärung zur B309 Steyrer Straße, Fachbeitrag Lufttechnik, mit $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entnommen, da diese auf Basis von verschiedenen Luftgütemessungen im Raum Enns ermittelt wurde [49]. Die sonst übliche Vorgangsweise, nämlich die Berechnung der Hintergrundbelastung als Differenz zwischen dem Messwert einer Luftgütestation im Untersuchungsgebiet und der simulierten Zusatzbelastung an diesem Aufpunkt, kam hier aus verschiedenen Gründen nicht zur Anwendung.

Die Messstation Enns-Kristein befindet sich auf dem Autobahnparkplatz Lorch in ca. 10 m Entfernung zum Fahrbahnrand der A1. Da die Ausbreitungssimulation mit einer horizontalen Gitterauflösung von $10 \times 10 \text{ m}$ durchgeführt wurde, befindet sich der relevante Aufpunkt im Bereich des stärksten Konzentrationsgradienten, wodurch eine kleine Abweichung der Lage bereits zu hohen Unsicherheiten in der Ableitung der Hintergrundbelastung führt. Gemessen wurden im Jahr 2005 für NO_x 88,5 ppb, das entspricht $169 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Stickstoffdioxid (gerechnet als NO_2) und die Simulation ergab an dieser Stelle eine Konzentration von $205 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verursacht durch den Verkehr auf der A1.

Die Luftgütemessstation Eckmayermühle (B309 Enns) ist in einer Entfernung von 80 m zum Fahrbahnrand situiert. Allerdings wurde die Messung erst im August 2005 gestartet, wodurch kein Jahresmittelwert für das Jahr 2005 ableitbar ist, welcher direkt vergleichbar mit den Simulationsergebnissen, welche auf den Verkehrszahlen des Jahres 2005 basieren, wäre. Betrachtet man einen Jahresmittelwert aus dem Zeitraum von 1.10.2005 bis 30.9.2006, so ergeben sich als Differenz ca. $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Es ist auch in diesem Fall davon auszugehen, dass die Konzentrationen durch die Simulation eher überschätzt werden.

Für Feinstaub wurde aus denselben Gründen die Vorbelastung aus dem oben genannten Gutachten mit $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ übernommen.

Der gemessene Wert an der Station Enns-Kristein betrug $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die berechnete Zusatzbelastung macht ca. $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus, wodurch sich die Vorbelastung zu $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben würde. Aufgrund der autobahnnahen Lage des Aufpunktes wird die Zusatzbelastung in der Simulation überschätzt. Für die Station Eckmayermühle konnte die Vorbelastung bzw. der Anteil der Verkehrsimmissionen an der Gesamtkonzentration nicht ermittelt werden, da im Jahr 2005 nur während 5 Monaten gemessen wurde. Betrachtet man allerdings den Mittelwert der Periode vom 1.10.2005 bis 30.9.2006 als Referenz so ergibt sich an diesem Aufpunkt ebenfalls eine Vorbelastung von $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

In der Prognose wurde die Umrechnungsfunktion zwischen NO_x und NO_2 nach Kapitel 3.2.4 verwendet. Betrachtet man die Werte der Messstelle Enns – Kristein, so erkennt man, dass unmittelbar neben der Autobahn ein etwas verringerter NO_2 Anteil vorliegt (siehe Abbildung 9). Auch der Mittelwert über ein Jahr (von 1.10.2005 bis 30.9.2006) an der Station Eckmayermühle wurde in das Diagramm eingefügt. Dieser liegt bereits deutlich näher an der

Rombergkurve. Da jedoch keine Werte von etwas weiter entfernt liegenden Messstellen zur Verfügung stehen, wurde mit der bestehenden Umwandlungsfunktion weitergearbeitet.

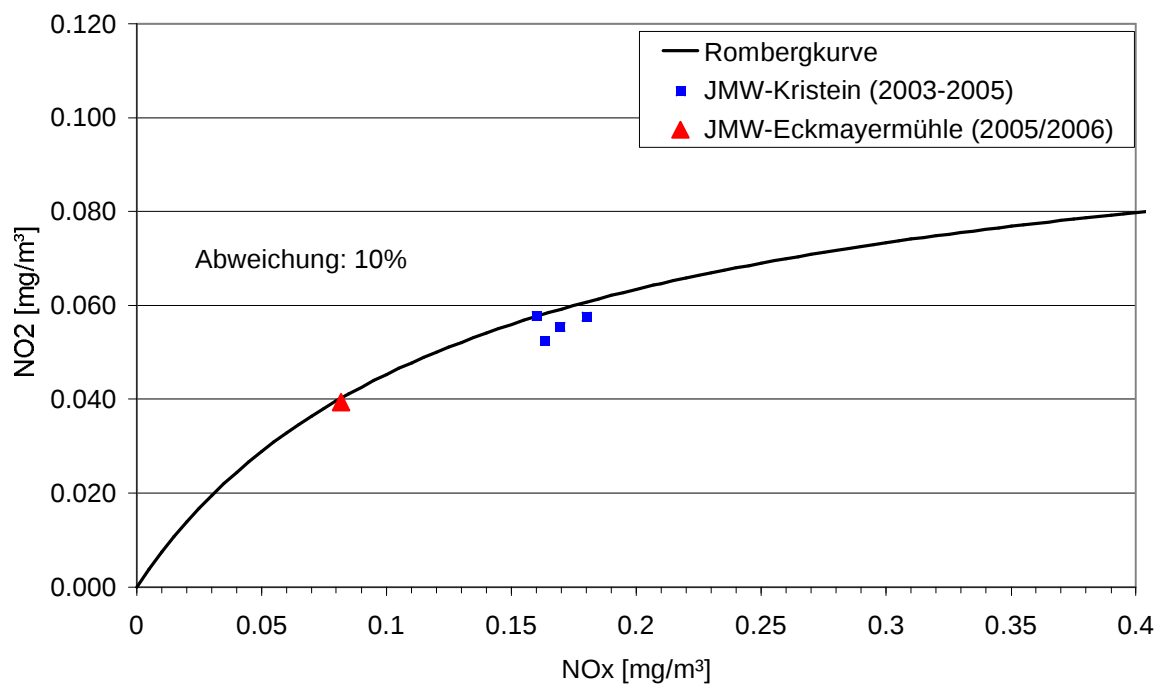


Abbildung 9: NO_x – NO₂ Umwandlungsfunktion für den Jahresmittelwert

4.3 Verkehrsdaten und Fahrverläufe

4.3.1 Verkehrsdaten

Die Verkehrsdaten wurden vom Amt der OÖ Landesregierung zur Verfügung gestellt. Verwendet wurden die Daten der Zählstelle A1 km 159,2 (Brücke L1401) vom 1. bis 31. Oktober 2005. Der DTV betrug in dieser Zeit 57.574 KFZ/Tag mit einem Schwerververkehrsanteil von 15%. Der reine Werktags- DTV betrug 62.593 KFZ/Tag mit einem Schwerververkehrsanteil von 19% (11.651 LKW/Tag).

Zur weiteren Berechnung wurde der J-DTV verwendet, da die Temporeduktion auch für den Wochenendverkehr wirksam ist. Der Tagesverlauf ist in Abbildung 10 für einen typischen Wochentag (Montag bis Donnerstag) dargestellt. Montags bis Freitags sind klare Morgen- und Abendspitzen erkenntlich.

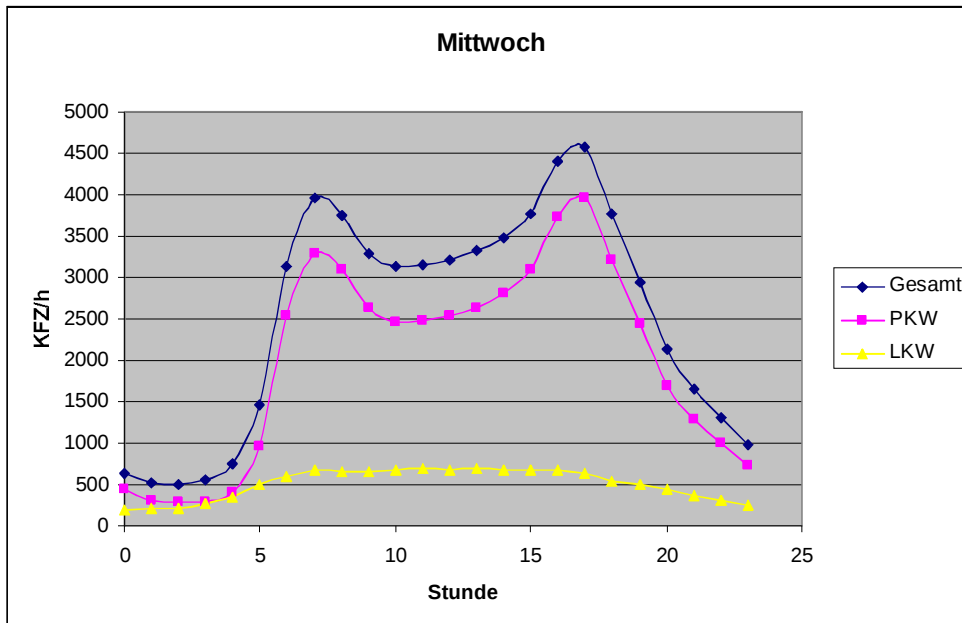


Abbildung 10: Gemittelte Tagesgänge für einen typischen Wochentag (Mittwoch)

4.3.2 Aufgezeichnete Fahrverläufe

Der zu untersuchende Abschnitt der A1 befindet sich zwischen der Anschlussstelle Enns bei Kilometer 155 und dem Knoten Haid bei Kilometer 177. Der betreffende Autobahnabschnitt unterliegt zwischen den Knoten Haid und Linz einer Beschränkung von 100 km/h, die bis Kilometer 167 reicht.

Um ein möglichst realistisches Fahrverhalten auf dem zu untersuchenden Abschnitt berechnen zu können, wurden mittels eines GPS Systems verschiedene Fahrmuster aufgenommen. Abbildung 11 zeigt den Aufbau des Systems in einem LKW. Es besteht im Wesentlichen aus der GPS Sende- / Empfängereinheit sowie einem Computer mit spezieller Software zur Datenaufzeichnung.



Abbildung 11: GPS-Einheit im Fahrzeug zur Bestimmung der Fahrmuster

Die Fahrverhalten wurden getrennt nach den Fahrzeugkategorien LKW und PKW ermittelt, wobei im gegenständlichen Fall Verfolgungsfahrten mit einem PKW durchgeführt wurden. Dabei wurde der Streckenabschnitt in beide Fahrtrichtungen mehrmals abgefahren. Abbildung 12 zeigt das aufgenommene Fahrmuster für LKW. Deutlich zu erkennen ist, dass die durchschnittliche Geschwindigkeit bei etwa 88 km/h liegt. Typisch für LKW ist auch, dass zumindest in Fahrtrichtung Enns die Geschwindigkeit über einen längeren Streckenabschnitt praktisch konstant gehalten wird. Dass dies in Fahrtrichtung Haid nicht immer möglich war, hängt mit einer großen Anzahl LKW zusammen, die im Bereich des Knoten Linz auf die A1 auffahren. Auch die relativ starken Einbrüche bei Weglängenkilometer 2 in Fahrtrichtung Enns, bzw. Weglängenkilometer 18 in Fahrtrichtung Haid sind auf hohes Verkehrsaufkommen und damit auf recht unflüssiges Fahren zurückzuführen.

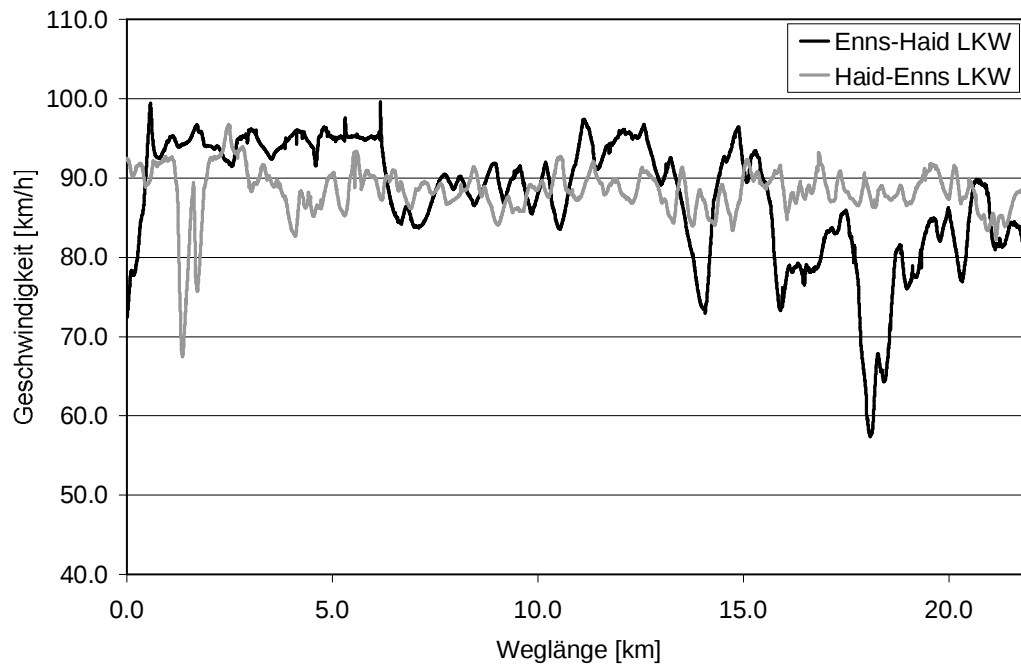


Abbildung 12: Fahrverhalten von LKW auf dem Streckenabschnitt Haid Enns

Etwas differenzierter muss das Fahrverhalten für PKW betrachtet werden. Um den Einfluss einzelner Fahrstile zu minimieren, wurde die Strecke mehrmals abgefahren. Abbildung 13 zeigt zwei der aufgenommenen Fahrmuster auf dem Abschnitt Enns-Haid.

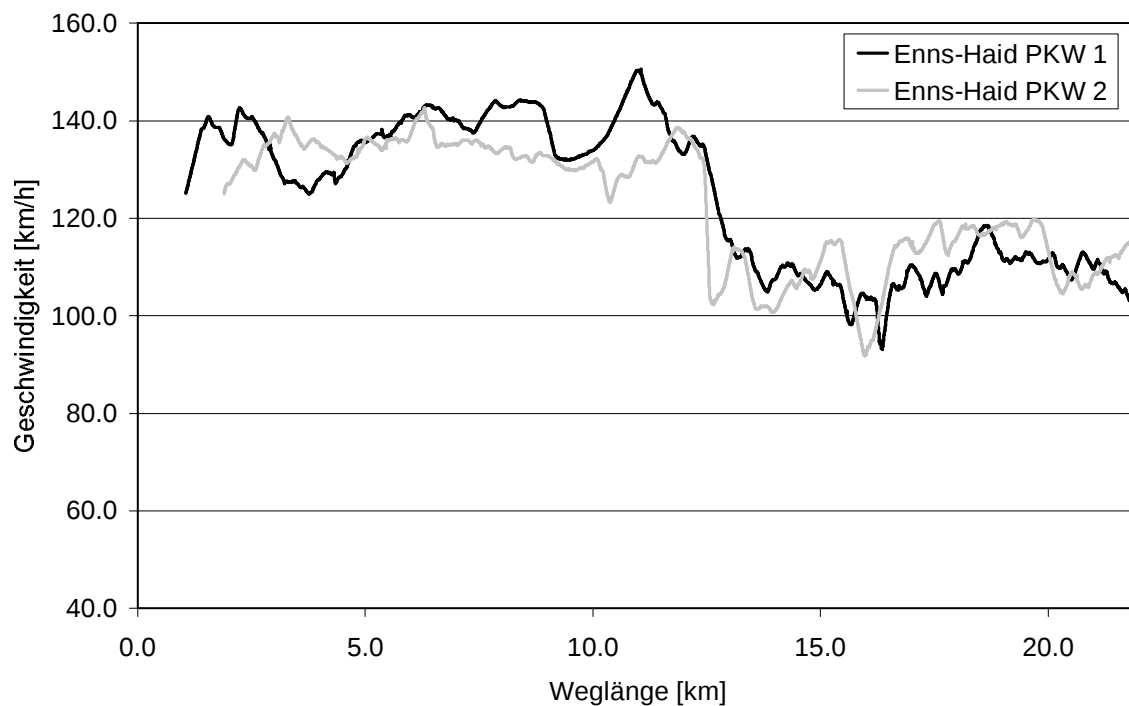


Abbildung 13: Fahrverhalten von PKW auf dem Streckenabschnitt Enns-Haid

Deutlich zu erkennen ist der Bereich der bestehenden Tempo 100 Beschränkung, der ungefähr ab Weglängenkilometer 12, also etwa 12 km hinter der Anschlussstelle Enns beginnt. Hier liegt die durchschnittliche Geschwindigkeit der PKW bei etwa 115 km/h. Auf dem mit 130 km/h begrenzten Abschnitt der Messstrecke werden dagegen deutlich höhere Geschwindigkeiten erreicht. Abhängig von der Verkehrsdichte konnten Geschwindigkeiten bis 150 km/h gemessen werden, wobei im Mittel etwa 135 km/h angenommen werden können. Da während des Auffahrens auf die Autobahn bei der Anschlussstelle Enns noch nicht die Zielgeschwindigkeit erreicht werden konnte, wurden circa die ersten 1 bis 1,5 km bei der Fahrverhaltenserhebung nicht berücksichtigt, was das Fehlen dieser Daten in Abbildung 13 erklärt.

