



# **Modellierung der Luftschadstoffbelastung durch den KFZ-Verkehr entlang der Autobahnabschnitte Hallein und Salzburg**

Erstellt im Auftrag  
des Amtes der Salzburger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz

Bericht Nr. FVT-44/04/Öt V&U 04/07/6300 vom 23.08.2004

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

# Modellierung der Luftschadstoffbelastung durch den KFZ-Verkehr entlang der Autobahnabschnitte Hallein und Salzburg

Fachbereich: Verkehr & Umwelt  
Inffeldgasse 21A A-8010 Graz  
Tel.: +43 316-873-7581

|             |                                   |  |  |
|-------------|-----------------------------------|--|--|
| Freigegeben | Univ.-Prof. Dr. Helmut Eichlseder |  |  |
| Geprüft     | A. Univ.-Prof. Dr. Peter Sturm    |  |  |
| Erstellt    | Dr. Dietmar Öttl                  |  |  |

Bericht Nr. FVT-44/04/Öt V&U 04/07/6300 vom 23.08.2004

## INHALTSVERZEICHNIS

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| <b>1</b> | <b>Aufgabenstellung</b> .....                                  | <b>4</b>  |
| <b>2</b> | <b>Untersuchungsräume</b> .....                                | <b>5</b>  |
| <b>3</b> | <b>Emissionen</b> .....  | <b>8</b>  |
| <b>4</b> | <b>Immissionen</b> .....                                       | <b>13</b> |
| 4.1      | <i>Windschwache Wetterlagen</i> .....                          | 14        |
| 4.2      | <i>Tunnelportale</i> .....                                     | 15        |
| 4.3      | <i>Strömungsmodellierung</i> .....                             | 16        |
| 4.4      | <i>Berechnung statistischer Konzentrationswerte</i> .....      | 16        |
| 4.5      | <i>Qualitätssicherung</i> .....                                | 17        |
| 4.5.1    | Datensätze für Tunnelportale (Flächen und Volumenquellen)..... | 17        |
| 4.5.2    | Punktquellen.....  | 18        |
| 4.5.3    | Linienquellen:.....  | 18        |
| 4.5.4    | Bebautes Gebiet.....   | 18        |
| 4.6      | <i>NO-NO<sub>2</sub> Umwandlung</i> .....                      | 19        |
| 4.7      | <i>Meteorologie</i> .....                                      | 21        |
| 4.8      | <i>Luftgütemessungen</i> .....                                 | 28        |
| 4.9      | <i>Ausbreitungsberechnungen</i> .....                          | 29        |
| 4.10     | <i>Gebiet Hallein</i> .....                                    | 31        |
| 4.11     | <i>Gebiet Stadt Salzburg</i> .....                             | 43        |
| <b>5</b> | <b>Zusammenfassung</b> .....                                   | <b>48</b> |
| <b>6</b> | <b>Verwendete Unterlagen</b> .....                             | <b>50</b> |

## **1           AUFGABENSTELLUNG**

Die im Jänner 2002 und Februar 2003 gemessenen Grenzwertüberschreitungen im Raum Salzburg und Hallein neben verkehrsreichen Straßen beim Luftschadstoff Stickstoffdioxid NO<sub>2</sub> waren Ausgangspunkt für die in dieser Studie durchgeführten räumlichen Luftschadstoffberechnungen. Da erfahrungsgemäß der KFZ-Verkehr der Hauptverursacher für hohe NO<sub>2</sub>-Konzentrationen ist, wurden in der vorliegenden Untersuchung sämtliche Hauptverkehrsstraßen in den beiden Gebieten berücksichtigt sofern genaue Daten vorhanden waren. Zusätzlich wurden die Emissionen einiger ausgewählter Gewerbe- und Industriebetriebe in den Ausbreitungsberechnungen berücksichtigt.

Für die Berechnung der räumlichen Schadstoffausbreitung gibt es keine standardisierte Methode. Die häufig auftretenden windschwachen Wetterlagen mit speziellen Ausbreitungsbedingungen (große horizontale Windrichtungsfluktuationen) sowie der Einfluss der Topografie erfordern im vorliegenden Fall den Einsatz eines für diese Zwecke geeigneten und validierten Berechnungsmodells.

Zur Abschätzung der Genauigkeit der Modellrechnungen wurden Vergleiche mit Luftgütemessungen durch das Amt der Salzburger Landesregierung, Umweltschutzabteilung, angestellt. Die Untersuchung umfasst den Beurteilungszeitraum vom 1. April 2003 bis zum 31. März 2004, um möglichst die aktuelle Situation abzubilden und eine realistische Abschätzung für jene Gebiete zu erhalten, welche dzt. von Grenzwertüberschreitungen betroffen sind.

## **2            UNTERSUCHUNGSRÄUME**

In Abbildung 1 und Abbildung 2 sind die beiden Untersuchungsgebiete für die Berechnung der Luftschadstoffausbreitung dargestellt. Das Gebiet Hallein umfasst eine Fläche von 6,1 km x 11,5 km = 70,2 km<sup>2</sup> und jenes von Salzburg eine Fläche von 8,3 km x 9,0 km = 74,7 km<sup>2</sup>. In beiden Fällen wurde eine ca. 1 km breite Randfläche nicht in die Auswertungen mit einbezogen, da dies in etwa der Bereich ist, wo sich noch nicht stationäre Konzentrationsverhältnisse neben Hauptverkehrsstraßen einstellen.

Um die hohen Gradienten in der NO<sub>2</sub>-Belastung neben den Hauptstraßen mit genügend hoher Genauigkeit erfassen zu können, wurde eine Modellauflösung bei der Berechnung der Schadstoffausbreitung von 10 m x 10 m gewählt. Das ergibt für das Gebiet Hallein ca. 700000 horizontale Gitterpunkte und für das Gebiet Salzburg ca. 750000 Gitterpunkte. Für die entsprechenden Windfeldberechnungen wurde eine horizontale Auflösung von 100 m x 100 m verwendet. Im Bereich Vigaun wurden entlang der in Abbildung 2 dargestellten Linie Querprofile für die NO<sub>2</sub>-Konzentration zusätzlich zu den räumlichen Berechnungen durchgeführt.

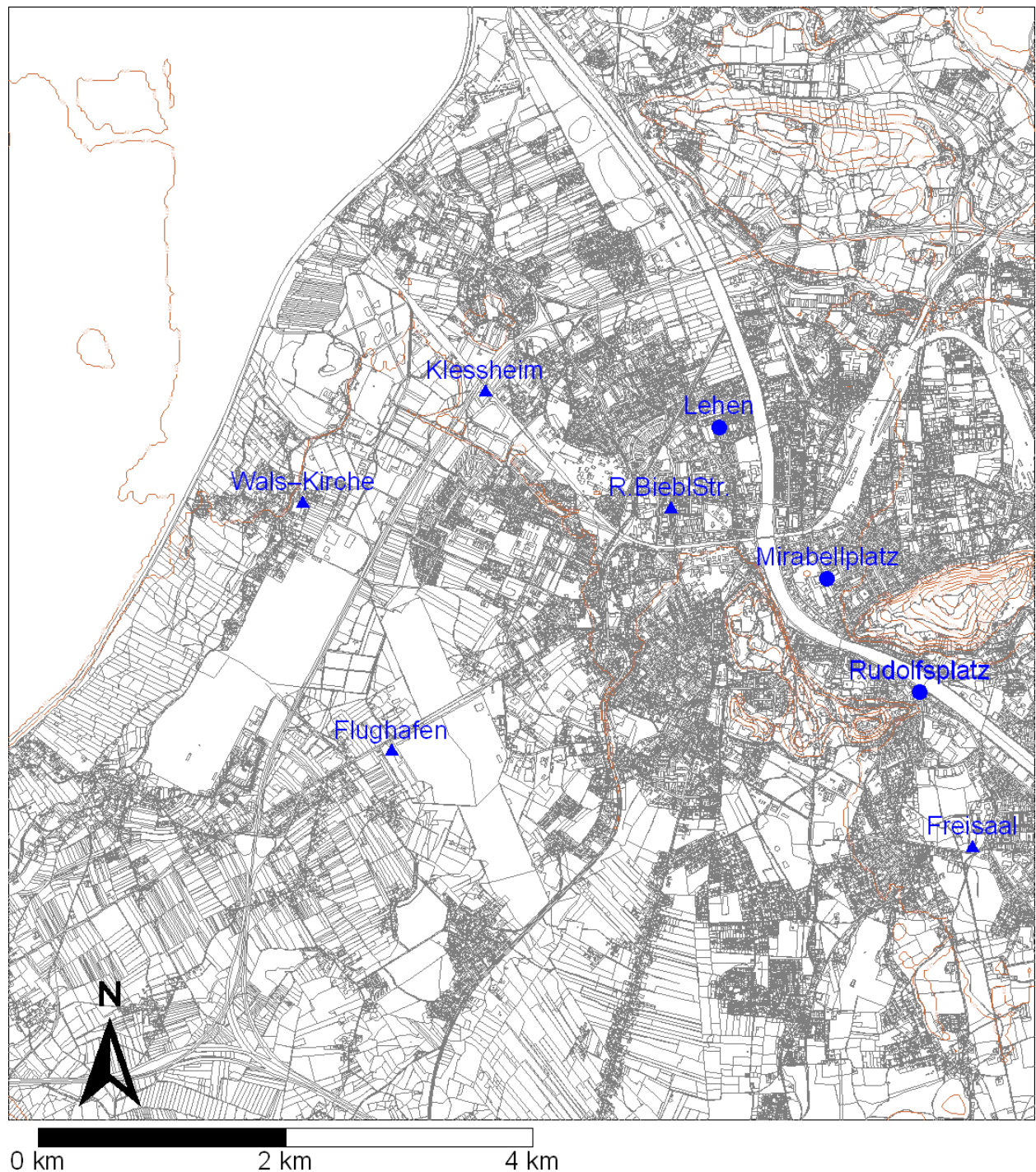


Abbildung 1: Lageplan des Untersuchungsgebiets Salzburg, der vorhandenen Luftgütemessstellen (Kreise: permanente Luftgütemessstellen; Dreiecke: Passivsammler) sowie Darstellung der Topografie (Isohypsensabstand=25 m).

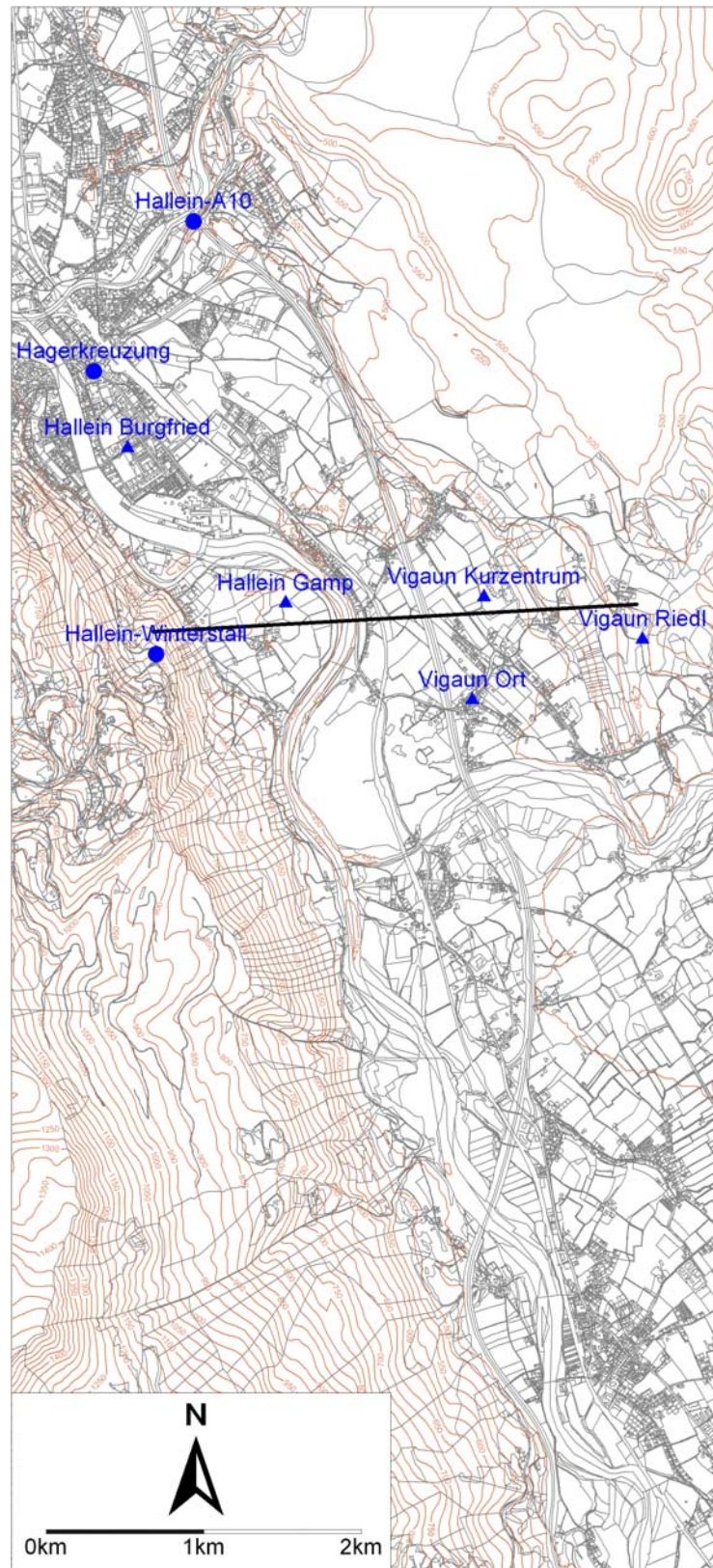


Abbildung 2: Lageplan des Untersuchungsgebiets Hallein, der vorhandenen Luftgütemessstellen (Kreise: permanente Luftgütemessstellen; Dreiecke: Passivsammler) sowie Darstellung der Topografie (Isohypsenabstand=25 m).

### 3 EMISSIONEN

Die Emissionsberechnungen für die beiden Untersuchungsgebiete für den KFZ-Verkehr basieren auf dem aktuellen Handbuch für Emissionsfaktoren für Österreich [36]. Die Emissionen hängen im Wesentlichen von der Fahrzeugfrequenz (jahresdurchschnittlicher täglicher Verkehr, JDTV), der aktuellen Flottenzusammensetzung, den Emissionsstandards, den Steigungsverhältnissen und der Fahrdynamik ab. Die Fahrzeugfrequenzen als JDTV sowie die entsprechenden LKW-Anteile wurden vom Amt der Salzburger Landesregierung, Fachabt. 6/7, zur Verfügung gestellt und sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

Tabelle 1: Verwendete JDTV-Werte und Schwerverkehrsanteile für das Bezugsjahr 2000 und hochgerechnet für 2003 für das betrachtete Straßennetz (Quelle: Amt der Salzburger Landesregierung Fachabt. 6/7 Verkehrsplanung).

| Bez. | Abschnitt                           | Von km | Bis km | JDTV 2000 | %LKW 2000 | JDTV 2003 | %LKW 2003 |
|------|-------------------------------------|--------|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| A1   | Wallersee - Salzburg NORD           | 281.4  | 288.5  | 48607     | 11.6      | 52515     | 11.6      |
| A1   | Salzburg NORD - MITTE               | 288.5  | 291.8  | 72747     | 12        | 78596     | 12        |
| A1   | Salzburg MITTE - Kleßheim           | 291.8  | 293.1  | 61430     | 12.6      | 66369     | 12.6      |
| A1   | Kleßheim -Kaserne                   | 293.1  | 295.7  | 64519     | 12        | 69708     | 12.3      |
| A1   | Kaserne - Salzburg WEST             | 295.7  | 296.7  | 62000     | 12        | 66989     | 12        |
| A1   | Salzburg WEST - Kn.Salzburg         | 296.7  | 298.3  | 54410     | 14.5      | 58785     | 14.5      |
| A1   | Kn. Salzburg-Staatsgrenze           | 298.3  | 301.0  | 36945     | 15.3      | 39915     | 15.3      |
| A10  | Kn. Salzburg-Salzburg Süd           | 0.7    | 8.3    | 55645     | 13.1      | 60336     | 17.9      |
| A10  | Salzburg Süd-Hallein                | 8.3    | 16.1   | 46300     | 12.3      | 50203     | 16.8      |
| A10  | Hallein-Kuchl                       | 16.1   | 21.9   | 44266     | 12.6      | 47998     | 17.2      |
| A10  | Kuchl-Golling                       | 21.9   | 27.8   | 41059     | 13.1      | 44520     | 17.9      |
| B1   | Maxglan                             | 303.1  | 304.2  | 27000     | 5.4       | 28358     | 5.4       |
| B1   | Flughafen                           | 304.2  | 307.4  | 26009     | 5.4       | 27319     | 5.4       |
| B1   | Kaserne                             | 307.4  | 307.5  | 18589     | 5.4       | 19524     | 5.4       |
| B1   | Himmelreich                         | 307.5  | 308.4  | 18600     | 5.4       | 19536     | 5.4       |
| B1   | Salzburg-West A 1                   | 308.4  | 309.1  | 11700     | 4.7       | 12289     | 4.7       |
| B1   | Wals                                | 309.1  | 310.3  | 9700      | 4.7       | 10188     | 4.7       |
| B1   | Walsenberg                          | 310.3  | 312.1  | 8015      | 4.7       | 8418      | 4.7       |
| B150 | Salzburg Nord                       | 0      | 2.6    | 34514     | 8.8       | 35514     | 8.8       |
| B155 | OD. Salzburg 2 (Lehen)              | 0.4    | 4.7    | 24519     | 3.3       | 24760     | 3.3       |
| B155 | OD. Salzburg MITTE, A 1             | 4.7    | 6.8    | 23008     | 5.5       | 23240     | 5.5       |
| B156 | Salzburg NORD-Modezentrum           | 0.0    | 0.9    | 32000     | 13.6      | 33165     | 12.8      |
| B156 | Lengfelden Siedlung (Kreisel Lengf) | 0.9    | 1.6    | 29832     | 13.6      | 30918     | 12.8      |



**Luftschadstoffuntersuchung durch den KFZ-Verkehr**  
Bereich Salzburg und Hallein

| Bez. | Abschnitt                       | Von km | Bis km | JDTV 2000 | %LKW 2000 | JDTV 2003 | %LKW 2003 |
|------|---------------------------------|--------|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| B156 | Lengfelden (Kreisel Lengfelden) | 1.6    | 6.3    | 17836     | 15.7      | 19001     | 18.6      |
| B156 | Handelszentrum                  | 6.3    | 6.7    | 18000     | 15.7      | 19176     | 18.6      |
| B159 | OD. Kaltenhausen                | 6.5    | 7.1    | 10000     | 2.9       | 9154      | 3.1       |
| B159 | Hallein NORD                    | 7.1    | 7.5    | 10500     | 2.9       | 9612      | 3.1       |
| B159 | OD. Hallein 1                   | 7.5    | 7.6    | 10500     | 2.9       | 9612      | 3.1       |
| B159 | OD. Hallein 2 (Dürnberg L 256)  | 7.6    | 8.0    | 11700     | 2.9       | 10710     | 3.1       |
| B159 | OD. Hallein 3 (Altstadt)        | 8.0    | 8.6    | 11700     | 2.9       | 10710     | 3.1       |
| B159 | OD. Hallein 4 (Neustadt)        | 8.6    | 8.9    | 25400     | 5         | 23251     | 5.4       |
| B159 | OD. Hallein 5 (Burgfried)       | 8.9    | 10.4   | 17000     | 5         | 15562     | 5.4       |
| B159 | Hallein SÜD-Vigaun              | 10.4   | 11.8   | 14200     | 5         | 12999     | 5.4       |
| B159 | Taugl                           | 11.8   | 14.3   | 10700     | 5         | 9795      | 5.4       |
| B159 | Kuchl NORD                      | 14.3   | 15.8   | 10643     | 5.1       | 9743      | 5.5       |
| B159 | OD. Kuchl                       | 15.8   | 16.8   | 10700     | 5.1       | 9795      | 5.5       |
| L105 | Oberalm NORD                    | 10.9   | 11.9   | 8000      | 4         | 7645      | 5.3       |
| L105 | OD. Oberalm                     | 11.9   | 13.5   | 11200     | 4         | 10703     | 5.3       |
| L105 | OD. Hallein (Burgfried)         | 13.5   | 13.9   | 14711     | 4.1       | 14058     | 5.4       |
| L105 | OD. Engelsbergerkreuzung        | 13.9   | 14.3   | 18700     | 4.1       | 17870     | 5.4       |
| L107 | OD. Hallein                     | 0.000  | 0.555  | 9400      | 5.4       | 9541      | 5.4       |
| L107 | Hallein-Adnet                   | 0.555  | 2.466  | 8012      | 5.4       | 8132      | 5.4       |
| L107 | Adneter Riedl                   | 2.466  | 4.123  | 3100      | 5.4       | 3147      | 5.4       |
| L210 | Vigaun                          | 0.0    | 0.2    | 4100      | 4.5       | 4162      | 4.5       |
| L210 | OD. Vigaun                      | 0.2    | 1.9    | 4100      | 4.5       | 4162      | 4.5       |
| L210 | Sandwirt                        | 1.9    | 2.2    | 1500      | 4.5       | 1523      | 4.5       |

Die höchsten Verkehrsbelastungen ergeben sich naturgemäß auf den Autobahnen v.a. im Bereich von Salzburg. Da die verwendeten Verkehrszahlen Hochrechnungen aus den Zählungen der Jahre 1995 und 2000 sind, können teilweise Abweichungen zu den tatsächlichen Verkehrswerten auftreten. Nach Angaben der Umweltschutzabteilung des Landes Salzburg dürften z.B. im Bereich der Hagerkreuzung in Hallein die Verkehrszahlen gegenüber 2000 tendenziell zugenommen haben, was auf eine Betriebsansiedlung zurückzuführen ist.