Abbildung 14 zeigt das aufgenommene Fahrmuster auf der Gegenfahrbahn in Richtung Enns. Auch hier ist die bestehende Tempo 100 Zone, die bis etwa Weglängenkilometer 10, also etwa 10 km hinter die Anschlussstelle Haid reicht, zu erkennen. Ähnlich wie in Fahrtrichtung Haid liegt die Durchschnittsgeschwindigkeit bei etwa 113 km/h. Im nicht beschränkten Abschnitt variiert die Geschwindigkeit stark in Abhängigkeit des jeweiligen Verkehrsaufkommens, wobei Spitzengeschwindigkeiten bis 160 km/h gemessen wurden. Wie in Abbildung 14 ersichtlich, wurde auf die Darstellung der letzten 1000 Meter der Messstrecke verzichtet, da in diesem Bereich während der Messung bereits die Geschwindigkeit verringert wurde, um bei der Anschlussstelle Enns abzufahren.

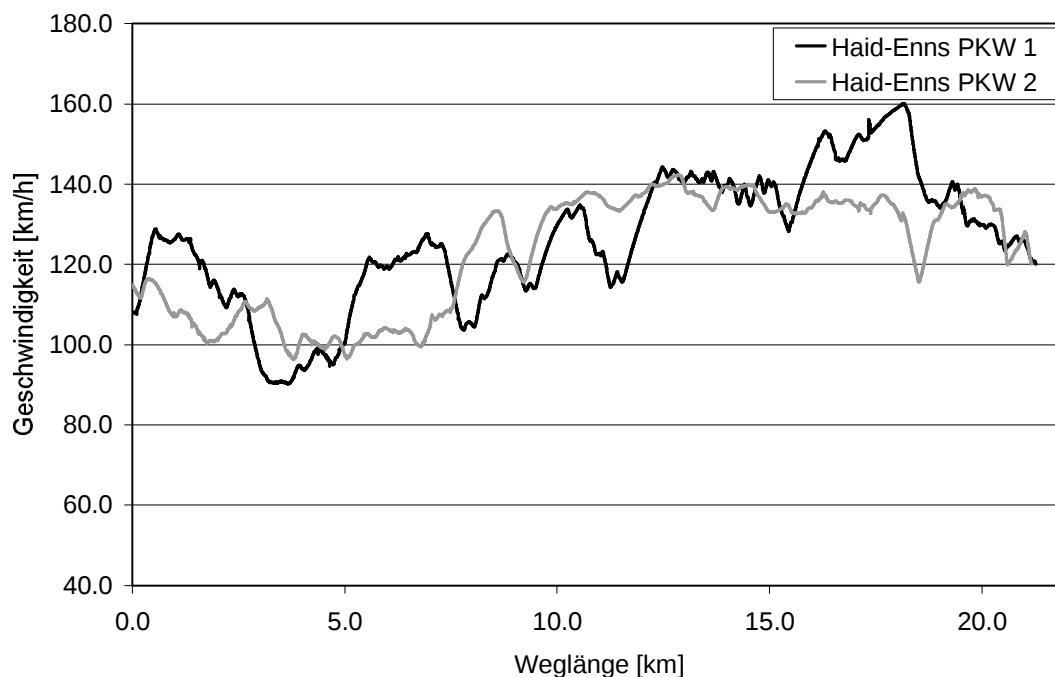


Abbildung 14: Fahrverhalten von PKW auf dem Streckenabschnitt Haid-Enns

In Tabelle 12 sind die durchschnittlichen Geschwindigkeiten im Testbereich nochmals tabellarisch dargestellt. Die mittels GPS aufgezeichneten Fahrmuster wurden für die Emissionsermittlung verwendet. Anmerkung: Die Fahrmuster liefern sehr ähnliche Emissionswerte wie sie im Emissionsfaktorenhandbuch HBEFA [1] für die Fahrmuster AB_100 bzw. AB_120 beschrieben werden. In guter Näherung kann mit den Emissionswerten dieser beiden Fahrmuster weitergerechnet werden.

Tabelle 12: durchschnittliche Geschwindigkeiten auf der A1 im Bereich Enns – Knoten Haid

	durchschnittliche Geschwindigkeit [km/h]		
	Fahrtrichtung Haid	Fahrtrichtung Enns	Mittelwert
LKW	88	88	88
PKW [T 100 Zone]	115	113	114
PKW [T 130 Zone]	135	134	135

4.4 Emissionen

Unter Berücksichtigung des Verkehrsaufkommens und der ermittelten Emissionsmengen pro Einzelfahrzeug lässt sich nun die Gesamtemission auf dem entsprechenden Straßenstück ableiten. Tabelle 13 enthält die berechneten Emissionswerte für den untersuchten Abschnitt.

Betrachtet man die Stickoxidemissionen, so erkennt man, dass diese zu mehr als der Hälfte (57%) aus dem Nutzfahrzeugverkehr kommen, obwohl der Fahrleistungsanteil dieser Gruppe (Lastkraftwagen, Sattelzüge, Lastzüge und Busse) lediglich 15 % beträgt. Etwas anders stellt sich die Situation bei den Partikelemissionen (PM₁₀) dar. Während bei den reinen Auspuffemissionen 2/3 aus dem Sektor PKW und Leichte Nutzfahrzeuge kommen, trägt der LKW-Verkehr das restliche Drittel zur Belastung bei. Berücksichtigt man aber auch noch die Aufwirbelungsemissionen, so verschiebt sich das Emissionsverhältnis zu 70% PKW und Leichte Nutzfahrzeuge sowie 30 % LKW.

Tabelle 13: Emissionswerte für den Berechnungsabschnitt, bestehende Situation, Emissionen in [t/a]

T130	MioKfzkm	CO ₂ [t/a]	NO _x [t/a]	CO [t/a]	PM10 Exhaust [t/a]	PM10 NonEx. [t/a]	PM10 Ges. [t/a]	SO ₂ [t/a]	Benzol [t/a]
Gesamt	290.32	82889.80	503.03	636.51	17.02	14.85	31.87	0.60	2.51
PKW	226.27	48023.01	185.10	551.75	8.28	10.64	18.92	0.32	2.24
LNF	19.41	6549.75	29.37	29.71	2.49	0.91	3.40	0.05	0.09
Summe SNF	44.64	28317.05	288.55	55.05	6.24	3.30	9.54	0.23	0.18

5 Beschreibung der Maßnahmenwirkungen

Als Maßnahmen werden das generelle Tempolimit und ein zeitlich eingeschränktes Tempolimit diskutiert.

5.1 Generelles Tempolimit von 100 km/h für PKW

Bei diesem Szenario wird eine zeitlich unbegrenzte Geschwindigkeitsbeschränkung auf 100 km/h höchstzulässige Geschwindigkeit untersucht. Dieses Limit betrifft Personenkraftfahrzeuge und Leichte Nutzfahrzeuge.

5.1.1 Emissionen

Tabelle 14 enthält nun die Emissionswerte für den Fall der zeitlich unbegrenzten Beschränkung auf 100 km/h höchstzulässige Geschwindigkeit. Über Änderungen in der Gesamtfahrleistung liegen keine Untersuchungen vor. Es ist aber anzumerken, dass durch die Einführung von Tempo 100 eine geringfügige Verlagerung von PKW Fahrten ins Bundesstraßennetz erfolgen kann. Für schwere Nutzfahrzeuge ändert sich dadurch nichts.

Tabelle 14: Emissionswerte für den Berechnungsabschnitt, generell T100, Emissionen in [t/a]

T100	MioKfzkm	CO ₂ [t/a]	NO _x [t/a]	CO [t/a]	PM10 Exhaust [t/a]	PM10 NonEx [t/a]	PM10 Ges [t/a]	SO ₂ [t/a]	Benzol [t/a]
Gesamt	290.32	74162.41	455.32	368.40	14.23	14.85	29.08	0.54	2.10
PKW	226.27	39587.08	140.29	286.55	5.73	10.64	16.37	0.26	1.83
LNF	19.41	6258.28	26.48	26.80	2.26	0.91	3.17	0.05	0.09
Summe SNF	44.64	28317.05	288.55	55.05	6.24	3.30	9.54	0.23	0.18

Tabelle 15 enthält nun die prozentuellen Änderungen der Emissionsmengen. Die Auswirkungen auf die Aufwirbelungsemissionen bei PM₁₀ können aufgrund fehlender Daten über die Geschwindigkeitsabhängigkeit dieser Emissionsquelle nicht prognostiziert werden.

Die größten Emissionsreduktionen sind mit über 40% bei CO zu verzeichnen. Bei den Stickoxiden ist eine 9%-ige Reduktion möglich. Bei den Partikeln reduziert sich der Auspuffanteil um 16% (größtenteils Ruß), auf Auspuff und Aufwirbelung bezogen beträgt das Reduktionspotenzial immer noch 9%.

Tabelle 15: Differenz zwischen T100 generell und T130 in [%]

Differenz	MioKfzkm	CO ₂ [%]	NO _x [%]	CO [%]	PM10 Exhaust [%]	PM10 NonEx [%]	PM10 Ges [%]	SO ₂ [%]	Benzol [%]
Gesamt	0.00	-11	-9	-42	-16	0	-9	-9	-16
PKW	0.00	-18	-24	-48	-31	0	-13	-17	-18
LNF	0.00	-4	-10	-10	-9	0	-7	-4	-4
Summe SNF	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0

5.1.2 Immissionen

Bei Einführung von Tempo 100 ganztags kommt es zu einer Reduktion von NO₂ im Nahbereich der Autobahn in einer Größenordnung um 1,5 bis 2 µg/m³. In Entfernungen von ca. 1500 m nördlich von der Autobahn ist das Reduktionspotenzial auf 0,5 µg/m³ abgesunken (siehe Abbildung 15). Südlich der Autobahn ist die Einflusszone etwa gleich groß.

Tabelle 15 enthält die Reduktionen an den beiden Messstellen Kristein und Eckmayer Mühle. Die erzielbaren Reduktionen liegen bei $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei der Messstelle Kristein und bei $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei der Messstelle Eckmayer Mühle. Beim Primäranteil des Feinstaubes (Auspuffemissionen) werden $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ reduziert. Mit der üblichen statistischen Umrechnung (siehe Kapitel 3.2.6) würden damit bei Kristein 4 Überschreitungstage und bei der Eckmayer Mühle ein Überschreitungstag weniger anfallen.

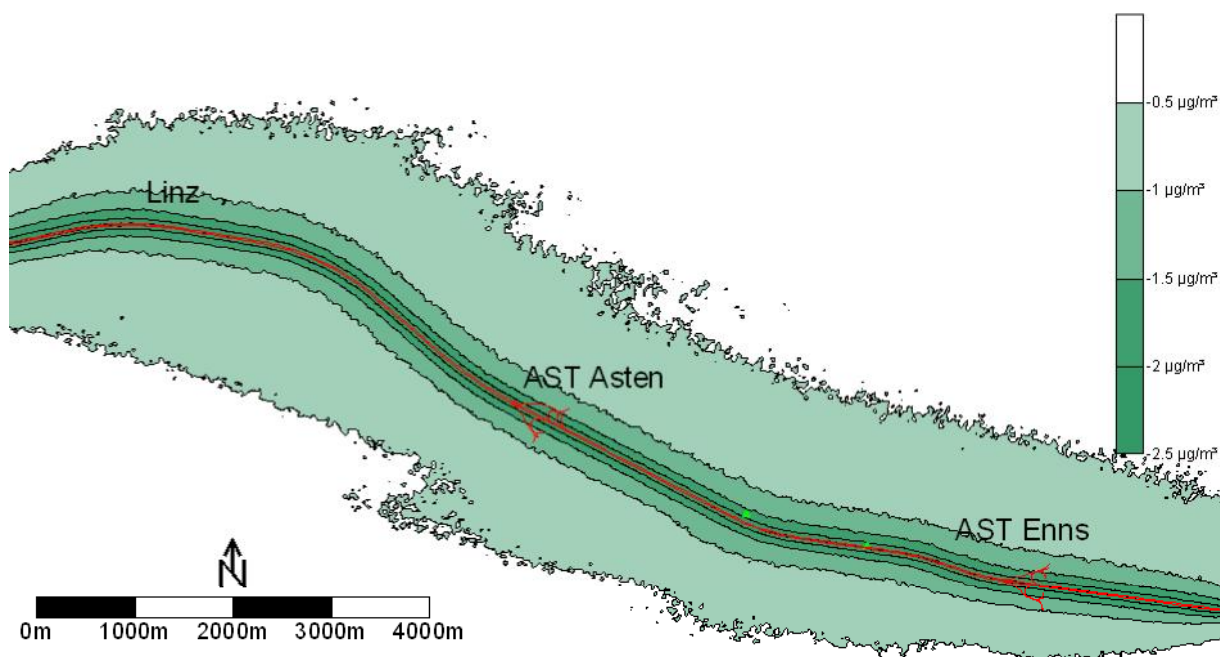


Abbildung 15: Reduktion von NO_2 im Jahresmittel bei Einführung von Tempo 100 generell

Tabelle 16: Berechnete NO_2 -Konzentrationen an den Messstationen Kristein und Eckmayer Mühle für den Ist-Zustand und Maßnahme in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

NO_2 JMW [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	T130	T100	Reduktion
Kristein	65.8	63.7	-2.1
Eckmayermühle	44.7	43.0	-1.7

PM_{10} JMW [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	T130	T100	Reduktion
Kristein	36.9	35.8	-1.1
Eckmayermühle	28.3	28.0	-0.4

Abbildung 16 und Abbildung 17 zeigen die Gebiete mit Immissionsreduktionen im Bereich Asten und zwischen Ebelsberg und Pichling. In diesen beiden Bereichen ist die Maßnahmenwirksamkeit am höchsten, da unmittelbar Wohngebiete von dieser Entlastungsmaßnahme profitieren.

Die quantifizierbaren Reduktionen bei Feinstaub (PM_{10}) beziehen sich nur auf den verbrennungsbedingten Anteil der PM_{10} Emissionen und fallen demgemäß merklich geringer aus (Abbildung 18 und Abbildung 19).

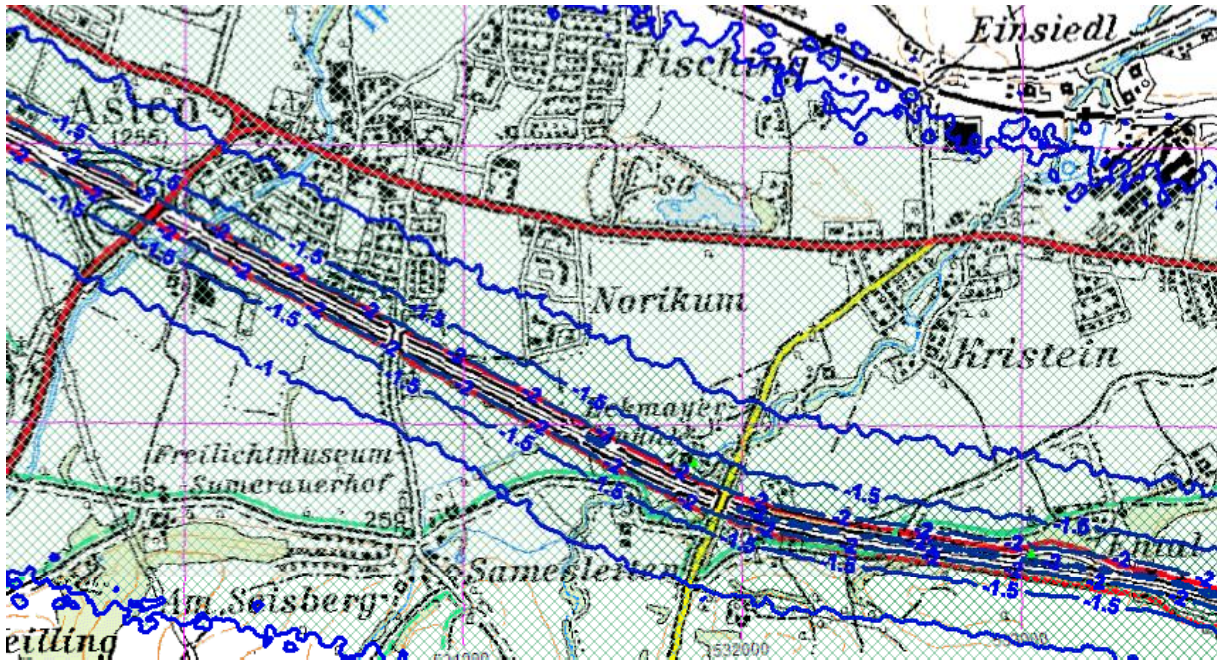


Abbildung 16: Reduktion von NO₂ im Jahresmittel im Bereich Asten bei Einführung von Tempo 100 generell (äußerste Linie entspricht einer Reduktion von 0,5 µg/m³)

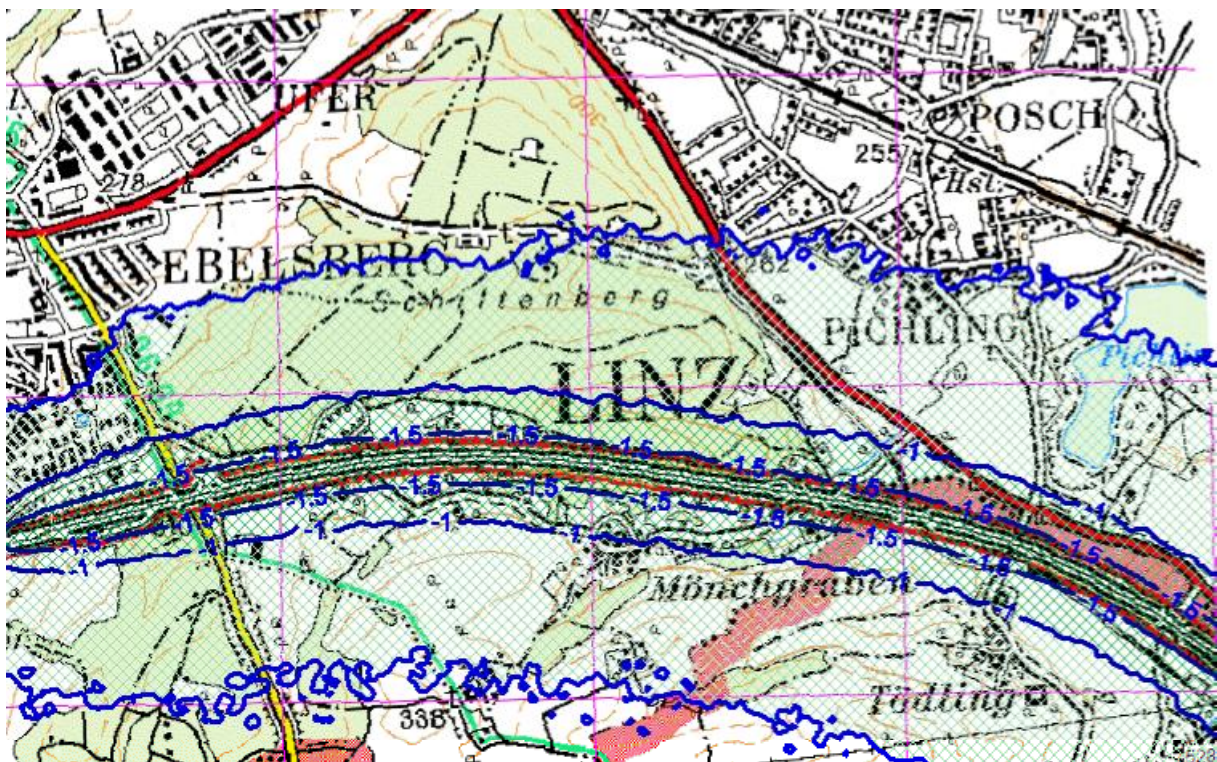


Abbildung 17: Reduktion von NO₂ im Jahresmittel im Bereich Ebelsberg - Pichling bei Einführung von Tempo 100 generell (äußerste Linie entspricht einer Reduktion von 0,5 µg/m³)

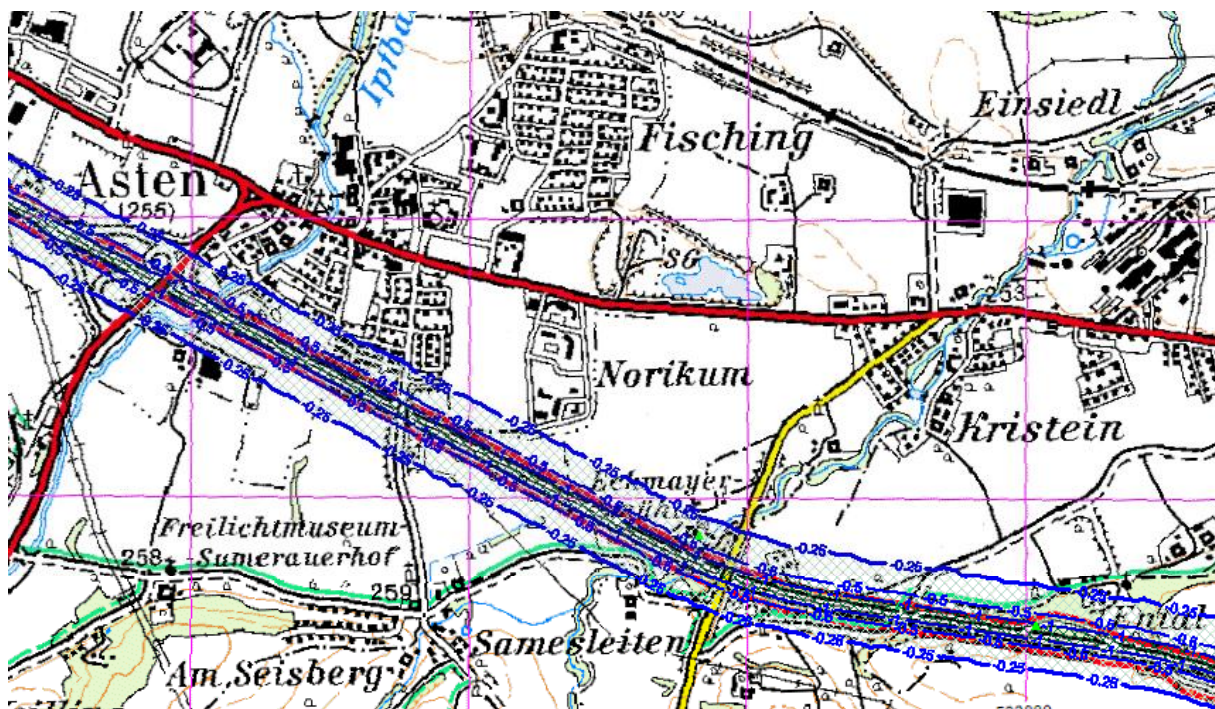


Abbildung 18: Reduktion von PM₁₀ (Auspuffanteil) im Jahresmittel im Bereich Asten bei Einführung von Tempo 100 generell (äußerste Linie entspricht einer Reduktion von 0,25 µg/m³)

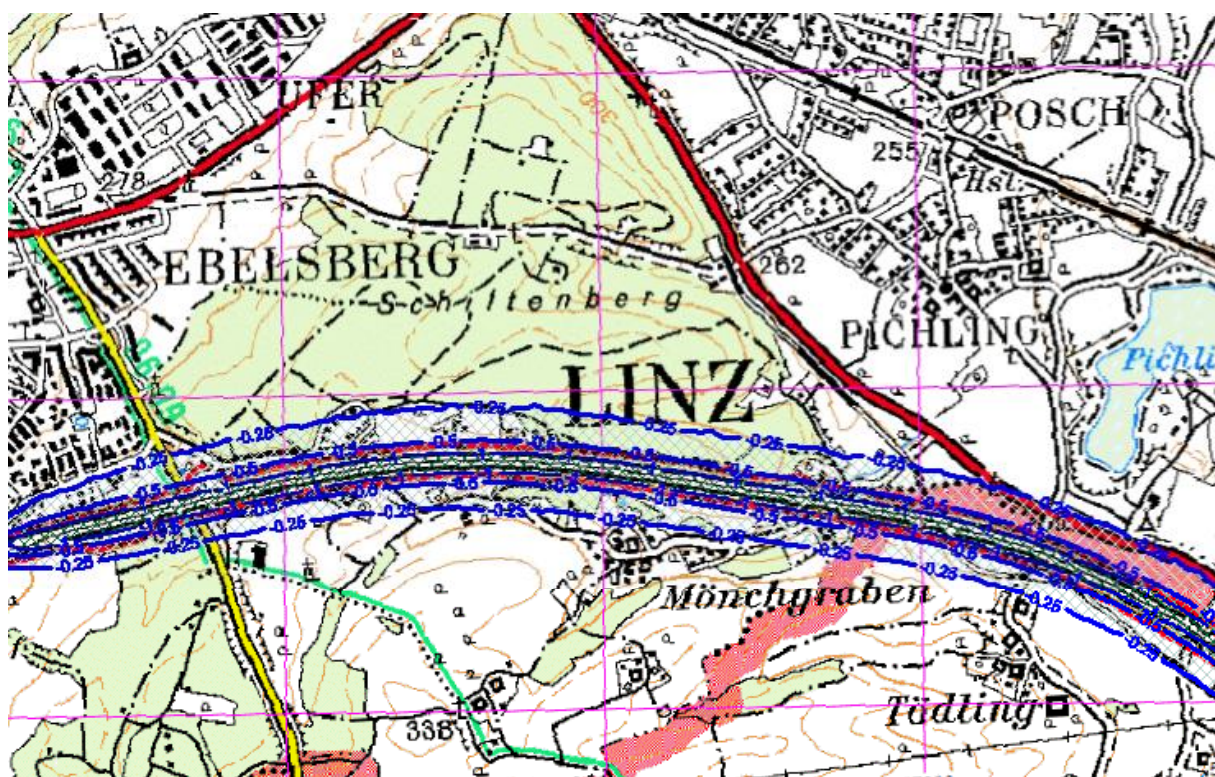


Abbildung 19: Reduktion von PM₁₀ (Auspuffanteil) im Jahresmittel im Bereich Ebelsberg - Pichling bei Einführung von Tempo 100 generell (äußerste Linie entspricht einer Reduktion von 0,25 µg/m³)

5.2 Temporäres Tempolimit von 100 km/h für PKW zwischen 5:00 und 23:00

Bei diesem Szenario wird das Tempolimit 100 km/h während der Nachtstunden (23:01 bis 04:59) ausgesetzt. Hierzu ist anzumerken, dass zu dieser Zeit zwar das Verkehrsaufkommen sehr niedrig ist, gleichzeitig aber auch sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen vorherrschen. Eine Emission während dieser Nachtstunden wirkt sich daher merklich ungünstiger aus als während der Tagesstunden.

5.2.1 Emissionen

Tabelle 17 enthält nun die Emissionswerte für den Fall des zeitlich begrenzten Tempolimits auf 100 km/h höchstzulässige Geschwindigkeit. Über Änderungen in der Gesamtfahrleistung liegen keine Untersuchungen vor. Es ist aber anzumerken, dass durch die Einführung von Tempo 100 eine geringfügige Verlagerung von PKW Fahrten ins Bundesstraßennetz erfolgen kann. Für schwere Nutzfahrzeuge ändert sich dadurch nichts.

Tabelle 17: Emissionswerte für den Berechnungsabschnitt, T100 eingeschränkt, Emissionen in [t/a]

T100 tagsüber	MioKfzkm	CO ₂ [t/a]	NO _x [t/a]	CO [t/a]	PM10 Exhaust [t/a]	PM10 NonExhaust [t/a]	PM10 Gesamt [t/a]	SO ₂ [t/a]	Benzol [t/a]
Gesamt	290.32	75226.54	461.13	401.09	14.57	14.85	29.42	0.55	2.15
PKW	226.27	40615.68	145.75	318.89	6.04	10.64	16.68	0.27	1.88
LNF	19.41	6293.81	26.83	27.15	2.28	0.91	3.20	0.05	0.09
Summe SNF	44.64	28317.05	288.55	55.05	6.24	3.30	9.54	0.23	0.18
LKW	9.35	4137.71	43.34	7.53	0.98	0.69	1.67	0.03	0.03

Tabelle 18 enthält nun die prozentuellen Änderungen der Emissionsmengen. Die Auswirkungen auf die Aufwirbelungsemissionen bei PM₁₀ können aufgrund fehlender Daten über die Geschwindigkeitsabhängigkeit dieser Emissionsquelle nicht prognostiziert werden.

Die größten Emissionsreduktionen sind mit über 37% bei CO zu verzeichnen. Bei den Stickoxiden ist eine 8%-ige Reduktion möglich. Bei den Partikeln reduziert sich der Auspuffanteil um 14% (größtenteils Ruß), auf Auspuff und Aufwirbelung bezogen beträgt das Reduktionspotenzial immer noch 8%.

Tabelle 18: Differenz zwischen T100 temporär und T130 in [%]

Differenz	MioKfzkm	CO ₂ [%]	NO _x [%]	CO [%]	PM10 Exhaust [%]	PM10 NonEx [%]	PM10 Ges [%]	SO ₂ [%]	Benzol [%]
Gesamt	0.00	-9	-8	-37	-14	0	-8	-8	-14
PKW	0.00	-15	-21	-42	-27	0	-12	-15	-16
LNF	0.00	-4	-9	-9	-8	0	-6	-3	-4
Summe SNF	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0

Somit ist das Emissionsminderungspotenzial etwas geringer, als dies bei T100 generell der Fall ist.

5.2.2 Immissionen

Bei Einführung von Tempo 100 zwischen 5:00 und 23:00 kommt es ebenfalls zu einer Reduktion von NO_2 im Nahbereich der Autobahn in einer Größenordnung um 1,5 bis 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Unterschiedlich zum Fall des generellen Tempolimits ist jedoch der Bereich der Auswirkungen dieser Maßnahme. In Entfernungen von ca. 800 m südlich von der Autobahn ist das Reduktionspotenzial auf 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ abgesunken. Nördlich davon ist der Auswirkungsbereich bereits auf 600 m reduziert (siehe Abbildung 20). Tabelle 19 enthält die Reduktionen an den beiden Messstellen Kristein und Eckmayer Mühle. Die erzielbaren Reduktionen liegen bei 1,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei der Messstelle Kristein und bei 1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei der Messstelle Eckmayer Mühle. Beim Primäranteil des Feinstaubes (Auspuffemissionen) werden 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ reduziert. Mit der üblichen statistischen Umrechnung (siehe Kapitel 3.2.6) würden damit bei Kristein vier Überschreitungstage und bei der Eckmayer Mühle ein Überschreitungstag weniger anfallen.

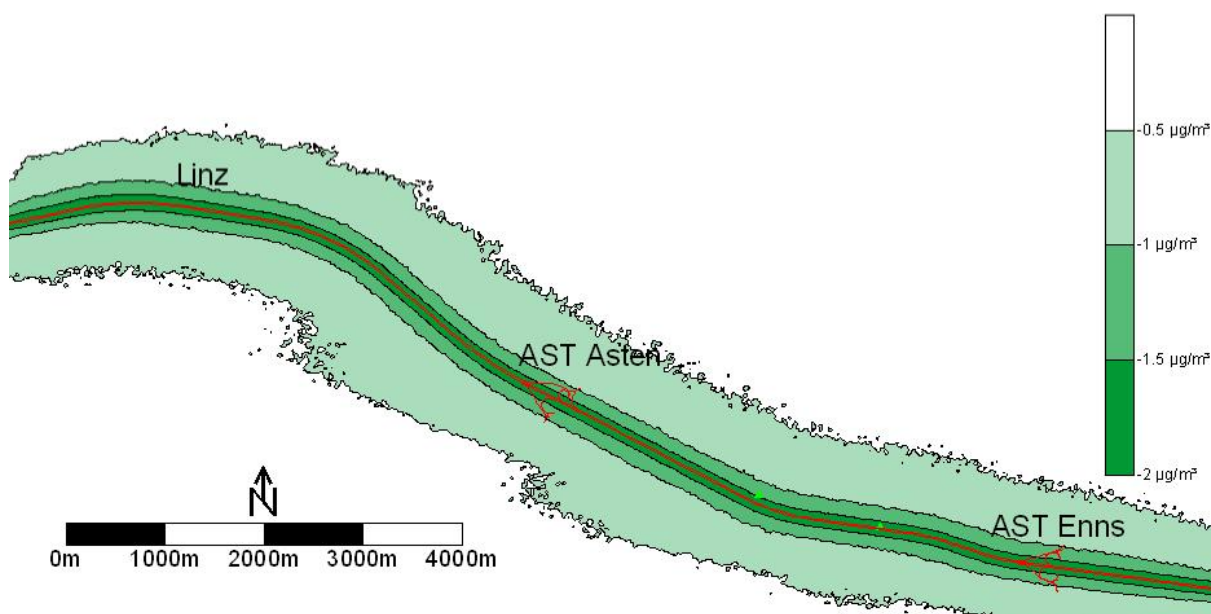


Abbildung 20: Reduktion von NO_2 im Jahresmittel bei Einführung von Tempo 100 zwischen 5:00 und 23:00 Uhr

Tabelle 19: Berechnete NO_2 -Konzentrationen an den Messstationen Kristein und Eckmayer Mühle für den Ist-Zustand und Tempo 100 (5:00 bis 23:00 Uhr) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

NO_2 JMW [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	T130	T100 temp	Reduktion
Kristein	65.8	64.1	-1.7
Eckmayermühle	44.7	43.3	-1.4

PM_{10} JMW [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	T130	T100 temp	Reduktion
Kristein	36.9	36.0	-0.9
Eckmayermühle	28.3	28.0	-0.3

Abbildung 21 und Abbildung 22 zeigen die Gebiete mit Immissionsreduktionen im Bereich Asten und zwischen Ebelsberg und Pichling. In diesen beiden Bereichen ist die Maßnahmenwirksamkeit am höchsten, da unmittelbar Wohngebiete von dieser Entlastungsmaßnahme profitieren. Gegenüber dem Szenario Tempo 100 generell sind aber nun die Auswirkungen vor allem nördlich der A1 geringer.