Um die Emissionen der einzelnen Straßenabschnitte lagertreu und entsprechend den Steigungsverhältnissen berechnen zu können, wurde das betrachtete Straßennetz in einzelne Segmente unterteilt. Insgesamt wurden im Gebiet Hallein ca. 1500 und im Gebiet Salzburg ca. 2900 Einzelsegmente digitalisiert.

Im Nahbereich von Hauptverkehrsstraßen treten die höchsten Konzentrationsgradienten auf. Diese Bereiche sind deshalb sehr sensibel hinsichtlich der relativen Lage der Straße über Grund. So können z.B. Dammlagen mit aufgesetzten Lärmschutzwänden in einem engen Bereich gegenüber ebenen Bauweisen neben einer Straße immissionsmindernd wirken ([15], [25]). Ebenso bewirken z.B. Brückenlagen oder Unterführungen in einem engen Bereich eine Veränderung der lokalen Immissionssituation. Um eine möglichst genaue dreidimensionale Abbildung der Autobahnen in den Untersuchungsgebieten zu erhalten, wurden Messungen mit einem GPS durchgeführt (Abbildung 3 und Abbildung 4). In jede Fahrtrichtung wurden vier Messfahrten zur Minimierung des Signalrauschens gemacht. Neben der notwendigen Bestimmung der Höhe über Grund konnten mit den erhobenen Daten auch die Steigungsverhältnisse ermittelt werden. Entsprechend den Steigungsverhältnissen wurden die Emissionsfaktoren aus dem Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs für Österreich [36] entnommen. Die verwendeten Emissionsfaktoren sind in Tabelle 2 aufgelistet.

Tabelle 2: Verwendete Emissionsfaktoren für das betrachtete Straßennetz für das Jahr 2003 (Quelle: [36]).

| Straßentyp                                      | Zyklus                         | NOx-Emissionsfaktor [g/km] |       |       |       |       |       |
|---|--------------------------------|----------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
|   |                                | +/-0%                      |       | +/-2% |       | +/-4% |       |
|   |                                | PKW                        | LKW   | PKW   | LKW   | PKW   | LKW   |
| A10   | AB>120                         | 0,70                       | 6,55  | 0,81  | 7,25  | 0,86  | 10,23 |
| A1  | AB_100                         | 0,57                       | 6,55  | 0,61  | 7,25  | 0,59  | 10,23 |
| Landesstraßen                                   | AO_HVS1                        | 0,35                       | 6,17  | 0,38  | 6,75  | 0,44  | 8,94  |
| Innerstädtisch bzw.<br>Bereich<br>Hagerkreuzung | IO_Kern*20/24+<br>IO_S&GO*4/24 | 0,61                       | 10,55 | 0,60  | 10,99 | 0,71  | 12,23 |



Abbildung 3: GPS-Einheit im Messwagen zur Erfassung der absoluten Höhe der Autobahnen im Untersuchungsgebiet.

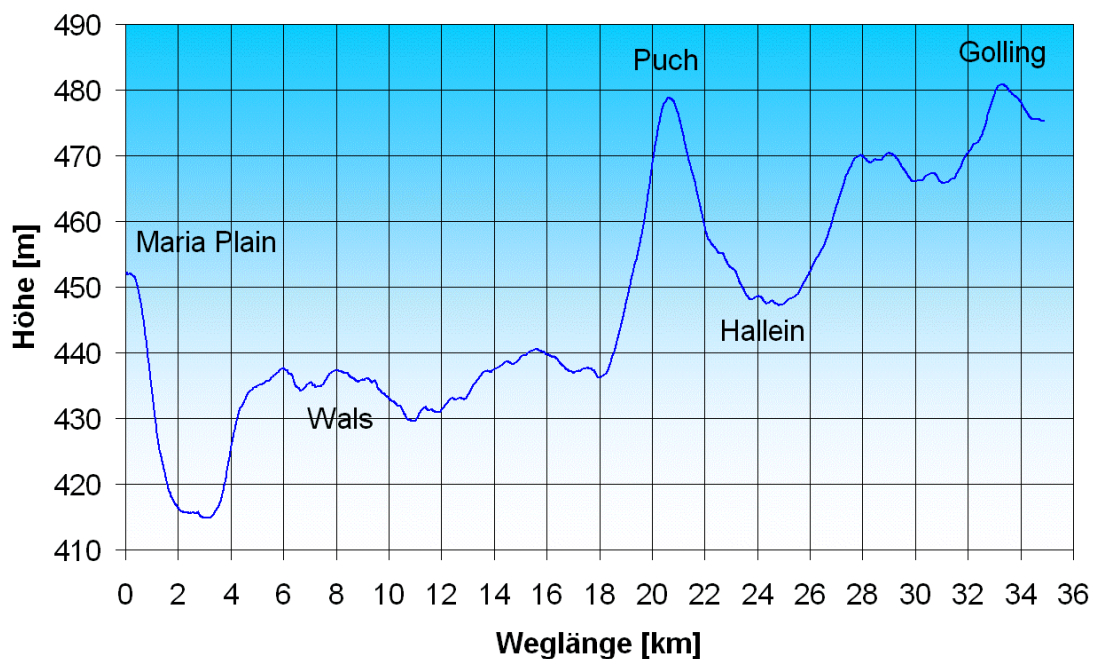


Abbildung 4: Gemessene durchschnittliche absolute Höhen der A1 und der A10 zwischen Golling und Maria Plain.

Tabelle 3: Berechnete Gesamtemissionen [kg/h] und gemittelte streckenbezogenen NOx-Emissionen [kg/h/km].

| Bez.       | Bemerkung                      | Länge [km] | [kg/h] | [kg/h/km] |
|------------|--------------------------------|------------|--------|-----------|
| A1         | Beide Fahrtrichtungen getrennt | 28,12      | 52,2   | 1,86      |
| A10        | Beide Fahrtrichtungen getrennt | 30,0       | 52,1   | 1,74      |
| B1         | Gesamter Querschnitt           | 6,5        | 4,4    | 0,68      |
| B150       | Gesamter Querschnitt           | 2,6        | 5,5    | 2,11      |
| B155       | Gesamter Querschnitt           | 3,7        | 3,9    | 1,05      |
| B156       | Gesamter Querschnitt           | 3,0        | 4,5    | 1,50      |
| B159       | Gesamter Querschnitt           | 14,9       | 4,8    | 0,32      |
| L105       | Gesamter Querschnitt           | 3,2        | 1,1    | 0,34      |
| L107       | Gesamter Querschnitt           | 4,7        | 1,1    | 0,23      |
| L210       | Gesamter Querschnitt           | 4,2        | 0,5    | 0,12      |
| Rudolfspl. | Inkl. Zubringerstr.            | 4,1        | 4,1    | 1,00      |

In Tabelle 3 sind die Gesamtemissionen, die gesamte Länge und durchschnittliche streckenbezogene NOx-Emissionen für die betrachteten Straßen aufgelistet. Es muss beachtet werden, dass bei den beiden Autobahnen A1 und A10 eine Trennung nach den Fahrtrichtungen erfolgte, sodass die Werte der streckenbezogenen NOx-Emissionen mit dem Faktor 2 multipliziert werden muss, um mit den anderen Straßen verglichen werden zu können.

Naturgemäß treten auf den Autobahnen, aufgrund des hohen Verkehrsaufkommens und den höheren Emissionsfaktoren, die höchsten NOx-Emissionen auf. Auffallend hohe streckenbezogene NOx-Emissionen weist noch die B150 auf. Die Ursache dafür liegt neben einem sehr hohen Verkehrsaufkommen auch in einem höheren Schwerverkehrsanteil und dem gewählten Fahrzyklus.

## **4 IMMISSIONEN**

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. Zur Zeit 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 [16] 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 oft parallel zu Linienquellen (hier A12) ist ([11], [3], [9], [14], [33] und [18]). 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.

Die turbulenten Schwankungsbewegungen werden im GRAL im Wesentlichen durch die Standardabweichungen der horizontalen und vertikalen Windkomponenten, die Schubspannungsgeschwindigkeit, die Monin-Obukhov Länge sowie das Turbulenzspektrum, welches durch die entsprechende Autokorrelationsfunktionen approximiert wird (z.B. [16], [2]) modelliert. Neben diesen Turbulenzparametern wird noch die turbulente Dissipationsrate für die Berechnung benötigt. Diese wird entsprechend der wissenschaftlichen Literatur parametrisiert ([7], [37], [39]).

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 [39] parametrisiert und hängt von der Windgeschwindigkeit und der Bodenrauigkeit ab.

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 [4].

### 4.1 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 [16] entwickelter Algorithmus implementiert, der den Effekt der erhöhten Turbulenz in windschwachen Wetterlagen berücksichtigt. Dieser Effekt wurde u. a. in Tracergas-Experimenten gefunden ([31], [38]). GRAL ist derzeit das einzige Ausbreitungsmodell, welches basierend auf wissenschaftlichen Untersuchungen die besonderen Turbulenzverhältnisse während windschwacher Wetterlagen berücksichtigt.