Aufgrund der geringeren Maßnahmenwirksamkeit sind auch die antizipierten Reduktionen bei den verbrennungsbedingten Partikelemissionen bezogen auf die betroffene Fläche merklich geringer (Abbildung 23 und Abbildung 24)

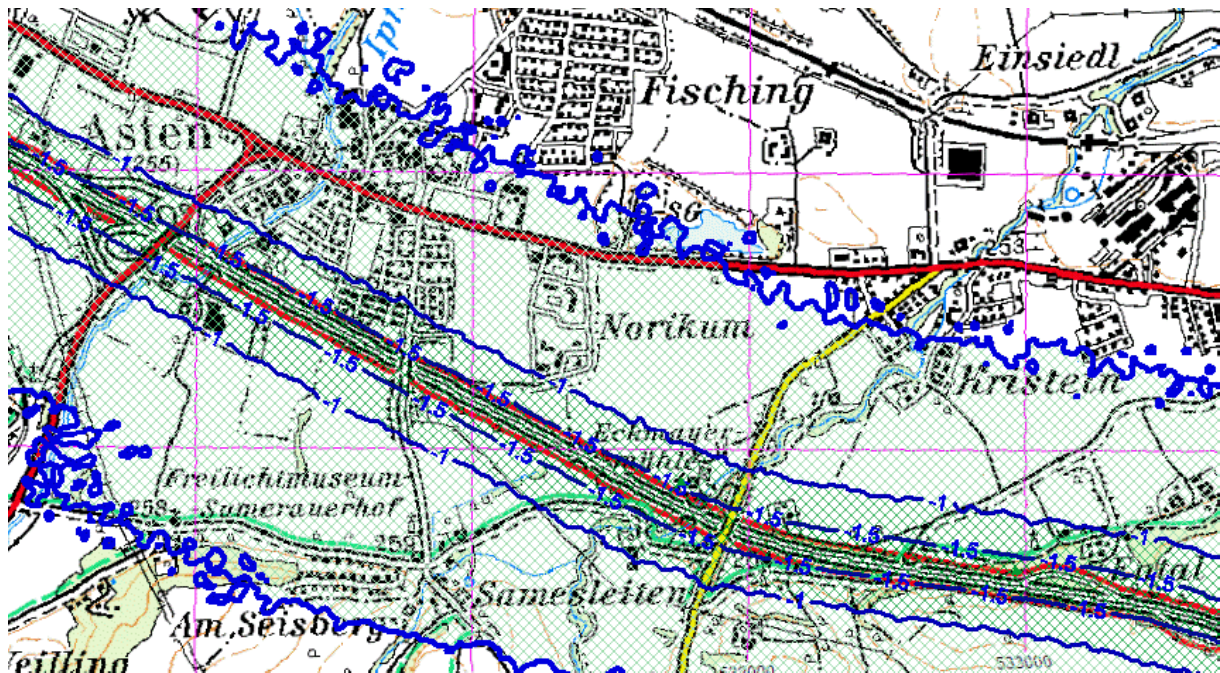


Abbildung 21: Reduktion von NO₂ im Jahresmittel im Bereich Asten bei Einführung von Tempo 100 5:00 bis 23:00 (äußerste Linie entspricht einer Reduktion von 0,5 µg/m³)

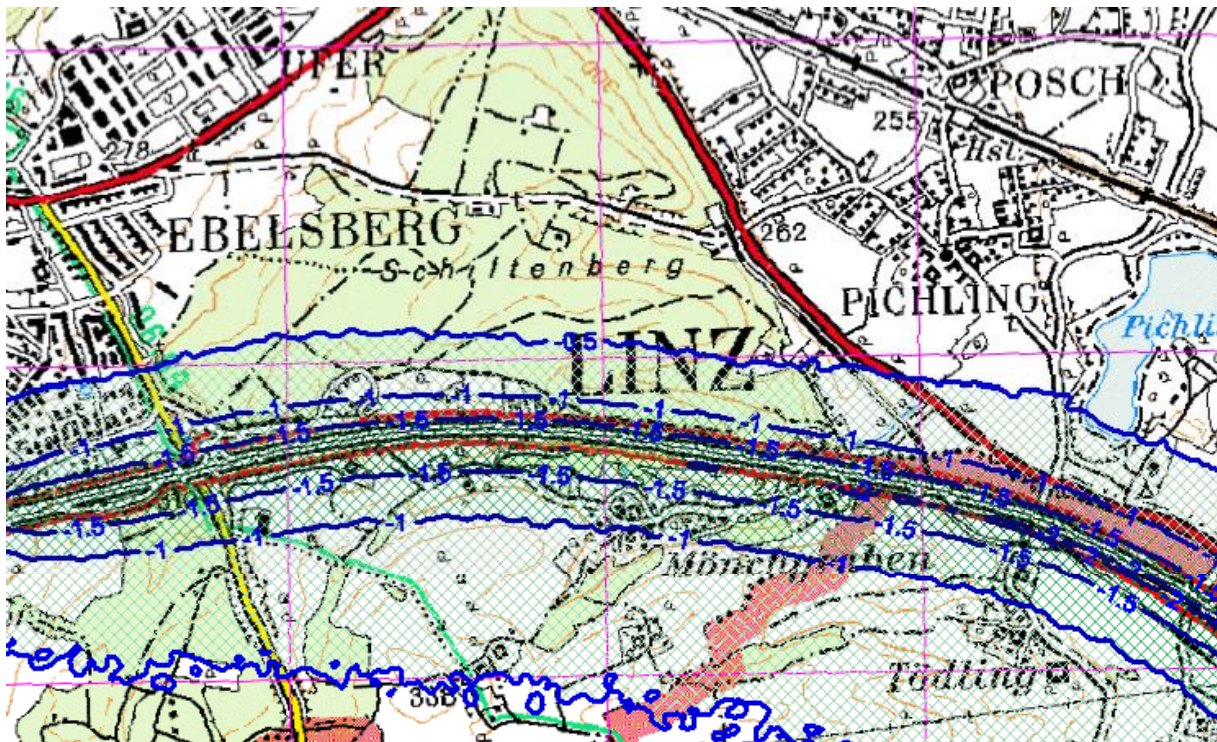


Abbildung 22: Reduktion von NO_2 im Jahresmittel im Bereich Ebelsberg - Pichling bei Einführung von Tempo 100 5:00 bis 23:00 (äußerste Linie entspricht einer Reduktion von $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

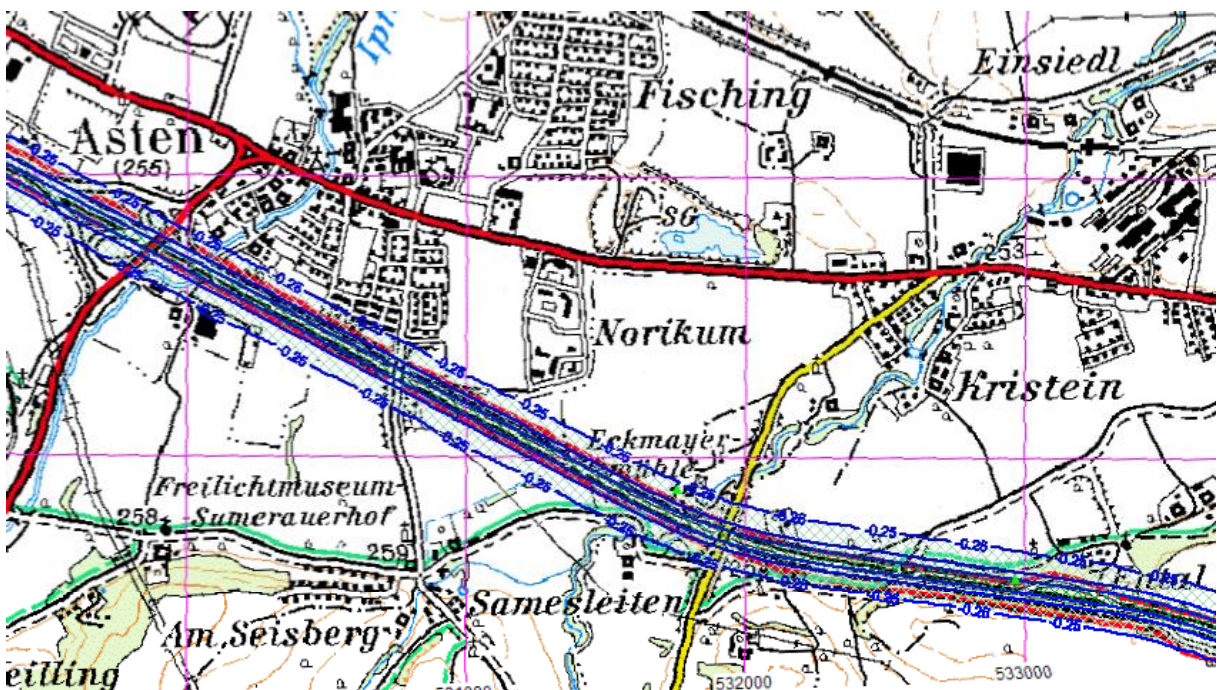


Abbildung 23: Reduktion von PM_{10} (Auspuffanteil) im Jahresmittel im Bereich Asten bei Einführung von Tempo 100 5:00 bis 23:00 (äußerste Linie entspricht einer Reduktion von $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

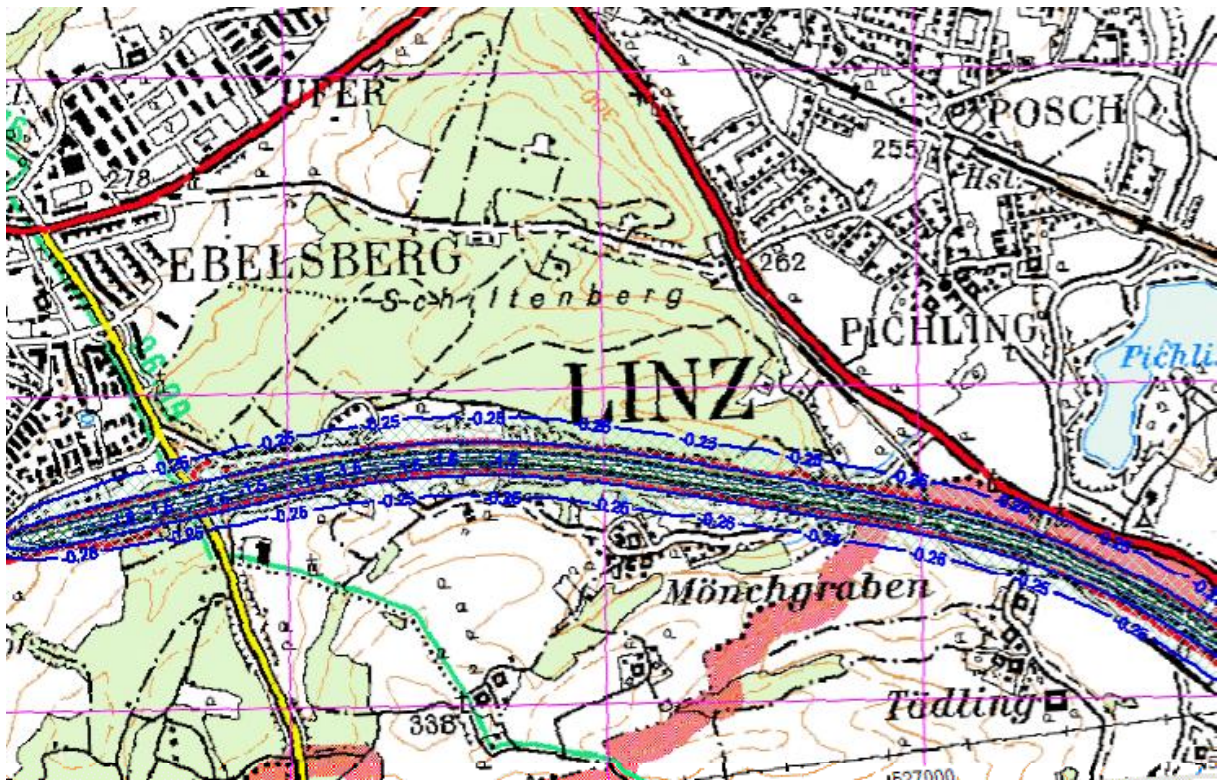


Abbildung 24: Reduktion von PM_{10} (Auspuffanteil) im Jahresmittel im Bereich Ebelsberg - Pichling bei Einführung von Tempo 100 5:00 bis 23:00 (äußerste Linie entspricht einer Reduktion von $0,25 \mu g/m^3$)

5.3 Nachtfahrverbot für LKW > 7,5 t zwischen 22:00 und 6:00

Bei diesem Szenario tritt ein Nachtfahrverbot für schwere Nutzfahrzeuge während der Nachtstunden (22:01 bis 05:59) in Kraft. Hierzu ist anzumerken, dass zu dieser Zeit zwar das Verkehrsaufkommen sehr niedrig ist, gleichzeitig aber auch sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen vorherrschen. Eine Emission während dieser Nachtstunden wirkt sich daher merklich ungünstiger aus als während der Tagesstunden. Nachteilig wirkt sich jedoch die Anhäufung der Fahrten in den frühen Morgenstunden (gleich nach Ende des Nachtfahrverbotes) aus, da während dieser Zeit ebenfalls noch ungünstige Ausbreitungsbedingungen vorliegen.

5.3.1 Emissionen

Um eine Berechnung für die Auswirkungen eines Nachtfahrverbots für LKW > 7,5 t durchführen zu können, sind Annahmen über die Änderung im durchschnittlichen täglichen Verkehrsaufkommen für diese Fahrzeugklasse notwendig. Die in dieser Arbeit getroffenen Annahmen bezüglich dieser Änderungen sind an die Erfahrungen mit dem Nachtfahrverbot auf der A12 angelehnt. Dort zeigte sich eine starke relative Abnahme um ca. 60-70 % der LKW-Fahrten in der Nacht und eine starke Zunahme der LKW-Fahrten am Morgen. Da auf der A13 (Brennerautobahn) zu den Zeiten des Nachtfahrverbots auf der A12 eine doppelt so hohe Maut eingehoben wird, wie tagsüber, ist die absolute Abnahme der LKW-Fahrten auf der A12 durch das Nachtfahrverbot relativ gering. So zeigten entsprechende Emissionsberechnungen, dass ca. 3 % der Emissionen in der Nacht auf den frühen

Vormittag durch das Nachtfahrverbot auf der A12 verschoben wurden [50]. Für die Untersuchung in dieser Arbeit kann, aufgrund der speziellen Situation mit der höheren Nachtmaut auf der A13, von einer höheren Abnahme der LKW-Fahrten in der Nacht ausgegangen werden.

Die Emissionsmengen ändern sich durch die Einführung dieser Maßnahme nicht, da angenommen wird, dass sich die Anzahl der LKW-Fahrten insgesamt nicht ändert. Die in dieser Studie verwendete Verschiebung des Tagesgangs ist in Abbildung 25 dargestellt.

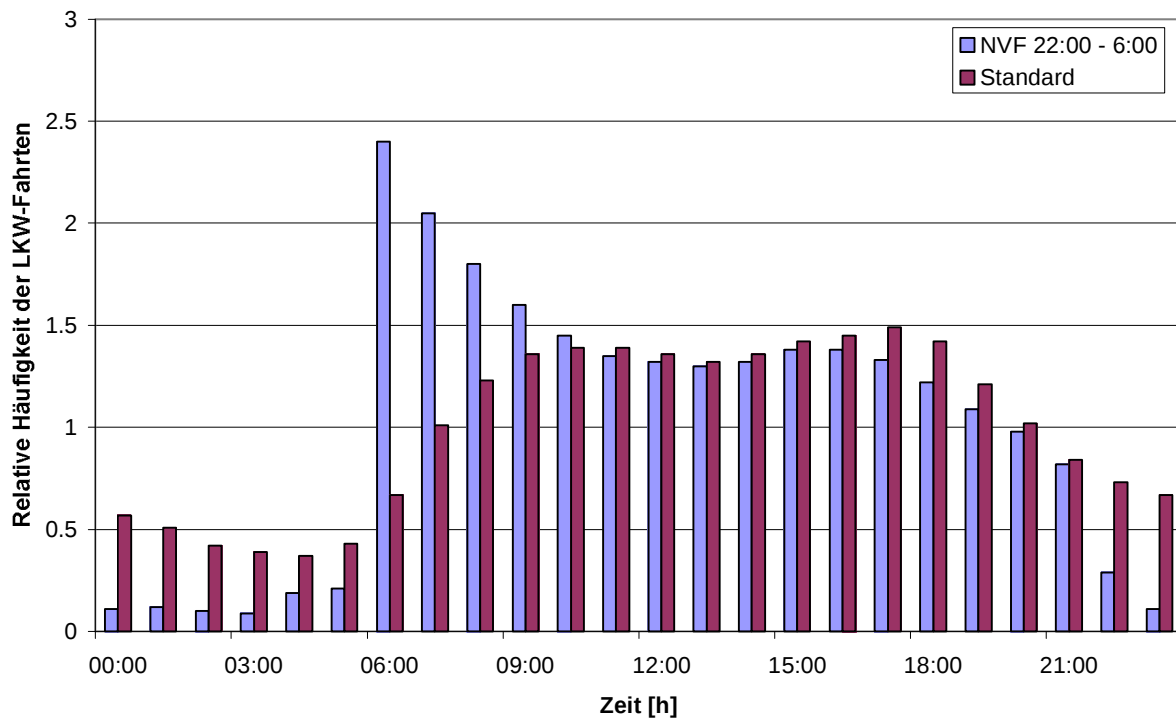


Abbildung 25: Tagesgang der relativen Häufigkeit von LKW-Fahrten mit und ohne Nachtfahrverbot.

5.3.2 Immissionen

Bei Einführung von einem Nachtfahrverbot für LKW > 7,5 t kommt es immissionsseitig zu unterschiedlichen Auswirkungen. Nördlich der Autobahn beträgt die Reduktion im Nahbereich der Autobahn zwischen $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Nach Süden hin kommt es zu einer leichten Zunahme (bis zu $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Überlagert man das Nachtfahrverbot mit der T100 Beschränkung, so ergibt sich naturgemäß eine Reduktion im gesamten Untersuchungsgebiet. Es muss jedoch angeführt werden, dass die Auswirkungen der Maßnahme Nachtfahrverbot LKW > 7,5 t zwar rechentechnisch Veränderungen zeigt, diese jedoch messtechnisch nicht überprüfbar sein werden. Die „punktierte“ Darstellung in Abbildung 26 zeigt, dass die Differenzenbildung zwischen den Fällen mit und ohne Nachtfahrverbot aufgrund der geringen Unterschiede schon sehr unsicher ist.

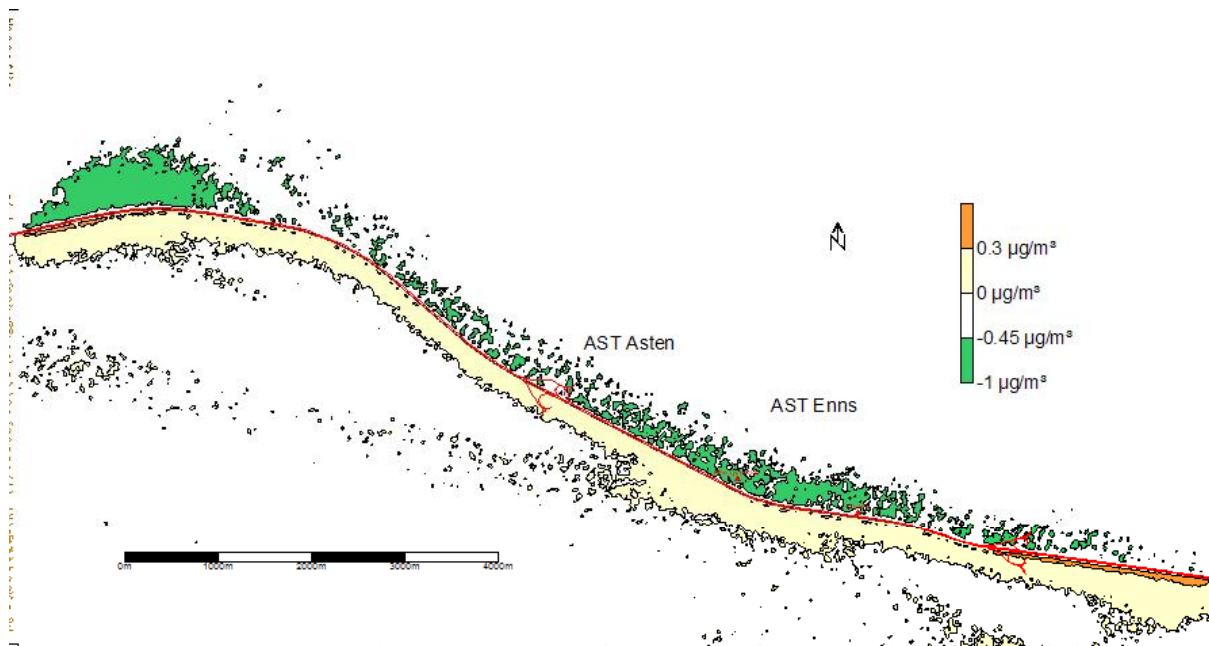


Abbildung 26: Reduktion von NO₂ im Jahresmittel bei Einführung eines Nachtfahrverbots für LKW > 7,5 t ohne Tempolimit für PKW.

Tabelle 20: Berechnete NO₂-Konzentrationen an den Messstationen Kristein und Eckmayer Mühle für den Ist-Zustand und das Nachtfahrverbot für LKW >7,5 t in µg/m³.

NO ₂ JMW [µg/m ³]	T130	NFV + T130	Reduktion NFV +T130	NFV + T100	Reduktion NFV + T100
Kristein	65.8	65.4	-0.4	63.2	-2.5
Eckmayermühle	44.7	44.3	-0.5	42.5	-2.2

PM ₁₀ JMW [µg/m ³]	T130	NFV + T130	Reduktion NFV +T130	NFV + T100	Reduktion NFV + T100
Kristein	36.9	36.8	-0.1	35.7	-1.2
Eckmayermühle	28.3	28.3	-0.1	27.9	-0.4

Generell kann gesagt werden, dass das Nachtfahrverbot keine essenziellen Auswirkungen auf die Lüftgütesituation bringen wird (bei gleichbleibendem täglichen Verkehrsaufkommen).

6 Zusammenfassende Stellungnahme

Inhalt dieser Studie ist die Betrachtung der emissions- und immissionsseitigen Auswirkungen von verschiedenen verkehrsbezogenen Maßnahmen zur Reduktion der Schadstoffbelastung entlang der A1 – Westautobahn im Teilstück Enns – Linz – Ebelsberg. Folgende Varianten wurden untersucht:

- Höchstzulässige Geschwindigkeit von 100 km/h zeitlich unbegrenzt
- Höchstzulässige Geschwindigkeit von 100 km/h zeitlich begrenzt zwischen 5:00 und 23:00

- Höchstzulässige Geschwindigkeit von 100 km/h zeitlich unbegrenzt und ein Nachtfahrverbot für LKW > 7,5 t zeitlich begrenzt zwischen 22:00 und 6:00

Als Eingangsdaten standen die Verkehrszählungen der Zählstelle bei km 159,2 (Brücke) des Monats Oktober 2005 zur Verfügung. Luftgütedaten liegen für die Messstellen Kristein und Eckmayer Mühle des Amtes der OÖ Landesregierung vor. Diese zeigen erwartungsgemäß für die Messstelle Kristein eine massive Überschreitung des JMW für NO₂. Der max. HMW für NO₂ wird in Einzelfällen überschritten. Bei Feinstaub (PM₁₀) wird der Grenzwert für den Tagesmittelwert öfter als die erlaubten 30 mal überschritten.

Die Messstelle Eckmayer Mühle liegt bereits etwas weiter von der Autobahn entfernt und hat demgemäß bereits eine geringere Belastung. Trotzdem sind geringfügige Überschreitungen des JMW und des max. HMW bei NO₂ nicht auszuschließen. Bei PM₁₀ wurde im Auswertzeitraum vom 1.10.2005 bis 30.9.2006 der Tagesmittelwert 33 mal überschritten (erlaubt wären 30 Überschreitungen).

Als meteorologische Eingangsdaten wurden die Werte der Messstelle Kristein der ZAMG verwendet. Jene der lokalen Luftgütemessstelle Enns-Kristein konnten nicht verwendet werden, da der Windgeber dieser Station durch den Bewuchs in der näheren Umgebung stark beeinflusst ist.

6.1 Emissionen an Luftschadstoffen

Die Emissionen wurden auf Basis eines DTV von 57.547 KFZ/Tag mit einem Schwerververkehrsanteil von 15% berechnet. Als Tagesverlauf wurde ein durchschnittlicher Wochentag verwendet. Die Fahrmuster wurden bei Messfahrten auf dem betroffenen Teilstück sowie in der bestehenden Tempo 100 Zone beim Knoten Linz aufgezeichnet.

Tabelle 21: Emissionswerte für den Berechnungsabschnitt, bestehende Situation, Emissionen in [t/a]

T130	MioKfzkm	CO ₂ [t/a]	NO _x [t/a]	CO [t/a]	PM10 Exhaust [t/a]	PM10 NonEx. [t/a]	PM10 Ges. [t/a]	SO ₂ [t/a]	Benzol [t/a]
Gesamt	290.32	82889.80	503.03	636.51	17.02	14.85	31.87	0.60	2.51
PKW	226.27	48023.01	185.10	551.75	8.28	10.64	18.92	0.32	2.24
LNF	19.41	6549.75	29.37	29.71	2.49	0.91	3.40	0.05	0.09
Summe SNF	44.64	28317.05	288.55	55.05	6.24	3.30	9.54	0.23	0.18

Tabelle 22: Emissionswerte für den Berechnungsabschnitt, „T100 generell“, Emissionen in [t/a]

T100	MioKfzkm	CO ₂ [t/a]	NO _x [t/a]	CO [t/a]	PM10 Exhaust [t/a]	PM10 NonEx [t/a]	PM10 Ges [t/a]	SO ₂ [t/a]	Benzol [t/a]
Gesamt	290.32	74162.41	455.32	368.40	14.23	14.85	29.08	0.54	2.10
PKW	226.27	39587.08	140.29	286.55	5.73	10.64	16.37	0.26	1.83
LNF	19.41	6258.28	26.48	26.80	2.26	0.91	3.17	0.05	0.09
Summe SNF	44.64	28317.05	288.55	55.05	6.24	3.30	9.54	0.23	0.18

Tabelle 23: Differenz zwischen „T100 generell“ und T130 in [%]

Differenz	MioKfzkm	CO2 [%]	NOx [%]	CO [%]	PM10 Exhaust [%]	PM10 NonEx [%]	PM10 Ges [%]	SO2 [%]	Benzol [%]
Gesamt	0.00	-11	-9	-42	-16	0	-9	-9	-16
PKW	0.00	-18	-24	-48	-31	0	-13	-17	-18
LNF	0.00	-4	-10	-10	-9	0	-7	-4	-4
Summe SNF	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 24: Emissionswerte für den Berechnungsabschnitt, T100 temporär, Emissionen in [t/a]

T100 tagsüber	MioKfzkm	CO2 [t/a]	NOx [t/a]	CO [t/a]	PM10 Exhaust [t/a]	PM10 NonExhaust [t/a]	PM10 Gesamt [t/a]	SO2 [t/a]	Benzol [t/a]
Gesamt	290.32	75226.54	461.13	401.09	14.57	14.85	29.42	0.55	2.15
PKW	226.27	40615.68	145.75	318.89	6.04	10.64	16.68	0.27	1.88
LNF	19.41	6293.81	26.83	27.15	2.28	0.91	3.20	0.05	0.09
Summe SNF	44.64	28317.05	288.55	55.05	6.24	3.30	9.54	0.23	0.18
LKW	9.35	4137.71	43.34	7.53	0.98	0.69	1.67	0.03	0.03

Tabelle 25: Differenz zwischen T100 temporär und T130 in [%]

Differenz	MioKfzkm	CO2 [%]	NOx [%]	CO [%]	PM10 Exhaust [%]	PM10 NonEx [%]	PM10 Ges [%]	SO2 [%]	Benzol [%]
Gesamt	0.00	-9	-8	-37	-14	0	-8	-8	-14
PKW	0.00	-15	-21	-42	-27	0	-12	-15	-16
LNF	0.00	-4	-9	-9	-8	0	-6	-3	-4
Summe SNF	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0

Wie eine Analyse des Istzustandes zeigt ist der LKW Verkehr zwar nur mit 15% am Verkehrsaufkommen beteiligt, bei den NO_x Emissionen ist er jedoch mit 57% überproportional beteiligt. Dadurch ist die Wirksamkeit von Maßnahmen die ausschließlich den PKW – Verkehr betreffen nur eingeschränkt wirksam, da die 57% LKW Emissionen davon unberührt bleiben. Bei Feinstaub (PM₁₀) ist die Situation etwas anders, da hier ca. 2/3 der Emissionen vom PKW Verkehr kommen. Hier muss jedoch angemerkt werden, dass von den genannten 2/3 wiederum nur etwa die Hälfte als Auspuffemissionen anfallen. Die restlichen PM₁₀ Emissionen sind der Aufwirbelung zuzuschreiben und daher durch eine Geschwindigkeitsbeschränkung kaum beeinflussbar.

Die emissionsseitig größte Wirksamkeit hat die Maßnahme Tempo 100 zeitlich uneingeschränkt. Bei dieser Maßnahme reduziert sich die NO_x sowie die PM₁₀ - Emissionsmenge um ca. 9%. Beschränkt man die Geschwindigkeitsbegrenzung auf den Zeitraum zwischen 5:00 und 23:00, so kann man mit je 8% Emissionsreduktion bei NO_x und bei PM₁₀ rechnen.

6.2 Immissionsbelastung

Die emissionsseitigen Reduktionen haben für NO₂ und PM₁₀ unterschiedliche Auswirkungen. Während bei NO_x der Verkehr der Hauptemittent ist, ist dies bei PM₁₀ nicht unbedingt der Fall. Berechnet wurden die Auswirkungen auf den Jahresmittelwert.

Die Berechnungen für NO₂ zeigen, dass für den Fall Tempo „100 generell“ das Reduktionspotenzial zwischen 2 µg/m³ in unmittelbarer Nähe zur Autobahn bzw. 0,5 µg/m³ in einer Entfernung von rund 1,5 km beidseitig der A1 liegt.

Beim Fall Tempo 100 temporär (5:00 bis 23:00) ist zwar in unmittelbarer Nähe zur Autobahn ebenfalls ein Reduktionspotenzial von ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erwarten, ab einer Entfernung von ca. 800 m beträgt die Reduktion jedoch nur mehr $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hier wirken sich die höheren Emissionen während der Nachtzeiten ohne Tempo 100 überproportional aus.

Die Ergebnisse der Simulationen für ein Nachtfahrverbot für LKW $>7,5 \text{ t}$ zusätzlich zu Tempo „100 generell“ zeigen, dass geringen Entlastungen auf der Nordseite geringe Belastungen auf der Südseite gegenüberstehen. In Summe bringt ein Nachtfahrverbot für LKW $> 7,5 \text{ t}$ unter der angenommenen Rahmenbedingungen keine merkliche Verbesserung der Luftqualität mit sich.

Bei Feinstaub sind die Einflussbereiche beidseitig der Autobahn auf ca. 300 m beschränkt.

Positive Auswirkungen der Maßnahmen sind vor allem in den Autobahn nahen Wohngebieten in Asten aber auch in Ebelsberg zu nennen.

Nicht bewertet werden kann, das sich die NO_x – Reduktion natürlich auch positiv auf die Reduktion von sekundär gebildeten Partikeln (Ammoniumnitrate) auswirkt. Die Bildungsprozesse von sekundären Partikeln sind auf lokalen Skalen kaum vorherzusagen. Daher kann auch eine quantitative Beurteilung nicht erfolgen.

6.3 Schlussfolgerung

Aufgrund der Überschreitungen der Luftgütegrenzwerte für NO_2 in Kristein, aber vor allem auch des Erreichens der NO_2 Grenzwerte an der Messstelle Eckmayer Mühle, sind Maßnahmen zur Senkung der Immissionsbelastung bei NO_2 notwendig. Da der Verkehr ein Hauptemittent an NO_x ist, sind emissionsreduzierende Maßnahmen beim Verkehr als erstes zu betrachten. Die geplante Einführung von Tempo 100 als höchstzulässige Geschwindigkeit stellt eine derartige Maßnahme dar. Dadurch kann die Emission des PKW Verkehrs abgesenkt und damit ein Beitrag zur Verbesserung der Luftgüte gesetzt werden. Da der PKW Verkehr jedoch nur 43% an der NO_x Emission auf der A1 beiträgt, kann mit der gewählten Maßnahme auch nur dieser Emissionsanteil beeinflusst werden. Die Emissionen des LKW Verkehrs bleiben davon unbeeinflusst.

Von den beiden zur Diskussion gestellten Varianten „Tempo 100 zeitlich uneingeschränkt“ und „Tempo 100 zwischen 5:00 und 23:00 Uhr“ ist die erste Variante sowohl emissions- als auch immissionsseitig wirksamer. Die Berechnungen haben gezeigt, dass zwar die Nachtstunden emissionsseitig wenig relevant sind, nicht jedoch wenn man die Immissionsseite betrachtet. Durch die ungünstigen nächtlichen Ausbreitungsbedingungen wirken sich die in den Nachtstunden emittierten Mengen ungünstiger aus als gleiche Emissionsmengen während der Tagesstunden. Die ganztägige Geschwindigkeitsbeschränkung zeigt bei NO_2 vor allem auch noch in Entfernungen zwischen 500 m und 1000 m von der A1 noch Wirkung, während dies bei der Variante mit einer Geschwindigkeitsbeschränkung von 5:00 bis 23:00 Uhr ab einer Entfernung von 500 m nicht mehr der Fall ist. Von einer derartigen Entlastung würden vor allem die A1 – nahen

Wohngebiete in Asten und Ebelsberg profitieren. Hier ist zu erwarten, dass der NO₂ Grenzwert für den JMW eingehalten werden kann.

Als positive „Nebenwirkung“ kann auch die Reduktion bei Feinstaub (PM₁₀) angeführt werden, wobei hier das Reduktionspotenzial merklich geringer ist. Dies unter anderem auch deshalb, weil eventuelle positive Wirkungen einer Geschwindigkeitsreduktion auf eine Verminderung der Emissionen aus Aufwirbelung nicht quantifizierbar sind. Gleiches gilt auch für das Reduktionspotenzial bei sekundär gebildeten Partikeln. Eine NO_x Reduktion wirkt sich auch auf eine Reduktion der Bildung von sekundären Partikeln aus. Diese ist jedoch seriös nicht quantifizierbar.

Trotzdem muss angeführt werden, dass mit der Maßnahme einer Geschwindigkeitsreduktion auf 100 km/h die derzeitige Luftgütesituation zwar verbessert wird, eine dauerhafte Absenkung der Luftgütewerte unter den Grenzwert für NO₂ im Jahresmittel dadurch für die Messstelle Kristein nicht erreicht werden kann. Dazu liegt diese Messstelle viel zu nahe an einem Hauptverkehrsträger mit einem sehr hohen Verkehrsaufkommen. Eine merkliche Entspannung der NO_x Emissionssituation wird erst durch Wirksamwerden der neuen Emissionsgesetzgebungen EURO 5 bei LKW (2008) und bei PKW (2011) bzw. EURO 6 (2013) eintreten, falls die Verkehrszunahmen nicht den Emissionsreduktionen entgegenwirken.