### 4.2 TUNNELPORTALE

Die Berechnung der Schadstoffausbreitung im Bereich von Tunnelportalen wird in der Modellierung eigens behandelt. Durch die Lüftung bzw. die Austrittsgeschwindigkeit der Tunnelabluft bei den Portalen ergibt sich eine Vorverdünnung, die sich abschätzen lässt. Der Austrittsimpuls der Abluft bewirkt, dass sich die Emission eines Tunnelportals auf ein Volumen entlang des Abluftstrahls verteilt. Zusätzlich können bei längeren Tunnel Temperaturunterschiede zwischen der Tunnelabluft und der Umgebungsluft auftreten, die Auftriebseffekte und damit verbunden auch Auswirkungen auf die Immissionskonzentrationen bewirken. Zudem haben bauliche Gegebenheiten, wie z.B. Einhausungen, maßgeblichen Einfluss auf die Schadstoffverteilung. Da die Lage des Abluftstrahls vom Umgebungswind abhängig ist, ergibt sich durch die natürlichen Windrichtungs- und -geschwindigkeitsschwankungen ein zusätzlicher wichtiger Verdünnungseffekt der Tunnelabluft.

In der vorliegenden Arbeit wird ein neues Tunnelmodell verwendet, das vollständig im Lagrange'schen Partikelmodell integriert ist [19] und alle beschriebenen Effekte mit Ausnahme von komplexen Bebauungsstrukturen berücksichtigen kann. Das Modell wurde anhand von umfangreichen Datensätzen validiert [20].

In einem neuen Entwurf der RVS 9.623, welche die Beurteilung der Luftschadstoffbelastung neben Tunnelbauwerken zum Inhalt hat, wird GRAL als Ausbreitungsmodell in Österreich empfohlen bzw. GRAL erfüllt die entsprechenden Validierungskriterien dieser Richtlinie.

### **4.3 STRÖMUNGSMODELLIERUNG**

Zur Berechnung der räumlichen Schadstoffausbreitung werden dreidimensionale Strömungsfelder benötigt. Diese werden in dieser Untersuchung mit Hilfe des prognostischen Windfeldmodells GRAMM [17] 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 prognostische Windfeldmodell wurde anhand eines Validierungskonzepts [32] validiert ([17], [34]). Das Modell wurde in mehreren Studien mit komplexem Gelände erfolgreich angewendet (z.B.: [1], [23]). Für die Berechnungen wurde ein Geländemodell mit 100 m x 100 m horizontaler Auflösung verwendet.

### **4.4 BERECHNUNG STATISTISCHER KONZENTRATIONSWERTE**

Die Berechnung statistischer Konzentrationswerte, wie z.B. Jahresmittelwerte, Perzentilwerte oder maximale Halbstundenmittelwerte kann mit komplexen Ausbreitungsmodellen wie GRAL nicht direkt durch die Berechnung einer Zeitreihe der Zusatzbelastung durchgeführt werden. Die dafür notwendigen Rechenzeiten liegen heute noch bei über einem Jahr für derart große Gebiete, wie sie in dieser Studie untersucht werden. Daher ist es notwendig eine Klassifizierung der Wetterlagen nach Windgeschwindigkeitsklassen (5), Windrichtungssektoren (36) und Ausbreitungsklassen (3) vorzunehmen. Dies führt im vorliegenden Fall zu knapp 400 Wetterlagen, die nach ihrer Auftretenswahrscheinlichkeit gewichtet werden. Durch die Verwendung eines durchschnittlichen Tagesgangs der Emissionen wird auf Basis der beobachteten Zeitreihe dieser klassifizierten Wetterlagen im Anschluss die Zeitreihenberechnung der Zusatzbelastung durchgeführt. Der in dieser Studie verwendete mittlere Tagesgang der relativen Emissionen wurde aus den Verkehrszählungen im Ofenauer Tunnel im Jahr 2003 berechnet (Abbildung 5). Es zeigt sich ein typischer Tagesgang mit einem markanten Minimum der Emissionen am frühen Morgen und einer Doppelspitze tagsüber. Die Berücksichtigung dieses relativen Tagesgangs hat insbesondere Bedeutung, als dass die Ausbreitungsverhältnisse tagsüber besser sind als in der Nacht.



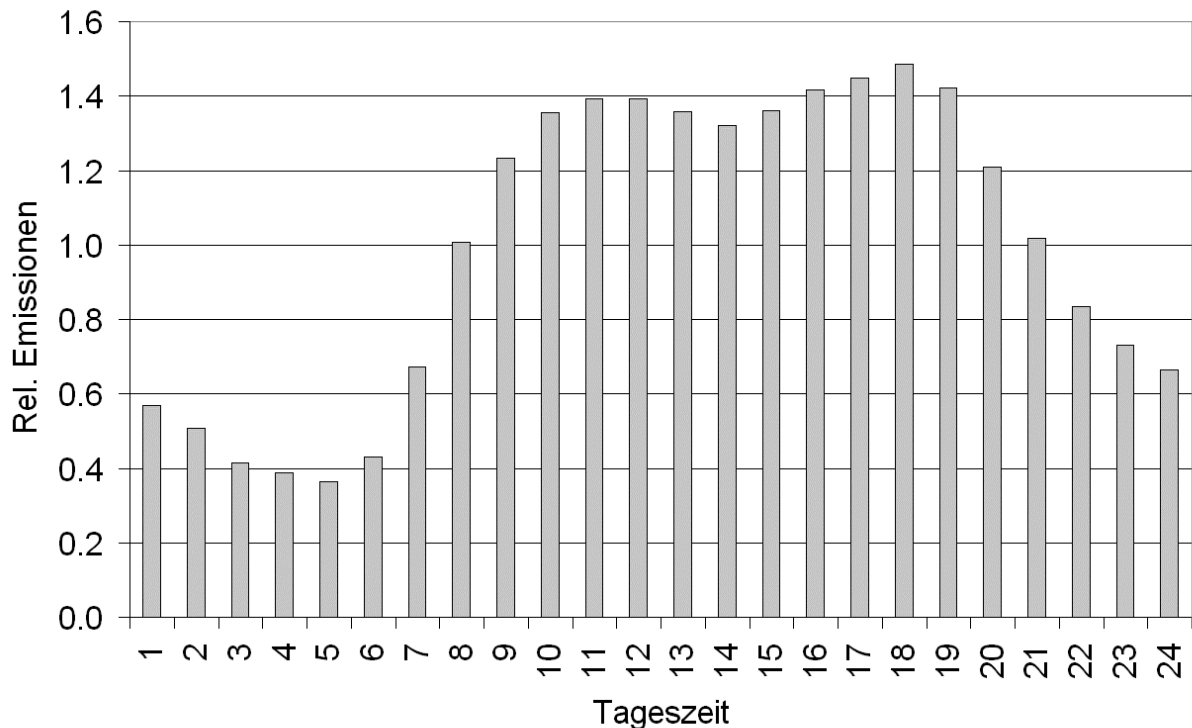


Abbildung 5: Berechneter mittlerer Tagesgang der relativen Verkehrsemissionen aus den Verkehrszählungen im Ofenauer Tunnel im Jahr 2003.

## 4.5 QUALITÄTSSICHERUNG

Die Qualitätssicherung erfolgt durch laufende Validierungsaktivitäten anhand von Daten aus Feldexperimenten. Programmstruktur und Validierungsergebnisse wurden und werden in internationalen Fachzeitschriften (dzt. 12 Publikationen) bzw. durch Vorträge auf internationalen Konferenzen (dzt. 16 Publikationen) dokumentiert, wodurch die wissenschaftliche Qualität sichergestellt wird. Derzeit werden 16 verschiedene Datensätze zur Programmvalidierung verwendet.

### 4.5.1 DATENSÄTZE FÜR TUNNELPORTALE (FLÄCHEN UND VOLUMENQUELLEN)

- Ehrentalerbergtunnel-Ostportal: 7 SF<sub>6</sub>-Messungen mit je ca. 25 Sammeleinheiten bei Schwachwindsituationen [19].
- Ninomiya Tunnel: 21 SF<sub>6</sub>-Messungen mit je ca. 64 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [20].

- Hitachi Tunnel: 18 SF<sub>6</sub>-Messungen mit je ca. 85 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [20].
- Enrei Tunnel: 17 SF<sub>6</sub>-Messungen mit je ca. 86 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [20].
- Kaisermühlentunnel: 5 dauerregistrierende Messstellen über ein Jahr [24].

### 4.5.2 PUNKTQUELLEN

- INEL: Bodennahe Punktquelle, 11 SF<sub>6</sub>-Experimente bei Schwachwindsituationen [16].
- 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.

### 4.5.3 LINIENQUELLEN:

- Elimäki: 2 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen und Höhen zu einer Autobahn nahe Helsinki [18].
- Südautobahn: 4 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen – Messzeitraum 1 Jahr [22].
- A10-Tauernautobahn: 1 dauerregistrierende Messstelle nahe der A10 in komplexem Gelände sowie ein Passivsammlernetz bestehend aus 11 Sammlern [21].
- CALTRANS 99: 56 SF<sub>6</sub>-Versuche mit 10 Sammeleinheiten in 0m, 50m, 100m und 200m Entfernung beiderseits zu den Straßen.

### 4.5.4 BEBAUTES GEBIET

- Hornsgatan: 3 permanente Luftgütemessungen in einer Straßenschlucht in Stockholm.
- Göttinger Straße: 2 permanente Luftgütemessungen in einer Straßenschlucht in Hannover.
- Marylebone Street: 1 permanente Luftgütemessstelle in einer Straßenschlucht in London.

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

Von besonderer Bedeutung sind für diese Studie die Validierungsergebnisse für Linienquellen. Insbesondere die Ergebnisse für die A10 können als Indiz für die zu erwartende Genauigkeit der Berechnungsergebnisse dieser Untersuchung herangezogen werden, da sowohl eine ähnliche Methodik verwendet wurde als auch aufgrund des ähnlichen Komplexitätsgrades dieser Untersuchung hinsichtlich Topografie, Meteorologie und Kfz-Emissionen. Es konnten bei dieser Modellierung die gemessenen mittleren NO<sub>2</sub>-Konzentrationen (12 Messstellen) mit einer mittleren Abweichung von +10 % und einem Korrelationskoeffizienten von 0,9 simuliert werden [21]. Die mittlere Abweichung für sämtliche Validierungsfälle für Linienquellen liegt bei –11 % für inerte Gase (z.B. SF<sub>6</sub> oder NO<sub>x</sub>).