7 Literaturverzeichnis

- [1] Umweltbundesamt (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1A (28. Februar 2004)
- [2] Gehring R., Hill M., Buchmann B., Imhof D., Weingartner E., Baltensberger U., Purghart B., Bürgisser G., Dolecek L., Evequoz R., Hauser-Strozzi E., Infanger K., Jenk H., Porchet A., Sommer H., Sprenger P., Stauffer J., Vaucher C. (2003): Verifikation von PM₁₀ Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, PSI, EMPA, Buwal Schweiz
- [3] BMWA (1999): Technische Grundlage – Ermittlung von diffusen Staubemissionen und Beurteilung von Staubimmissionen, Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit
- [4] Hausberger S. (2005): Straßenverkehrsemissionen und Emissionen sonstiger mobiler Quellen Österreichs für die Jahre 1990 bis 2005. Ber. Nr. FVT-67/05/ Haus-Em 28/05-6790 vom 19.12.2005.
- [5] EWE/BUWAL (2000): Offroad Informations- und Berechnungssystem – Baumaschinen. Version 1.0 vom 1.1.2000.
- [6] 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.
- [7] Golder D., (1972): Relations among stability parameters in the surface layer
- [8] Venkatram A. (1996): An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme. *Atm. Env.*, 8, 1283-1290
- [9] Zannetti P. (1990): Air Pollution Modeling. Computational Mechanics Publications. Southampton Boston, 444
- [10] E. I. 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
- [11] Öttl, D., A. Goulart, G. Degrazia, D. Anfossi (2005): A new hypothesis on meandering atmospheric flows in low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, (in print)
- [12] 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
- [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] 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
- [15] Puxbaum H., Gregori M (1998). Seasonal and annual deposition rates of sulphur, nitrogen, and chloride species to an oak forrest in north-eastern Austria (Wolkersdorf). *Atmospheric Environment* 32/20, 3557-3568

-
- [16] SAEFL (2003): Modelling of PM₁₀ and PM_{2.5} ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental Documentation No. 169 – Air. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Bern, pp. 90.
- [17] 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
- [18] Gehrig, 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, Schweiz.
- [19] Hausberger S., Rexeis M.: Emission Behavior of Modern Heavy Duty Vehicles in Real World Driving; International Journal of Environment and Pollution; 2004
- [20] Rexeis M., Hausberger S.: Verkehrsemissionen im Brennerkorridor; Endbericht im Auftrag des BMVIT und des BMLFUW; Graz; Jänner 2004
- [21] Hausberger St., Rexeis M., Rodler J., Sturm P., Aktuelle Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge, ÖIAZ, (04/2003), 114 – 119
- [22] Hausberger S.: Simulation of Real World Vehicle Exhaust Emissions; VKM-THD Mitteilungen; Heft/Volume 82; Verlag der Technischen Universität Graz; ISBN 3-901351-74-4; Graz 2003
- [23] Hausberger St., Rodler J., Sturm P., Rexeis M., Emission factors for heavy-duty vehicles and validation by tunnel measurements , Atmospheric Environment 37 (2003), 5237 – 5245.
- [24] Hausberger S. et.al.: Update of the Emission Functions for Heavy Duty Vehicles in the Handbook Emission Factors for Road Traffic; Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics; Graz 2002.
- [25] Hausberger S.: Globale Modellbildung für Emissions- und Verbrauchsszenarien im Verkehrssektor (*Global Modelling of Scenarios Concerning Emission and Fuel Consumption in the Transport Sector*); Dissertation am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU-Graz; Graz, 1997
- [26] Schlünzen K.H. (1997): On the validation of high-resolution atmospheric mesoscale models. J. Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 67&68, 479-492.
- [27] Öttl, D. (2000): Weiterentwicklung, Validierung und Anwendung eines Mesoskaligen Modells. Diss., Institut für Geographie Universität Graz, p. 155
- [28] Thunis, P., S. Galmarini, A. Martilli, A. Clappier, S. Andronopoulos, J. Bartzis, M Vlachogianni, K. deRidder, N. Moussiopoulos, P. Sahm, R. Almbauer, P. Sturm, D. Oettl, S. Dierer, H. Schlunzen (2003): MESOCOM An inter-comparison exercise of mesoscale flow models applied to an ideal case simulation. *Atmos. Environ.*, **37**, 363-382.
- [29] Almbauer, R.A., Öttl D., Bacher M., and Sturm P.J. (2000): Simulation of the air quality during a field study for the city of Graz, *Atmos. Environ.*, **34**, pp. 4581-4594

-
- [30] Öttl, D., R.A. Almbauer, P.J. Sturm, M. Piringer, and K. Baumann (2000): Analysing the nocturnal wind field in the city of Graz, *Atmos. Environ.*, **35**, pp. 379-387
- [31] Öttl, D., P. J. Sturm, M. Bacher, G. Pretterhofer, R. A. Almbauer (2002): A simple model for the dispersion of pollutants from a road tunnel portal. *Atmos. Environ.*, **36**, 2943-2953.
- [32] Öttl, D., P.J. Sturm, R. Almbauer, S. Okamoto, K. Horiuchi (2003): Dispersion from road tunnel portals: Comparison of two different modelling approaches. *Atmos. Environ.*, **37**, 5165-5175
- [33] Öttl, D., P.J. Sturm, R.A. Almbauer (2004): Evaluation of GRAL for the pollutant dispersion from a city street tunnel portal at depressed level. *Environmental Modelling & Software*, **20**, 499-504
- [34] Puxbaum, H., R. Ellinger, K.H. Greßlehner, E. Mursch-Radlgruber, D. Öttl, M. Staudinger, P. Sturm (2003): Messung und Modellierung der Schadstoffverteilung im Nahbereich von Tunnelportalen. BMVIT- GZl. 803.248/1-III/1/00
- [35] 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
- [36] Öttl, D., R. A. Almbauer, P. J. Sturm, and G. Pretterhofer (2003): Dispersion modelling of air pollution caused by road traffic using a Markov Chain - Monte Carlo model. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, **17**, 58-75
- [37] Öttl, D., P. Sturm, G. Pretterhofer, M. Bacher, J. Rodler, R. Almbauer (2003): Lagrangian dispersion modeling of vehicular emissions from a highway in complex terrain. *Journal of the Air and Waste Management Association*, **53**, 1233-1240
- [38] Onchang, R. (2005): Assessment of Urban Air Quality. Ph.D. at the Graz University of Technology, Inst. for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, Graz, pp 120
- [39] http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_Stockholm_Mar2005_page.pdf
- [40] http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_Berlin_Mar2005_page.pdf
- [41] http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_London_Mar2005_page.pdf
- [42] ÖNORM M9445 (2003), Immissionen von Luftschadstoffen, Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung
- [43] RVS 09.02.33 (2005): Tunnel, Projektierungsrichtlinien, Lüftungsanlagen, Immissionsbelastungen an Portalen
- [44] RVS 04.02.12 (2006): Schadstoffausbreitung an Straßen
- [45] Umweltbundesamt (2005): Leitfaden UVP und IG-L. Hilfestellung im Umgang mit der Überschreitung von Immissionsgrenzwerten von Luftschadstoffen im UVP-Verfahren.
- [46] Umweltbundesamt (2003): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002

-
- [47] Amt d. Salzburger Landesregierung (2003): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Salzburg 2002. A. Kranabetter (Hrsg.), S 30
- [48] Ellinger R. und Puxbaum (2000): Modellierung der Schadstoffverteilung im Bereich von Autobahnen. Straßenforschung 3.177, GZ: 803.177/1 – VI/A/1/97.
- [49] Greßlehner K.H. Techn. Büro für Techn. Umweltschutz (2006): Fachbeitrag Lufttechnik – UVE A1 Westautobahn, B309 Steyrer Straße, L1403 Volkersdorfer Straße, Anschlussstelle Enns West, Verbindung B1-A1.
- [50] Öttl, D., P.J. Sturm (2004): A12 Inntalautobahn. Beurteilung der Luftschadstoffbelastung durch die A12 im Bereich Vomp. Forschungsgesellschaft für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, TU-Graz, Ber. Nr. FVT-16/04/Öt V&U 03/42/6300 vom 07.05.2004.

8 Anhang

8.1 Theoretische Gesamtbelastungen

Die folgenden Abbildungen enthalten die berechneten Gesamtbelastungen; d.h., jene Werte, die aus der Summe aus Vorbelastung (abgeleitet aus Messungen) und Zusatzbelastung durch die Autobahn gebildet werden. Diese Werte sind theoretisch, da andere Emittenten wie der Verkehr auf der B1, Emissionen des untergeordneten Straßennetzes sowie aus Industrie, Gewerbe und Hausbrand nur als Konstantwert berücksichtigt sind. Somit sind die in den Abbildungen gezeigten flächenhaften Darstellungen eigentlich nur für den Einflussbereich der A1 gültig. Im Nahbereich der B1 oder innerhalb von Ortschaften ist die Annahme einer konstanten Hintergrundbelastung nicht mehr korrekt.

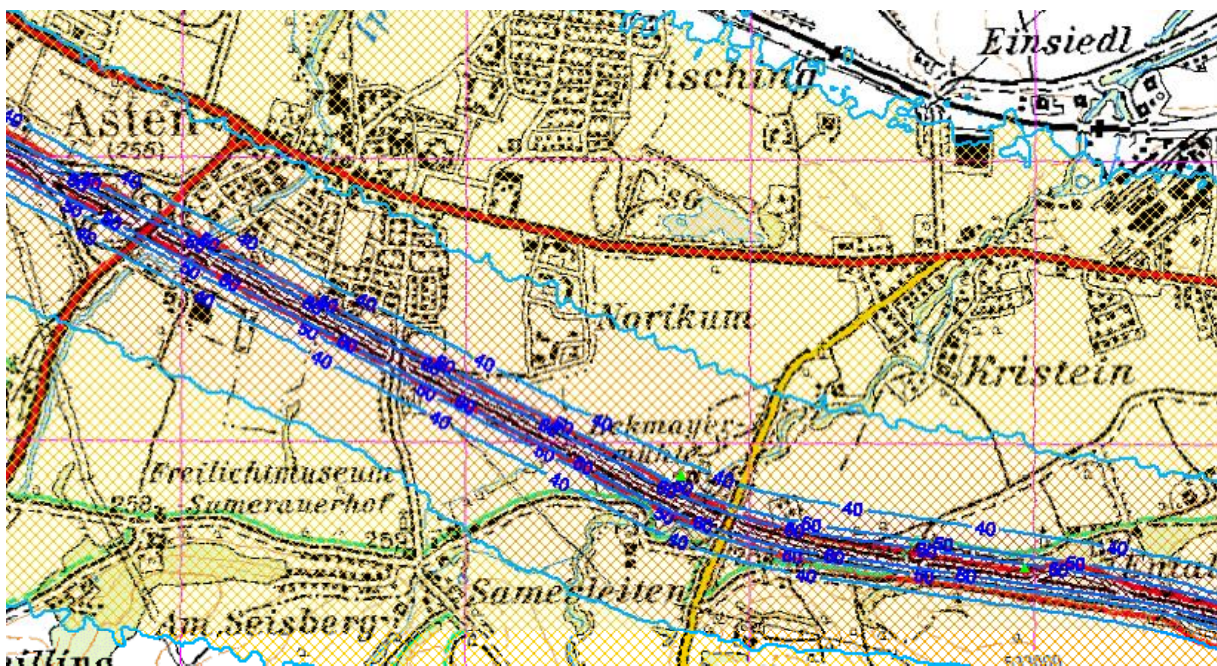


Abbildung 27: Prognostizierte NO₂ Belastung im Jahresmittel bei T130 als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Asten (die beiden äußeren Linien bezeichnen die 25 und 30 µg/m³ Isokonzentrationslinien).

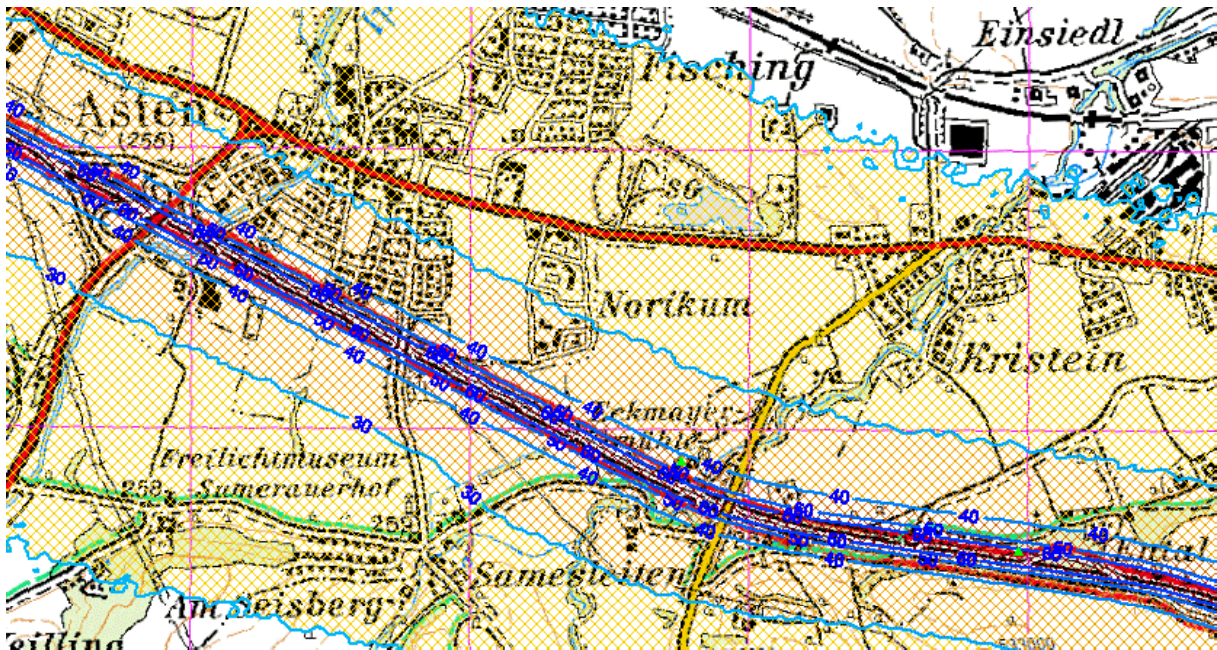


Abbildung 28: Prognostizierte NO_2 Belastung im Jahresmittel bei T100 als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Asten (die beiden äußeren Linien bezeichnen die 25 und $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Isokonzentrationslinien).

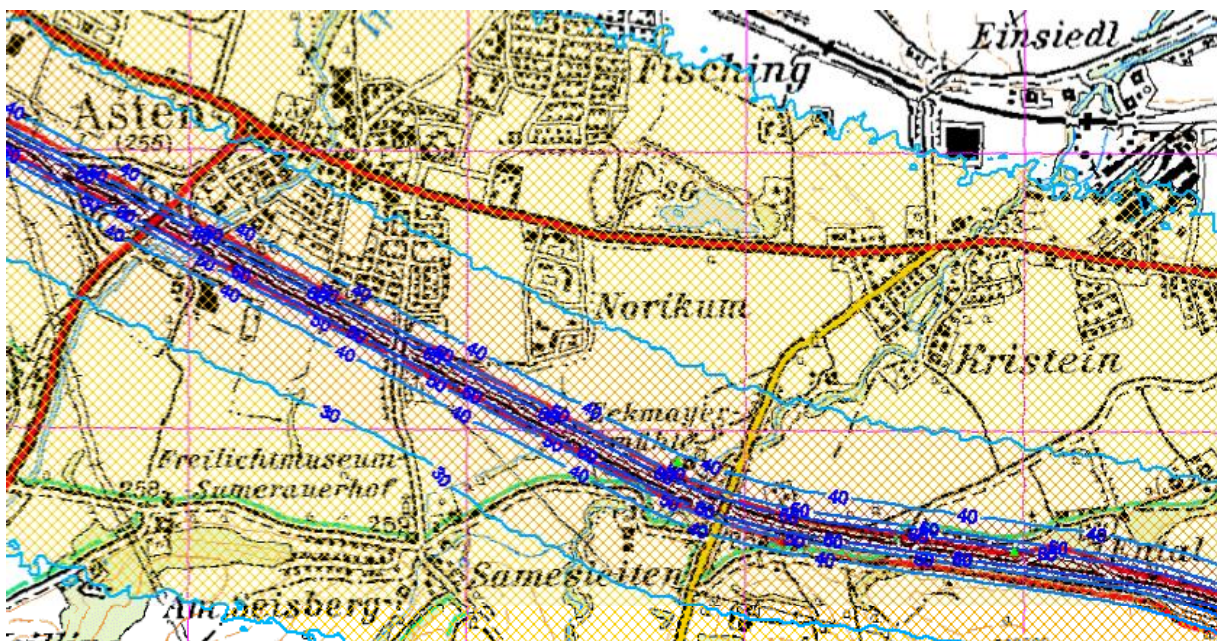


Abbildung 29: Prognostizierte NO_2 Belastung im Jahresmittel bei T100 (5:00 – 23:00) als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Asten (die beiden äußeren Linien bezeichnen die 25 und $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Isokonzentrationslinien).

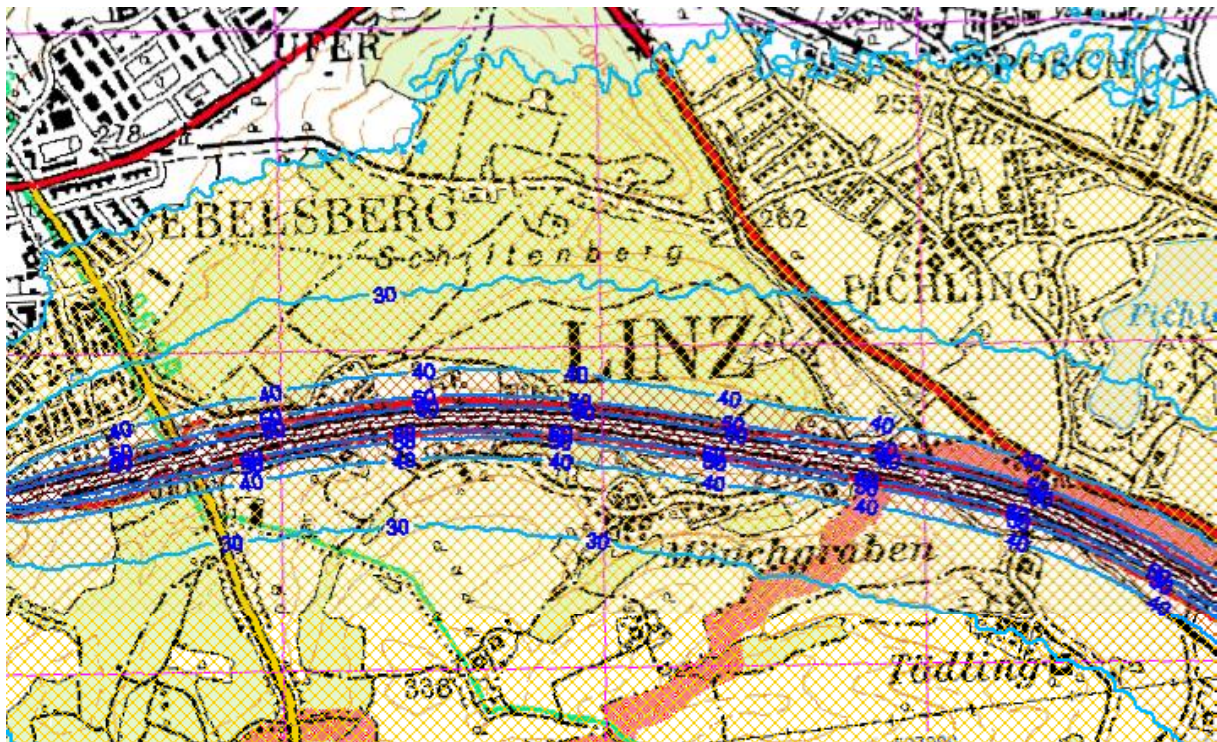


Abbildung 30: Prognostizierte NO₂ Belastung im Jahresmittel bei T130 als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Ebelsberg (die beiden äußeren Linien bezeichnen die 25 und 30 µg/m³ Isokonzentrationslinien).

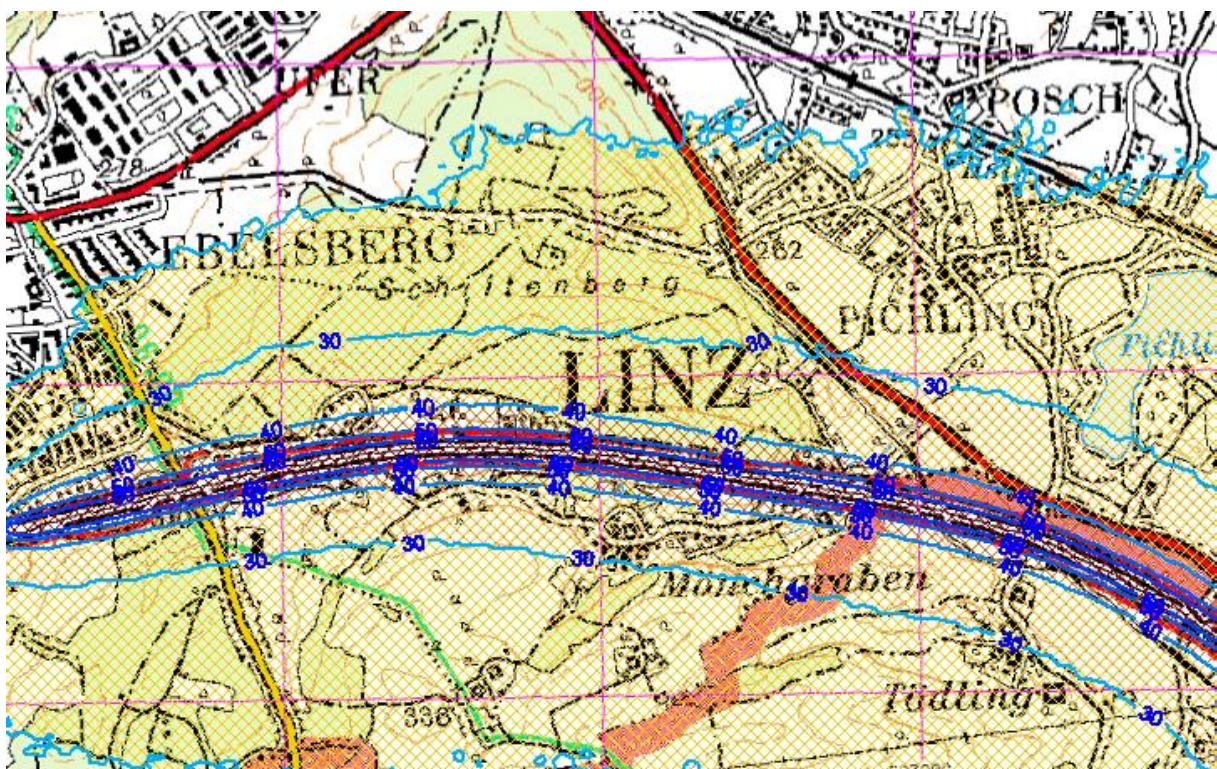


Abbildung 31: Prognostizierte NO₂ Belastung im Jahresmittel bei T100 als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Ebelsberg (die beiden äußeren Linien bezeichnen die 25 und 30 µg/m³ Isokonzentrationslinien).

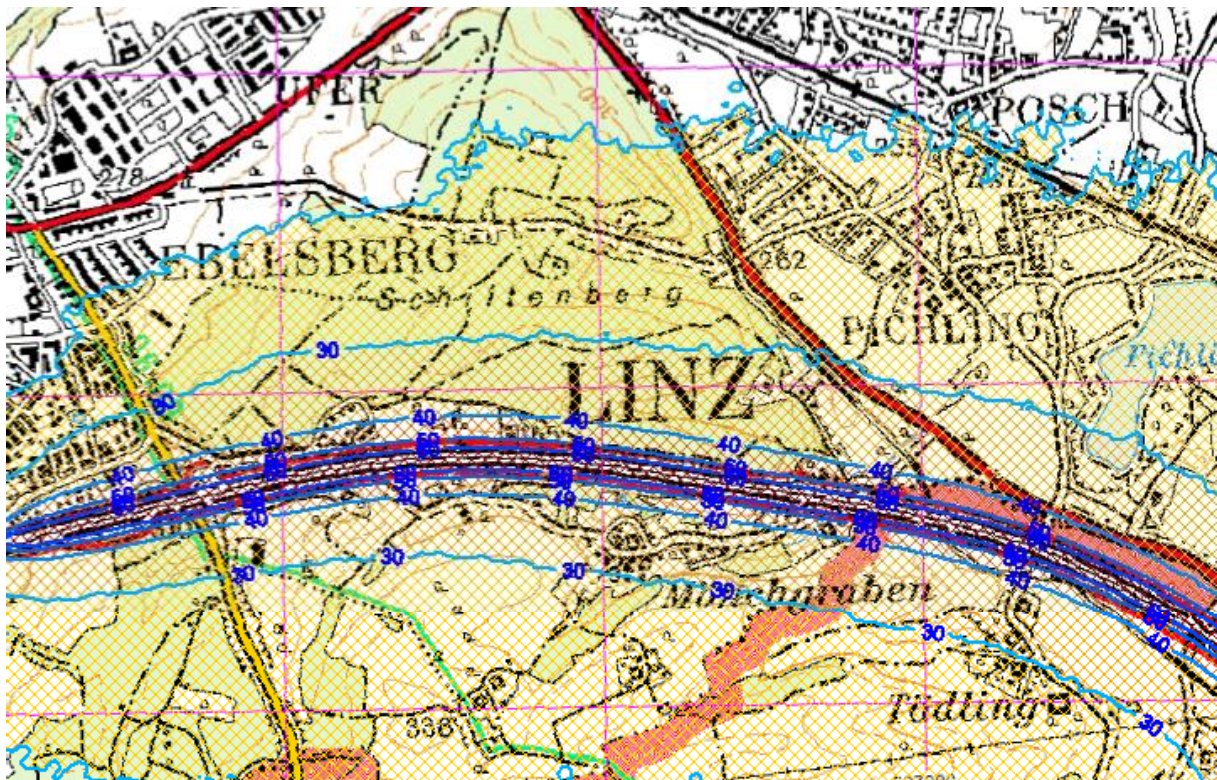


Abbildung 32: Prognostizierte NO_2 Belastung im Jahresmittel bei T100 (5:00 – 23:00) als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Ebelsberg (die beiden äußeren Linien bezeichnen die 25 und 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Isokonzentrationslinien).

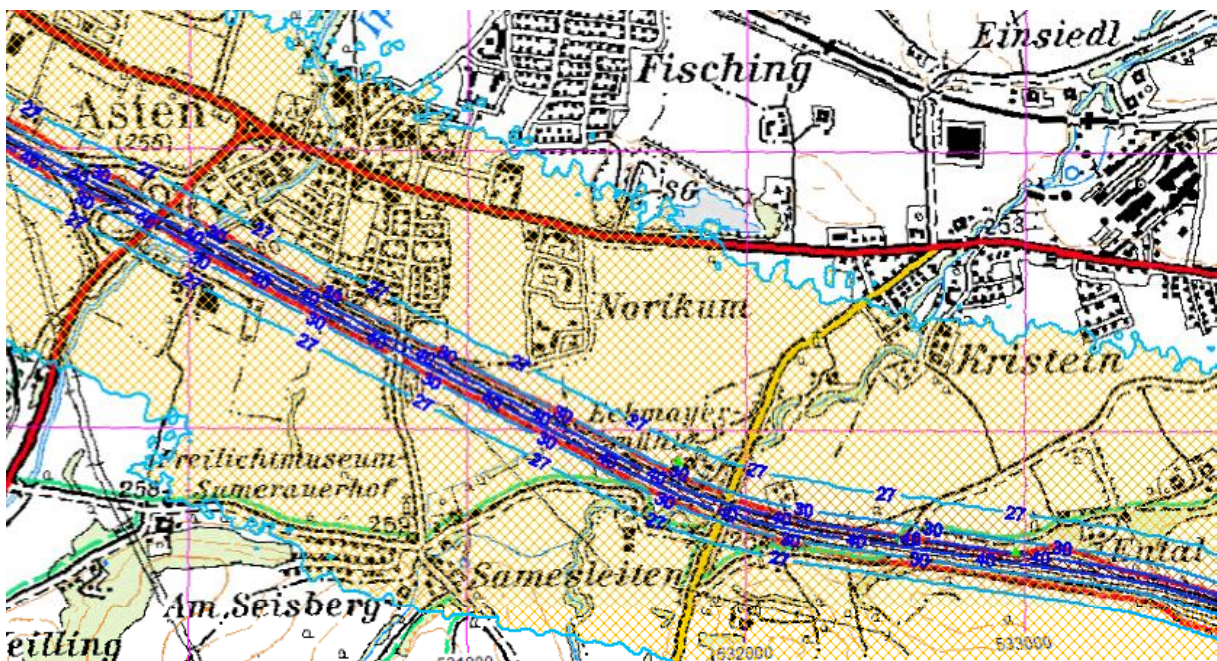


Abbildung 33: Prognostizierte PM_{10} Belastung im Jahresmittel bei T130 als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Asten (die äußerste Linie bezeichnet die 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Isokonzentrationslinie).

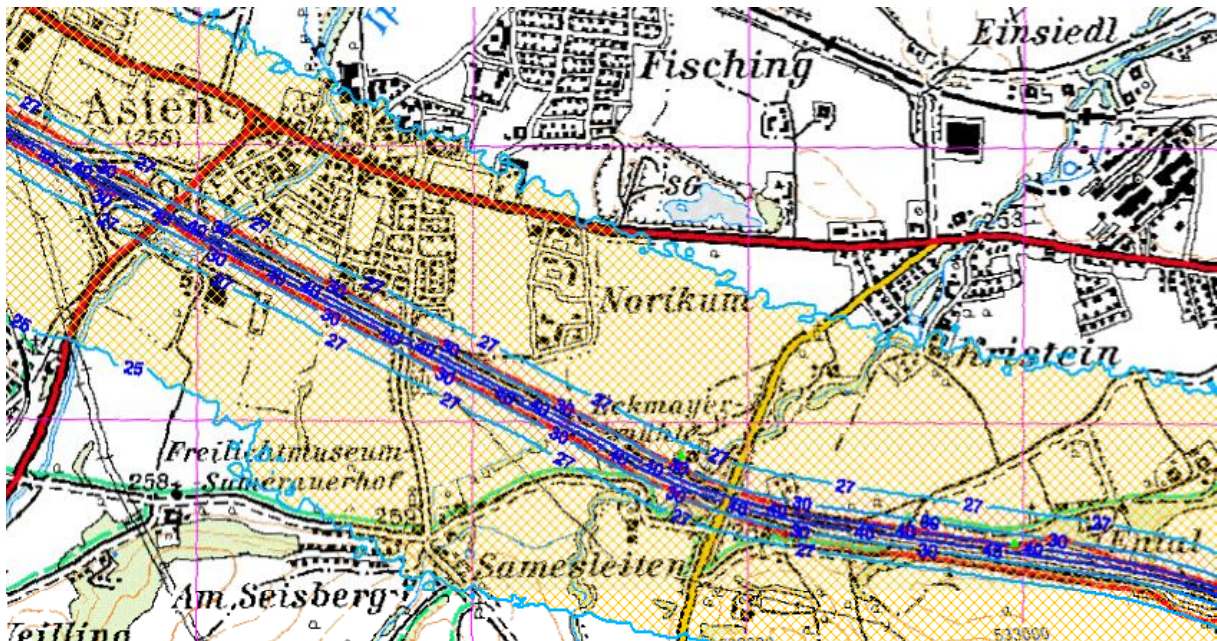
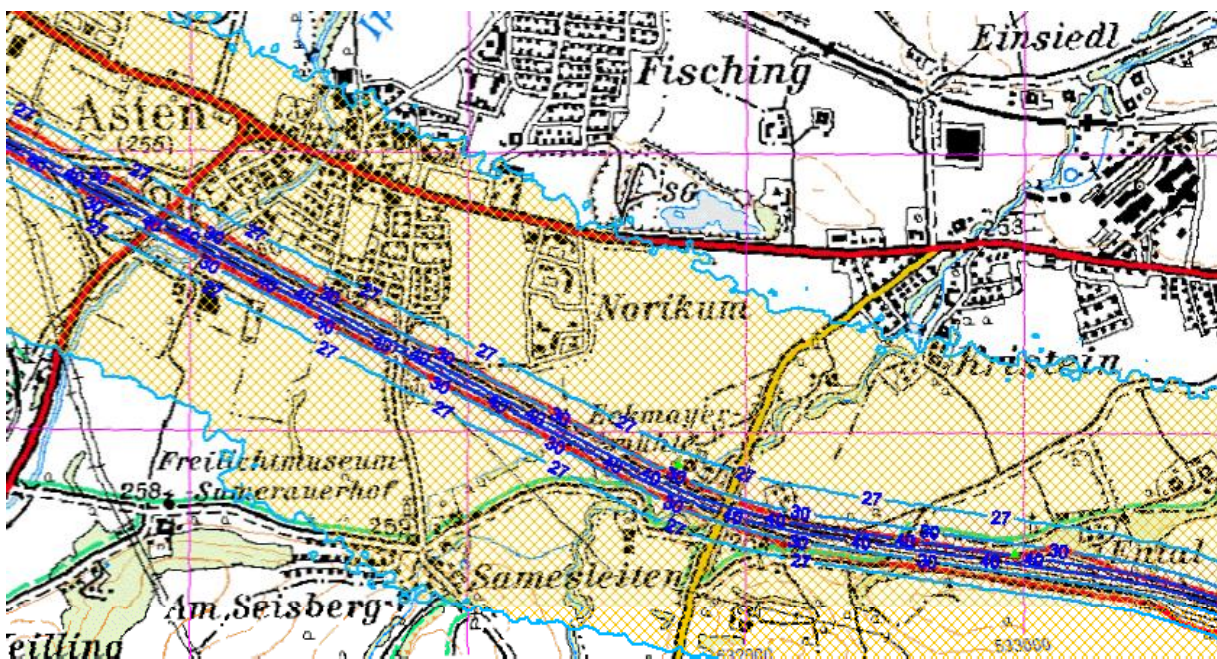


Abbildung 34: Prognostizierte PM₁₀ Belastung im Jahresmittel bei T100 als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Asten (die äußerste Linie bezeichnet die 25 µg/m³ Isokonzentrationslinie).