Für die Berechnungen in dieser Studie wurden keine Änderungen in den Modellparametrisierungen vorgenommen, d.h. es wurde mit dem Parametrisierungssatz gerechnet, für welchen das Modellsystem GRAL validiert wurde. Die aktuelle Modellversion ist GRAL 3.5.

#### **4.6 NO-NO<sub>2</sub> UMWANDLUNG**

Die vom KFZ-Verkehr emittierten Stickstoffoxid-Emissionen (NO<sub>x</sub>) bestehen zum Großteil aus NO. Nach dem Austritt aus der Auspuffanlage wird in der Folge NO zu NO<sub>2</sub> 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 NO<sub>2</sub>-Umwandlung wird häufig ein empirischer Ansatz gemäß dem Entwurf zur VDI-Richtlinie 3782, 1998 [30] verwendet. Dabei werden die emittierten Stickstoffoxide NO<sub>x</sub> (Summe aus NO<sub>2</sub> und NO, wobei NO als NO<sub>2</sub> gerechnet wird) zuerst inert betrachtet und die Konzentration berechnet. Mit Hilfe dieser Konzentrationsverteilung wird dann mit der Beziehung

$$NO_2 = NO_x \cdot \left[ \frac{A}{NO_x + B} + C \right] \quad (1)$$

die NO<sub>2</sub>-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 4 angegeben.

Tabelle 4: Parameter der Regressionskurven für den NO<sub>2</sub>-Umwandlungsgrad nach Romberg et al. [30].

| Konzentrationsgröße | Funktionsparameter |     |       |
|---------------------|--------------------|-----|-------|
|                     | A                  | B   | C     |
| Jahresmittelwert    | 103                | 130 | 0,005 |

Interessant sind in diesem Zusammenhang die lokal gemessenen Verhältniszahlen zwischen NO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub>. Dazu wurden die Daten einiger Stationen in den Modellgebieten betrachtet. Wie aus Abbildung 6 ersichtlich ist, stimmen die gemessenen Umwandlungsraten in Salzburg sehr gut mit jenen nach Gl. (1) überein. Einzige nennenswerte Ausnahme ist die Station Hagerkreuzung, welche eine merklich niedrigere Umwandlungsrate aufweist.

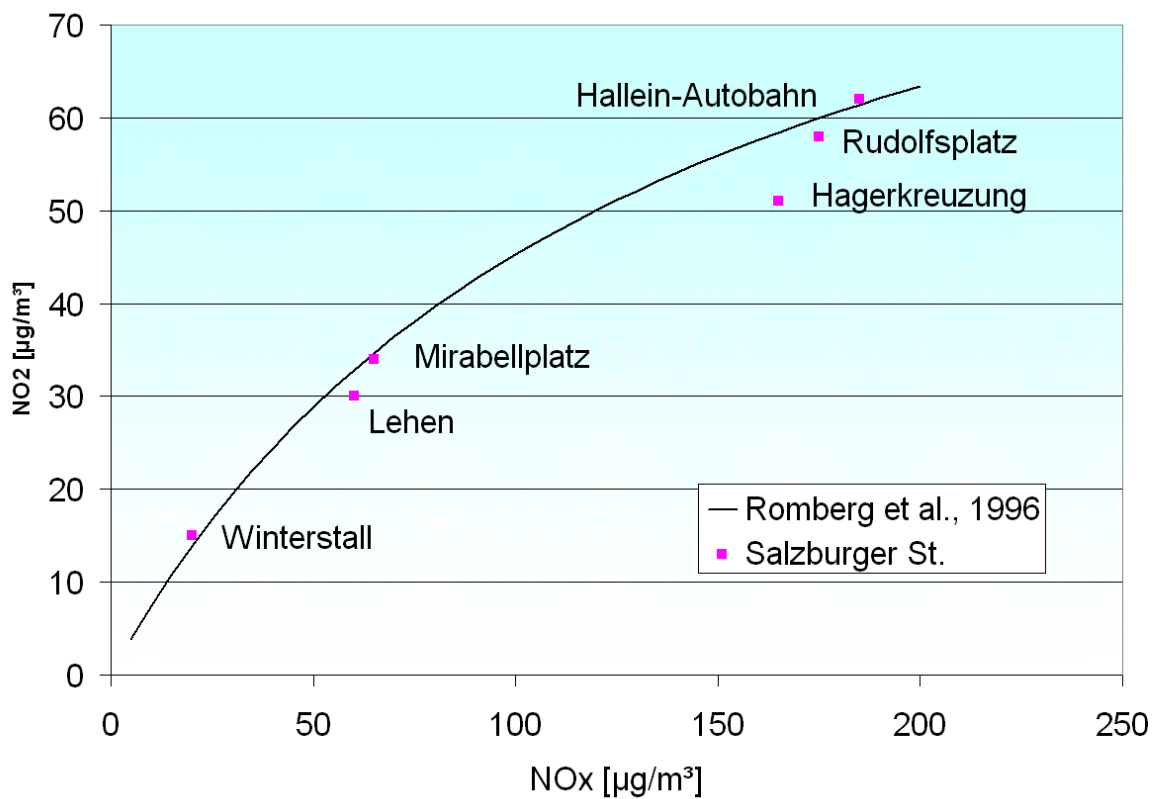


Abbildung 6: Vergleich der gemessenen Umwandlungsraten zwischen NO und NO<sub>2</sub> einiger Salzburger Messstellen mit den Werten nach Gl. (1).

## 5 METEOROLOGIE

Für den Untersuchungszeitraum vom April 2003 bis März 2004 wurden von der Abteilung Umweltschutz der Salzburger Landesregierung meteorologische Daten der Stationen Hagerkreuzung und Salzburg-Herrnau zur Verfügung gestellt. Neben den halbstündlichen Windgeschwindigkeits- und Windrichtungsdaten wurden die Werte der Strahlungsbilanz (ab Oktober 2003) und der Bedeckungsgrad (April bis September 2003) zur Bestimmung der Ausbreitungsklasse nach ÖNORM M9440 verwendet. Die berechneten Häufigkeiten der Ausbreitungsklassen sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Erwartungsgemäß zeigen beide Standorte recht ähnliche Häufigkeiten, wobei der Bereich Hallein etwas günstigere Ausbreitungsverhältnisse als die Stadt Salzburg aufweist. Insgesamt dominieren sowohl die labilen als auch die stabilen Ausbreitungsbedingungen, neutrale Bedingungen zeigen ein deutliches Minimum. Zum Vergleich ist in Tabelle 5 die Häufigkeitsverteilung für einen Standort südlich von Wien gegenübergestellt. Aufgrund der deutlich besseren Durchlüftung im Raum Wien stellt sich ein Maximum bei den neutralen Ausbreitungsbedingungen ein.

Tabelle 5: Ausbreitungsklassenstatistik für die beiden Stationen Salzburg-Herrnau und Hallein-Hagerkreuzung für den Untersuchungszeitraum.

| Station               | Stabil (Klassen 5-7) | Neutral (Klasse 4) | Labil (Klassen 2-3) |
|-----------------------|----------------------|--------------------|---------------------|
| Salzburg-Herrnau      | 39%                  | 19%                | 42%                 |
| Hallein-Hagerkreuzung | 32%                  | 23%                | 45%                 |
| Biedermannsdorf/Wien  | 23%                  | 58%                | 19%                 |

In Abbildung 7 und Abbildung 8 sind die gemessenen mittleren Windrichtungsverteilungen für die beiden Stationen Salzburg-Herrnau und Hallein-Hagerkreuzung nach einzelnen Windgeschwindigkeitsklassen dargestellt. Während an der Station Salzburg-Herrnau vorwiegend Nord-Südrichtungen auftreten, können an der Station Hallein-Hagerkreuzung nordwest-südöstliche Windrichtungen beobachtet werden. Die Windrichtungsvariabilität nimmt mit zunehmender Windgeschwindigkeit erwartungsgemäß ab, was v.a. auf große Windrichtungsschwankungen während derartiger Situationen zurückzuführen sein dürfte [2]. Da niedrige Windgeschwindigkeiten (<1,5 m/s) oft mit stabilen Ausbreitungsbedingungen einhergehen, führen diese Situationen in der Regel zu den höchsten Immissionen. Um realistische Simulationen durchführen zu können, ist eine adäquate Berücksichtigung der Windrichtungsfluktuationen im Ausbreitungsmodell notwendig.

Der mittlere Tagesgang der beiden Hauptwindrichtungen ist in Abbildung 9 und Abbildung 10 dargestellt. Vor allem an der Station Hallein-Hagerkreuzung zeigt sich ein ausgeprägtes Berg-Talwindssystem, wobei nordwestliche Windrichtungen mit dem Taleinwind tagsüber und südöstliche Windrichtungen mit dem Talauswind während der Nacht korrespondieren. An der Station Salzburg-Herrnau ist der Taleinwind besonders stark ausgeprägt, der Talauswind ist nur in der zweiten Nachthälfte bzw. erst in den frühen Morgenstunden merkbar. Es muss angemerkt werden, dass windschwache Wetterlagen ( $<0,8 \text{ m/s}$ ) nicht in diesen Auswertungen berücksichtigt wurden.

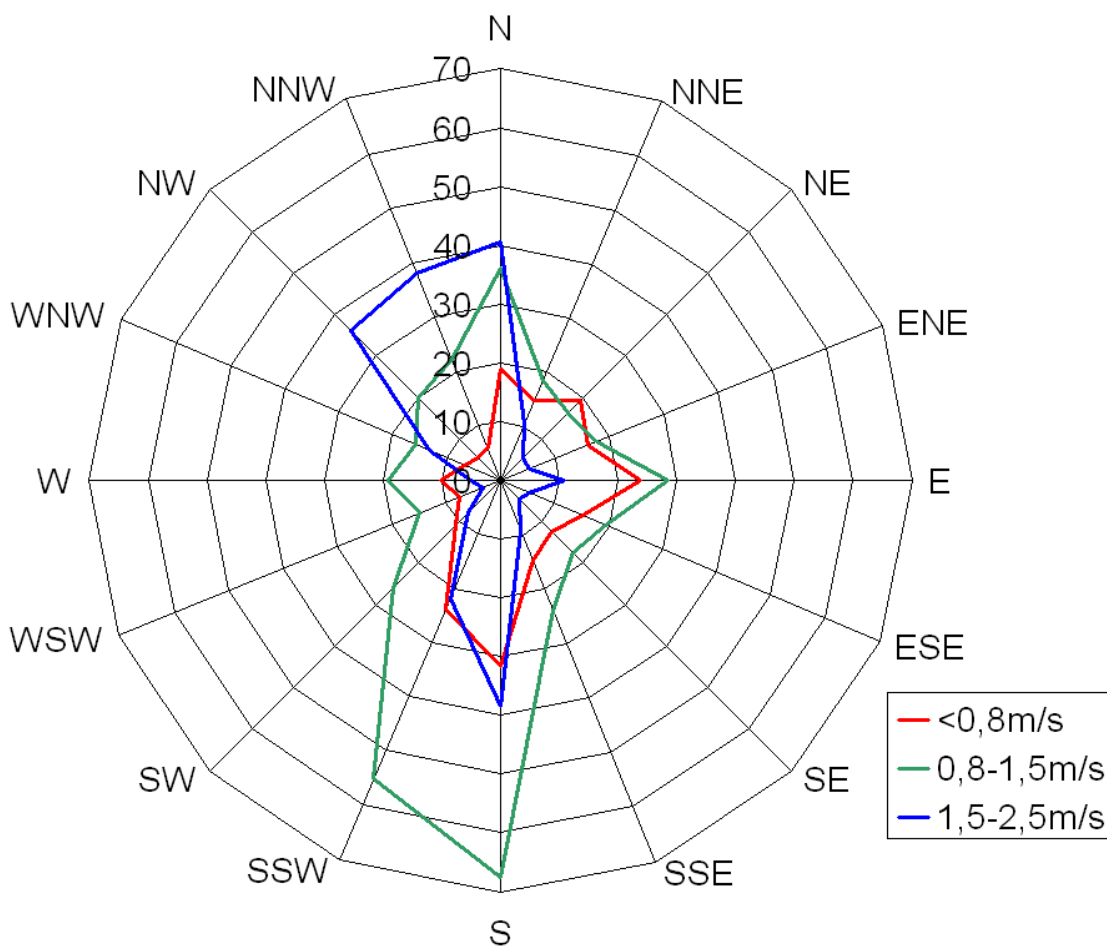


Abbildung 7: Gemessene mittlere Windrichtungsverteilung in Promille an der Station Salzburg-Herrnau für den Untersuchungszeitraum nach Windgeschwindigkeitsklassen.

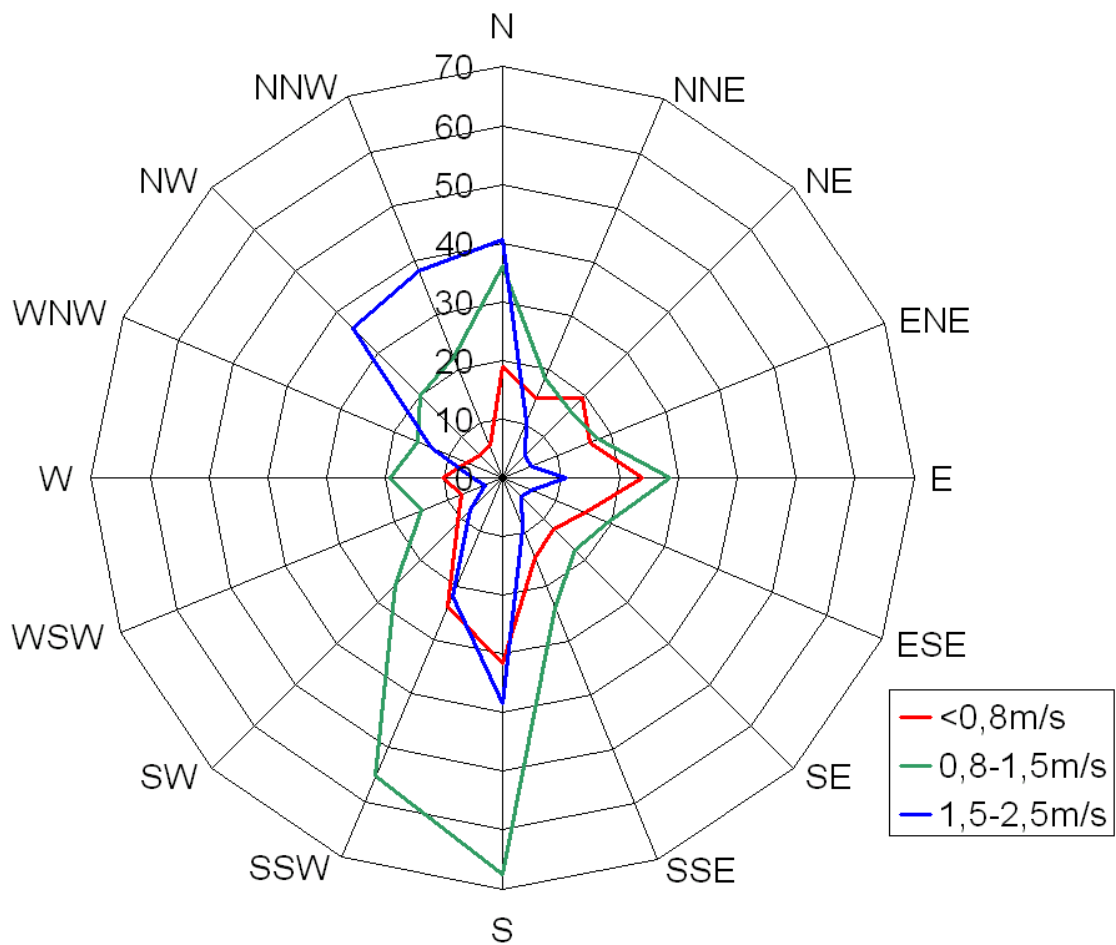


Abbildung 8: Gemessene mittlere Windrichtungsverteilung in Promille an der Station Hagerkreuzung für den Untersuchungszeitraum nach Windgeschwindigkeitsklassen.

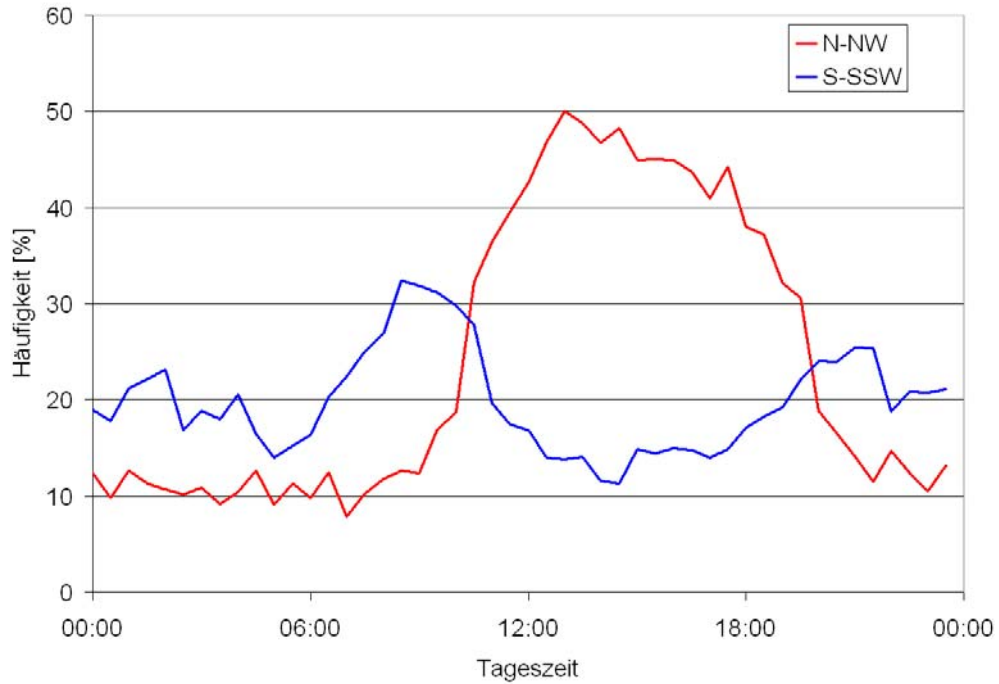


Abbildung 9: Gemessene mittlere Tagesgänge der Hauptwindrichtungen an der Station Salzburg-Herrnau für den Untersuchungszeitraum.

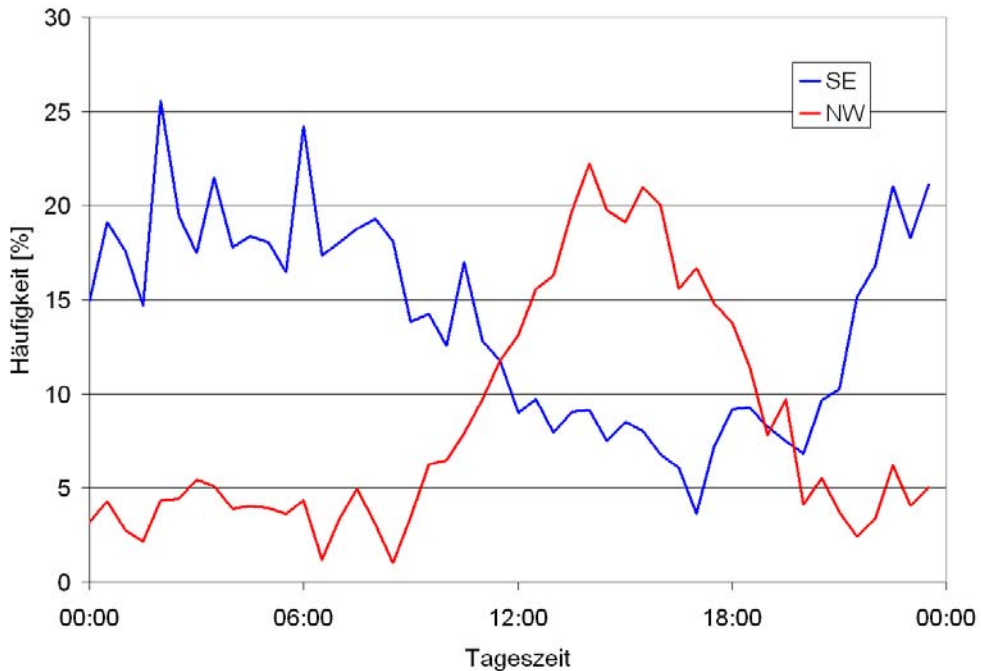


Abbildung 10: Gemessene mittlere Tagesgänge der Hauptwindrichtungen an der Station Hagerkreuzung für den Untersuchungszeitraum.