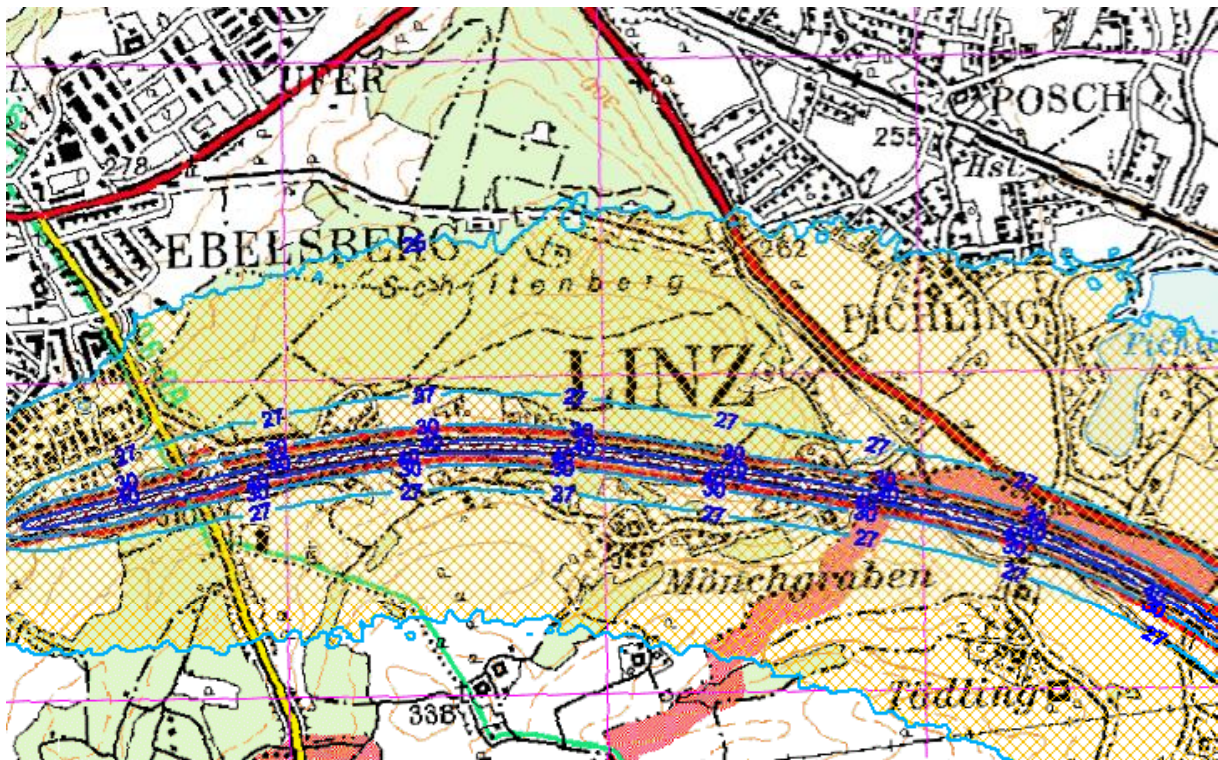


Abbildung 36: Prognostizierte PM_{10} Belastung im Jahresmittel bei T130 als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Ebelsberg (die äußerste Linie bezeichnet die $25 \mu g/m^3$ Isokonzentrationslinie).

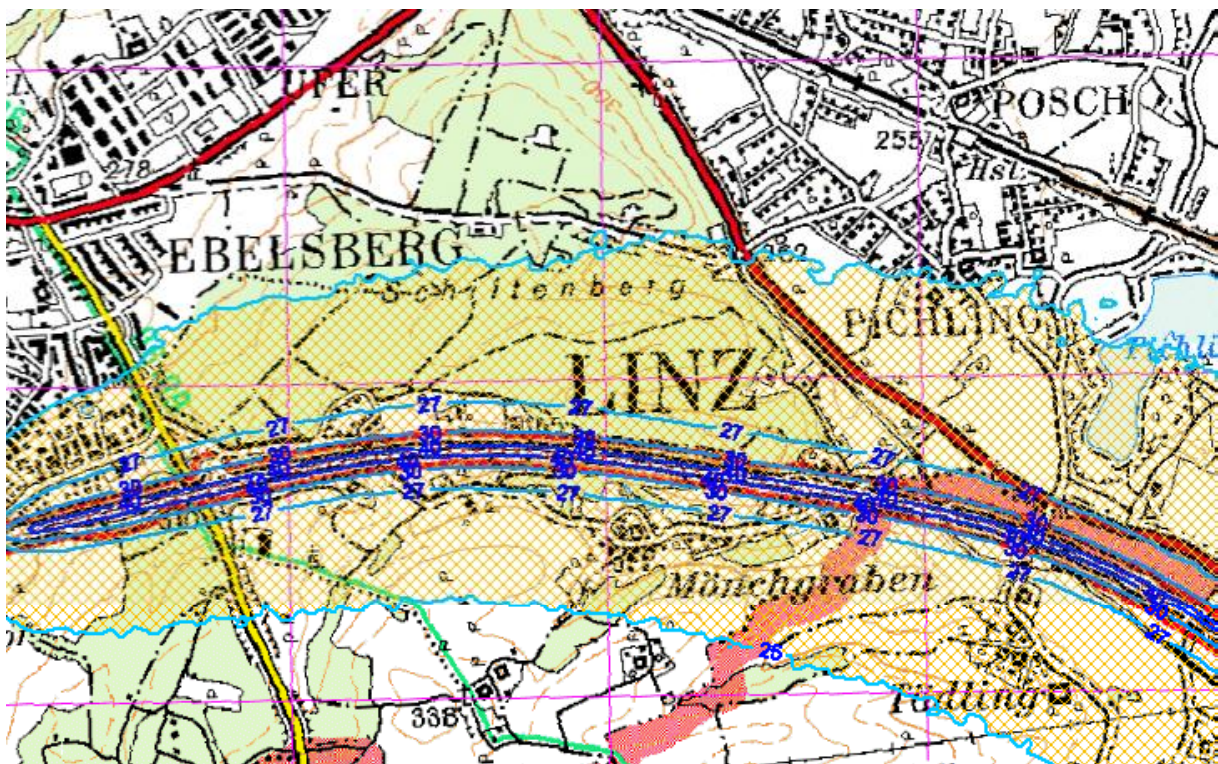


Abbildung 37: Prognostizierte PM_{10} Belastung im Jahresmittel bei T100 als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Ebelsberg (die äußerste Linie bezeichnet die $25 \mu g/m^3$ Isokonzentrationslinie).

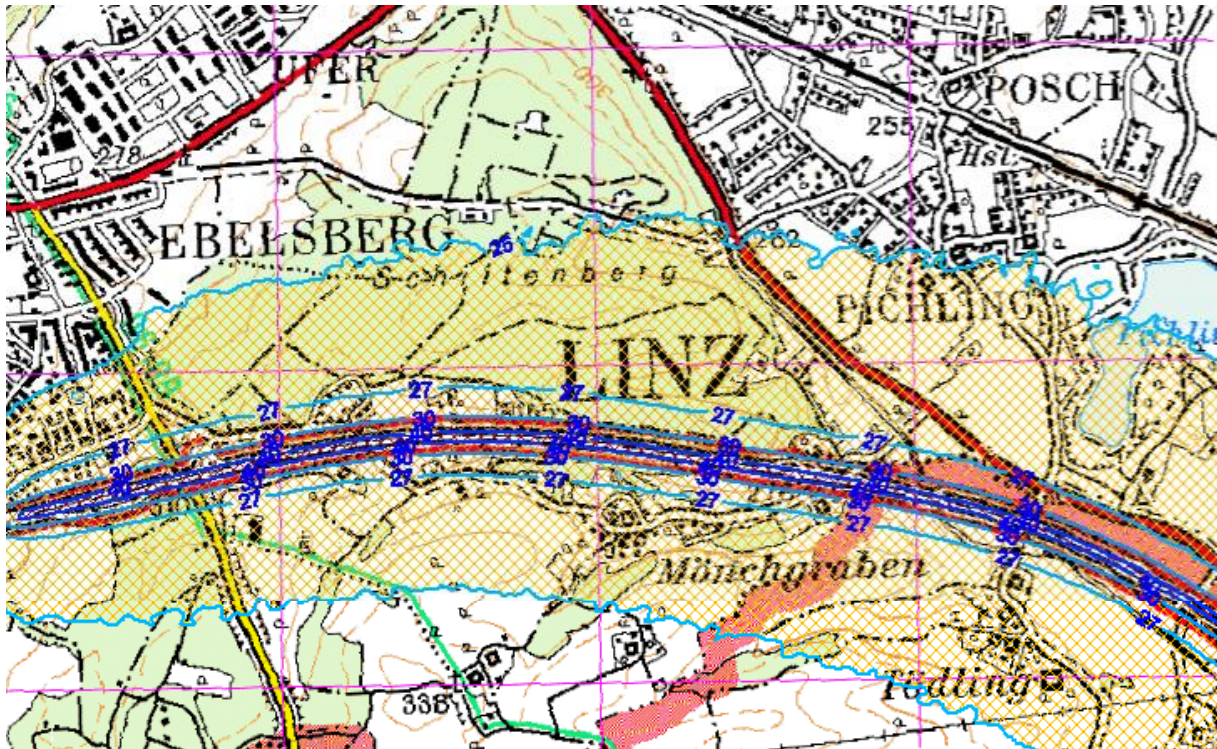


Abbildung 38: Prognostizierte PM_{10} Belastung im Jahresmittel bei T100 (5:00 – 23:00) als Summe aus Verkehr auf der A1 und konstanter Hintergrundbelastung, Bereich Ebelsberg (die äußerste Linie bezeichnet die $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Isokonzentrationslinie).

8.2 Modellbeschreibung und Qualitätssicherung

8.2.1 Modellbeschreibung GRAL

Die Ausbreitung von Luftschadstoffen wird durch die räumlichen Strömungs- und Turbulenzvorgänge bestimmt. Diese sind für bodennahe Quellen neben den allgemeinen meteorologischen Bedingungen auch von der Geländestruktur, von Verbauungen und unterschiedlichen Bodennutzungen abhängig. Zurzeit gibt es keine geeigneten Verfahren, um alle Einflüsse im Nahbereich von Emissionsquellen für die statistische Berechnung von Immissionskonzentrationen exakt zu berücksichtigen. Um die Einflüsse möglichst gut zu erfassen, wurde in dieser Untersuchung das Lagrange'sche Partikelmodell GRAL [6] zur Bestimmung der Zusatzbelastung der Immission 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 meteorologischen 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 parallel zu Linienquellen ist. 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 2 m beträgt. Damit werden die räumlichen Gradienten der Konzentration genügend genau erfasst und statistische Unsicherheiten vermieden.

Neben der Windgeschwindigkeit und Windrichtung werden noch die horizontalen Windgeschwindigkeitsfluktuationen sowie diverse Turbulenzparameter für die Berechnung benötigt. Diese werden entsprechend der wissenschaftlichen Literatur parametrisiert ([7], [8], [9]).

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 Prandtlschicht. Diese wurde entsprechend den Beziehungen in Zannetti [9] 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, dass sich also keine Ansammlung von Teilchen bilden darf. Im verwendeten Lagrange-Modell wird für konvektive (labile) Bedingungen ein Algorithmus angewandt, der diese wichtige Bedingung erfüllt [10].

8.2.2 Windschwache Wetterlagen

Windschwache Wetterlagen stellen für die Ausbreitungsrechnung in mehrerer Hinsicht eine Schwierigkeit dar. Wie bereits erwähnt, kommt es bei Verwendung von Gauß-Modellen, in denen stationäre Verhältnisse angenommen werden, bei sehr geringen Windgeschwindigkeiten ($<1,0$ m/s), 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 und mit einer völlig anderen Dynamik bezüglich der Schadstoffausbreitung verbunden sind, was zur schnelleren Verdünnung der Luftschadstoffe beiträgt [12]. Beim verwendeten Lagrange-Modell wurde ein eigens entwickelter Algorithmus implementiert, der den Effekt der erhöhten Turbulenz in windschwachen Wetterlagen berücksichtigt [6]. Dieser Effekt wurde u. a. in Tracergas-Experimenten gefunden ([13], [14]). GRAL und SPRAY (entwickelt vom National Centre for Atmospheric Research, Turin) sind derzeit die einzigen Ausbreitungsmodelle, welche basierend auf wissenschaftlichen Untersuchungen die besonderen Turbulenzverhältnisse während windschwacher Wetterlagen berücksichtigen.

8.2.3 Strömungsmodellierung mit GRAMM

Zur Berechnung der räumlichen Schadstoffausbreitung werden dreidimensionale Strömungsfelder benötigt. Diese werden in dieser Untersuchung mit Hilfe des prognostischen Windfeldmodells GRAMM [27] berechnet. Prognostische Windfeldmodelle haben gegenüber diagnostischen Windfeldmodellen den Vorteil, dass neben der Erhaltungsgleichung für Masse auch jene für Impuls und Enthalpie in einem Euler'schen Gitter gelöst werden. Damit können dynamische Umströmungen von Hindernissen in der Regel besser simuliert werden. Für eine Ausbreitungsrechnung eignen sich derartige Modelle aus Gründen der nicht-adäquaten Turbulenzmodellierung (v.a. bei windschwachen Wetterlagen) und der groben räumlichen Auflösung von Emissionsquellen nicht. Daher wird, wie vorher bereits beschrieben, für die Ausbreitungsrechnung das Lagrange'sche Partikelmodell GRAL verwendet. Das verwendete prognostische Windfeldmodell wurde anhand eines Validierungskonzepts [26] validiert ([27], [28]).

Aufgrund der erforderlichen hohen horizontalen Auflösung von 100 m x 100 m, welche gewählt werden musste, um die orografischen Gegebenheiten und deren Wechselwirkung mit baulichen Gegebenheiten berücksichtigen zu können sowie des relativ großen Modellgebiets, war es nicht möglich instationäre Windfelder über ein ganzes Jahr zu berechnen. Um dieses Problem zu überwinden, wird in der Praxis im Allgemeinen eine Klassifizierung von meteorologischen Situationen vorgenommen, sodass in der Regel mehrere hundert Wetterlagen für die Charakterisierung eines Untersuchungsgebiets verwendet werden. Damit derartige Klassifizierungen eine in der Praxis vertretbare Anzahl an Wetterlagen nicht überschreiten, können nur wenige meteorologische Parameter für die Charakterisierung und nur eine meteorologische Station pro Untersuchungsgebiet herangezogen werden. Analog zur Vorgangsweise der ÖNORM M9440 werden in dieser Studie die Parameter Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Ausbreitungsklasse verwendet. Wie bereits erwähnt, wird in dieser Untersuchung anstelle eines einfachen diagnostischen Windfeldmodells ein prognostisches Windfeldmodell verwendet, um für jede klassifizierte Wetterlage ein stationäres dreidimensionales Windfeld zu berechnen. Diese Methodik wurde bereits in zahlreichen Luftschadstoffuntersuchungen (Umweltuntersuchungen, UVE-Verfahren) in Österreich angewendet und wurde auch in internationalen begutachteten Fachzeitschriften publiziert (z.B:[29], [30]).

8.2.4 Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung erfolgt durch laufende Validierungsaktivitäten anhand von Daten aus Feldexperimenten. Programmstruktur und Validierungsergebnisse wurden bzw. werden in internationalen Fachzeitschriften (dzt. 18 Publikationen) bzw. durch Vorträge auf internationalen Konferenzen (dzt. 21 Publikationen) dokumentiert, wodurch die wissenschaftliche Qualität sichergestellt werden soll. Derzeit werden 18 verschiedene Datensätze zur Validierung verwendet.

Datensätze für Tunnelportale (Flächen und Volumenquellen)

- Ehrentalerbergtunnel-Ostportal: 7 SF₆-Messungen mit je ca. 25 Sammeleinheiten bei Schwachwindsituationen [31].
- Ninomiya Tunnel: 21 SF₆-Messungen mit je ca. 64 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [32].
- Hitachi Tunnel: 18 SF₆-Messungen mit je ca. 85 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [32].
- Enrei Tunnel: 17 SF₆-Messungen mit je ca. 86 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [32].
- Kaisermühlentunnel: 5 dauerregistrierende Messstellen über ein Jahr [33], [34].

Punktquellen

- INEL: Bodennahe Punktquelle, 11 SF₆-Experimente bei Schwachwindsituationen [6]
- Kopenhagen: 9 Ausbreitungsexperimente für einen hohen Kamin, jedoch ohne Auftrieb.
- Wietersdorf: 1 dauerregistrierende Luftgütemessstelle in komplexem Gelände, Ausbreitung von einem Kamin mit thermischer Überhöhung.
- Prairygrass: Bodennahe Punktquelle; 44 Ausbreitungsexperimente mit 5 in Bögen angeordneten Sammeleinheiten in 50m, 100m, 200m, 400m und 800m Entfernung.
- Indianapolis: 170 SF₆-Experimente bei verschiedenen met. Situationen. Kaminhöhe ca. 80 m, Austrittstemperatur ca. 500K.

Linienquellen

- Elimäki: 2 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen und Höhen zu einer Autobahn nahe Helsinki [35].
- Südautobahn: 4 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen – Messzeitraum 1 Jahr [36].
- A10-Tauernautobahn: 1 dauerregistrierende Messstelle nahe der A10 in komplexem Gelände sowie ein Passivsammlernetz bestehend aus 11 Sammlern [37].
- CALTRANS 99: 56 SF₆-Versuche mit 10 Sammeleinheiten in 0m, 50m, 100m und 200m Entfernung beiderseits zu den Straßen.

Verbautes Gebiet

-
- Hornsgatan: 3 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Stockholm [39].
 - Göttingerstraße: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Hannover [38].
 - Marylebone street: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in London [41].
 - Frankfurter Allee: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Berlin [40].

Die Validierung erfolgt nach jeder signifikanten Änderung im Programmcode und wird dokumentiert. Der Validierungsdatensatz wird laufend erweitert.