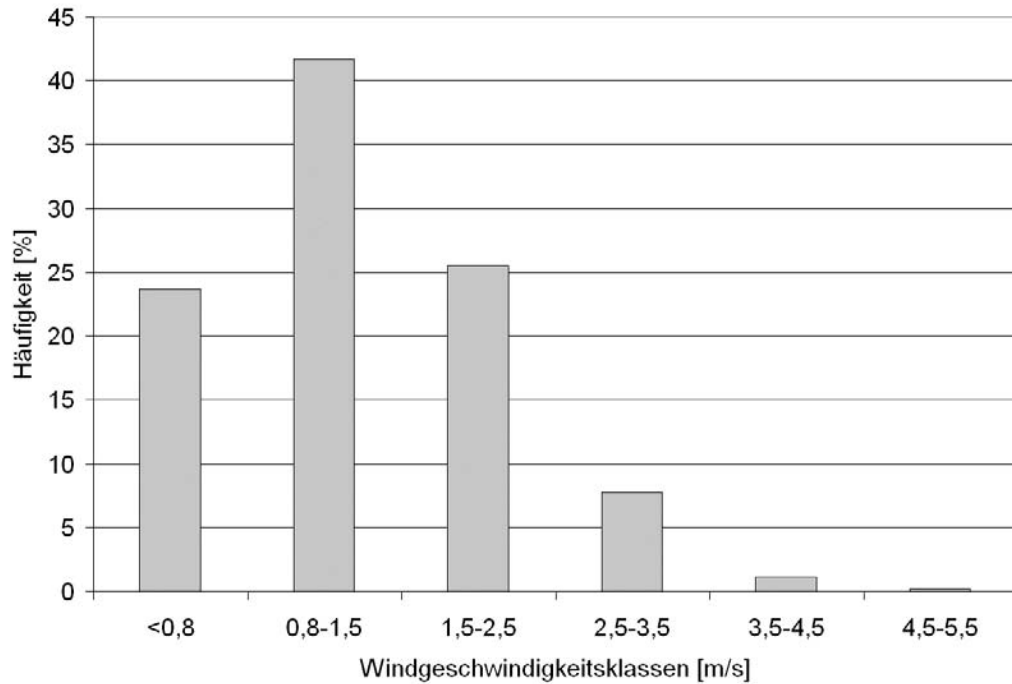


Abbildung 11: Gemessene mittlere Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeitsklassen an der Station Salzburg-Herrnau für den Untersuchungszeitraum.

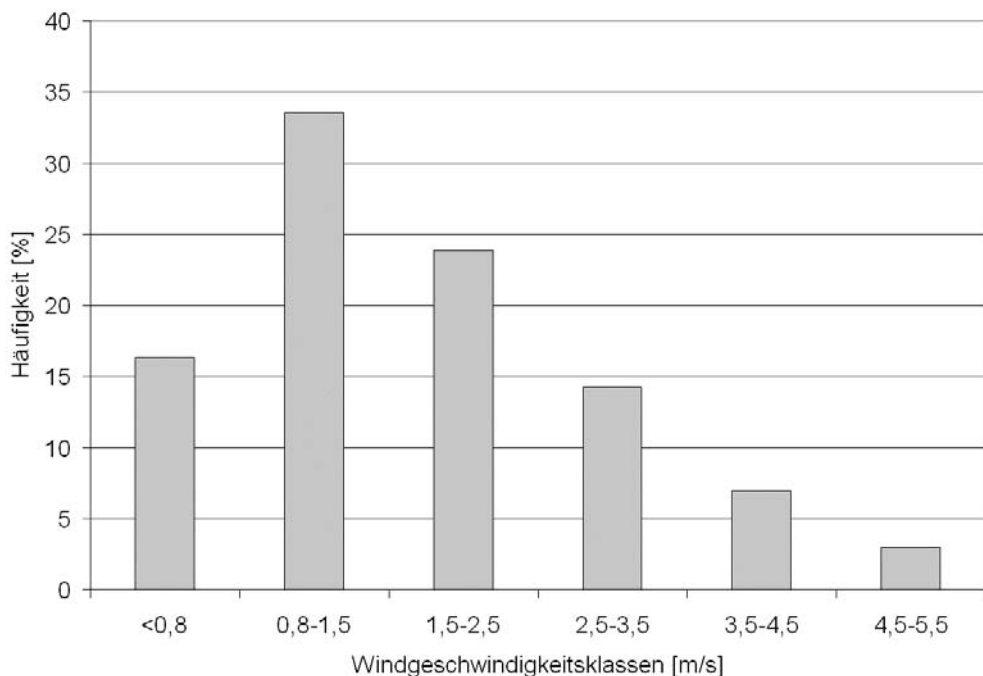


Abbildung 12: Gemessene mittlere Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeitsklassen an der Station Hagerkreuzung für den Untersuchungszeitraum.

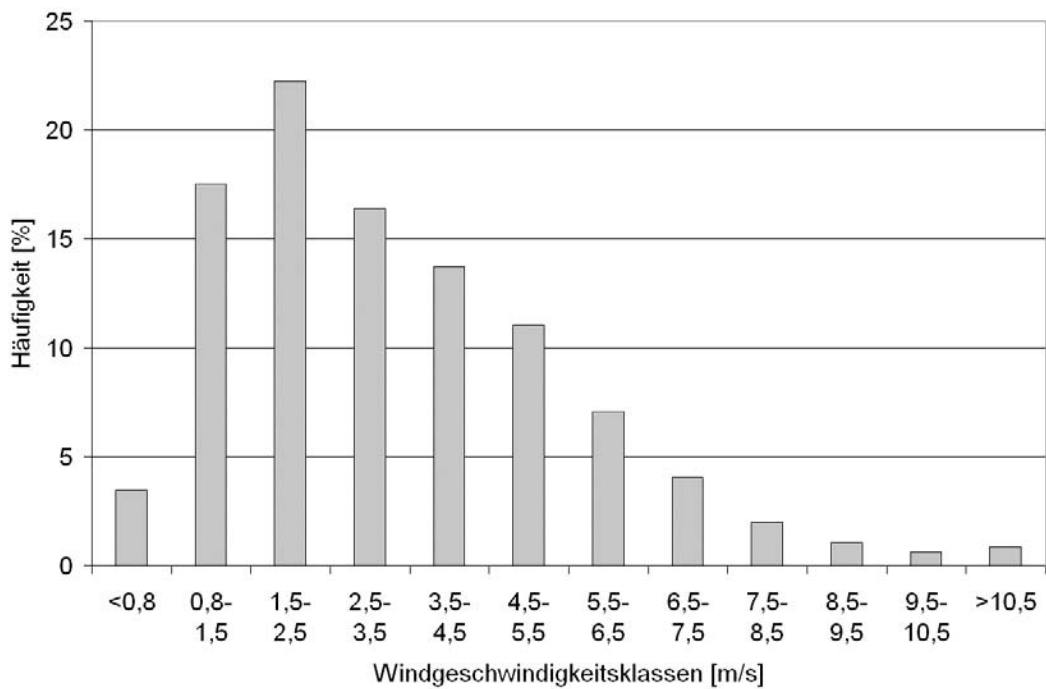


Abbildung 13: Gemessene mittlere Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeitsklassen an der Station Biedermansdorf/Wien für 1998.

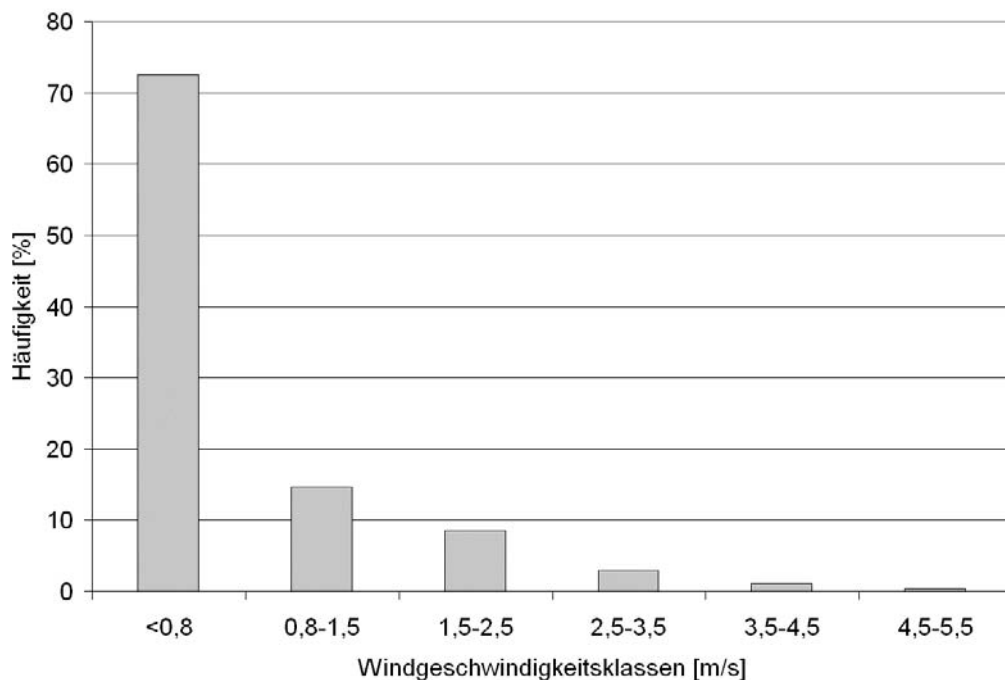


Abbildung 14: Gemessene mittlere Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeitsklassen an der Station Graz/Puntigamerstr. 1998.

Abbildung 11 bis Abbildung 14 zeigen die gemessenen Häufigkeitsverteilungen der Windgeschwindigkeitsklassen für die Stationen Salzburg-Herrnau, Hallein-Hagerkreuzung, Biedermannsdorf/Wien und Graz/Puntigamerstraße. Im Vergleich zum Bereich Hallein ist die Durchlüftung im Stadtgebiet von Salzburg deutlich schlechter. Zum Beispiel weisen Schwachwinde ( $<1,5$  m/s) eine Häufigkeit von über 60 % an der Station Salzburg-Herrnau auf, wohingegen an der Station Hallein-Hagerkreuzung der Anteil bei ca. 50 % liegt. Zum Vergleich mit anderen Gebieten in Österreich sind zusätzlich Häufigkeitsverteilungen für den Bereich Wien und Graz-Süd dargestellt. Wien weist bekannterweise eine deutlich bessere Durchlüftung auf. Der Anteil an Schwachwinden liegt hier bei ca. 20 %. Dagegen liegt der Anteil an Schwachwinden im Süden von Graz bei über 80 %. Die mittlere Windgeschwindigkeit an der Station Salzburg-Herrnau betrug 1,3 m/s und an der Station Hallein-Hagerkreuzung 1,8 m/s. Dagegen weist der Raum Wien eine mittlere Windgeschwindigkeit von 3,3 m/s auf.

## **6 LUFTGÜTEMESSUNGEN**

Von der Umweltschutzabteilung des Amtes der Salzburger Landesregierung wurden für die beiden Untersuchungsgebiete zahlreiche Luftgütedaten für den Untersuchungszeitraum zur Verfügung gestellt. Die genaue Lagen der einzelnen Stationen sind in Abbildung 1 und Abbildung 2 dargestellt. Die mittleren NO<sub>2</sub>-Konzentrationen der Passivsammlermessungen beziehen sich auf den Zeitraum vom Oktober 2002 bis Oktober 2003. Die gemessenen Werte sind in Tabelle 6 aufgelistet.

Die höchsten gemessenen Werte liegen für die Stationen Rudolfsplatz in der Salzburger Innenstadt, Hagerkreuzung östlich vom Ortszentrum Hallein und Hallein-A10 direkt neben der Autobahn im Bereich Hallein vor. An all diesen Stationen wird der Grenzwert von 30 µg/m<sup>3</sup> inkl. Toleranzmarge von 15 µg/m<sup>3</sup> (=45 µg/m<sup>3</sup>) für das Jahr 2004 überschritten. Andere Stationen, die ebenfalls in der Nähe zu den stark befahrenen Autobahnen liegen, wie Klessheim oder Vigaun-Ort weisen keine Grenzwertüberschreitungen auf, zeigen jedoch grundsätzlich eine vorhandene Belastung. Die Stationen Hallein-Winterstall und Vigaun-Riedl zeigen die niedrigsten Belastungen und repräsentieren bereits den großräumigen ländlichen Hintergrund, wie im nächsten Kapitel noch eingehender diskutiert. Hingegen dürften die Stationen Freisaal und Lehen repräsentativ für den innerstädtischen Hintergrund von Salzburg sein, da beide Stationen nicht direkt durch Verkehrsemissionen beeinflusst sind.

Tabelle 6: Gemessene NO<sub>x</sub>- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen an verschiedenen Messstellen in den beiden Untersuchungsgebieten in [µg/m<sup>3</sup>].

| <b>Standort</b>     | <b>Messsystem</b>           | <b>BMK-x</b> | <b>BMK-y</b> | <b>NO<sub>2</sub></b> | <b>NO<sub>x</sub></b> |
|---------------------|-----------------------------|--------------|--------------|-----------------------|-----------------------|
| Flughafen           | Passivsammler <sup>1)</sup> | 424796       | 294978       | 36                    |                       |
| Klessheim           | Passivsammler <sup>1)</sup> | 425557       | 297887       | 34                    |                       |
| Wals-Kirche         | Passivsammler <sup>1)</sup> | 424082       | 296985       | 27                    |                       |
| R. Biebl Str.       | Passivsammler <sup>1)</sup> | 427056       | 296940       | 41                    |                       |
| Freisaal            | Passivsammler <sup>1)</sup> | 429499       | 294202       | 27                    |                       |
| Rudolfsplatz        | Passivsammler <sup>1)</sup> | 429073       | 295454       | 62                    |                       |
| Rudolfsplatz        | Analysator <sup>2)</sup>    | 429072       | 295461       | 58                    | 176                   |
| Mirabellplatz       | Analysator <sup>2)</sup>    | 428323       | 296377       | 34                    | 63                    |
| Lehen               | Analysator <sup>2)</sup>    | 427450       | 297600       | 30                    | 61                    |
| Hagerkreuzung       | Analysator <sup>2)</sup>    | 432523       | 282696       | 51                    | 168                   |
| Hallein-Autobahn    | Analysator <sup>2)</sup>    | 433156       | 283642       | 61                    | 187                   |
| Vigaun-Kurzentrums  | Passivsammler <sup>1)</sup> | 434998       | 281268       | 21                    |                       |
| Vigaun-Ort          | Passivsammler <sup>1)</sup> | 434924       | 280616       | 33                    |                       |
| Vigaun-Riedl        | Passivsammler <sup>1)</sup> | 436003       | 280999       | 12                    |                       |
| Hallein-Burgfried   | Passivsammler <sup>1)</sup> | 432737       | 282210       | 34                    |                       |
| Hallein-Gamp        | Passivsammler <sup>1)</sup> | 433740       | 281227       | 22                    |                       |
| Hallein-Winterstall | Analysator <sup>2)</sup>    | 432917       | 280905       | 15                    | 21                    |

<sup>1)</sup>Messzeitraum: Oktober 2002 bis Oktober 2003.

<sup>2)</sup>Messzeitraum: April 2003 bis April 2004.

## **7           AUSBREITUNGSBERECHNUNGEN**

Obwohl in den Berechnungen auf eine lagetreue Abbildung der einzelnen Straßen besonderes Augenmerk gelegt wurde, können sich dennoch lokale Abweichungen zu den berechneten Immissionskonzentrationen ergeben. Vor allem unmittelbar hinter Lärmschutzwänden können die Immissionsminderungen im Lee durch die gewählte Auflösung von 10 m x 10 m nicht genau genug aufgelöst werden. Ähnliches gilt für z.B. Bereich mit Unterführungen oder Brücken, wo die Abbildung der Topografie im Modell eine wichtige Rolle spielt. Durch die Auflösung von 100 m x 100 m kann es in diesen Bereich zu Abweichungen kommen, da die flächenhaft berechneten Konzentrationen für eine geländefolgende Ebene 3 m über Grund ausgewiesen sind.

Da in den beiden Untersuchungsgebiete nur ein Teil der tatsächlich emittierten Luftschadstoffe berücksichtigt wird (im Wesentlichen die Hauptverkehrsstraßen) muss sich zwangsläufig eine Differenz zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen ergeben. Diese Differenz wird in der Folge als Hintergrundbelastung definiert.

Die Qualität der berechneten Zusatzbelastungen kann durch folgende Merkmale überprüft werden:

- Die Höhe der berechneten Hintergrundbelastung im Vergleich zu anderen Gebieten in Österreich.
- Die Plausibilität der räumlichen Struktur der berechneten Hintergrundbelastung.

Um einen Vergleich mit anderen Gebieten zu ermöglichen, sind in Tabelle 7 gemessene bzw. berechnete NO<sub>x</sub>-Hintergrundbelastungen aufgelistet. Die Messungen basieren dabei auf einer einfachen Luv/Lee-Methodik, die in der Nähe von Hauptemittenten angewendet wurde, d.h. es wird immer die jeweilige Konzentration auf der Luv-Seite des Hauptemittenten als Hintergrundstation verwendet. Dies ist eine übliche Vorgangsweise in der Wissenschaft [11]. Berechnete Werte wurden aus der jeweiligen Differenz zwischen gemessenen Werten und dem am Aufpunkt der Messstation berechneten Wert gebildet.

Tabelle 7: Gemessene und berechnete Stickstoffoxid-Hintergrundbelastungen im Jahresmittel für bestimmte Gebiete in Österreich bzw. in Stockholm in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].

| Gebiet                                    | NOx-Hintergrund [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | Messung/Berechnet | Literatur |
|---|--|-------------------|-----------|
| Biedermannsdorf/Wien                      | 39   | M                 | [22]      |
| Kaisermühlen/Wien                         | 30   | M                 | [24]      |
| Zederhaus/Lungau                          | 10   | M                 | [21]      |
| Klosterneuburg                            | 24   | B                 | [26]      |
| Inntal/Vomp                               | 24   | B                 | [25]      |
| Inntal/Vomp-Autobahnsperre am<br>25.10.02 | 17-20  | M                 | [25]      |
| Ländlicher Hintergrund<br>(außeralpin)    | 11-17  | M                 | [35]      |
| Trebesing/Liesertal                       | 11   | B                 | [27]      |
| Pölser Becken/Stmk.                       | 12   | B                 | [28]      |
| Stockholm                                 | 32   | M                 | [6]       |

Wie aus Tabelle 7 ersichtlich, liegen die Hintergrundbelastungen zwischen  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Grundsätzlich kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Hintergrundbelastung in einem Gebiet räumlich homogen ist. Es kann angenommen werden, dass diese v.a. von der Emissionsdichte [Menge/Zeit/Fläche] und den Ausbreitungsbedingungen abhängt.

## 7.1 GEBIET HALLEIN

Aufgrund der zahlreichen Messstationen im Gebiet Hallein (siehe Abbildung 2) kann die Hintergrundbelastung an mehreren Stellen berechnet werden. Abbildung 15 zeigt die berechnete Immissionszusatzbelastung durch das betrachtete Straßennetz im Bereich der Messstelle Hallein-Autobahn. Der an dieser Stelle gemessene NOx-Jahresmittelwert (Untersuchungszeitraum) betrug  $187 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die berechnete Zusatzbelastung an dieser Stelle ist  $164 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , damit ergibt sich eine Hintergrundbelastung für diesen Bereich von  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Im Nahbereich der A10 zeigt sich der typisch rasche Rückgang der Konzentrationen. So beträgt neben der Autobahn der Konzentrationsgradient ca.  $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro 50 m bzw.  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro 10 m. Für die Beurteilung der Schadstoffbelastung ist daher die Wahl einer genügend feinen horizontalen und vertikalen Auflösung erforderlich.

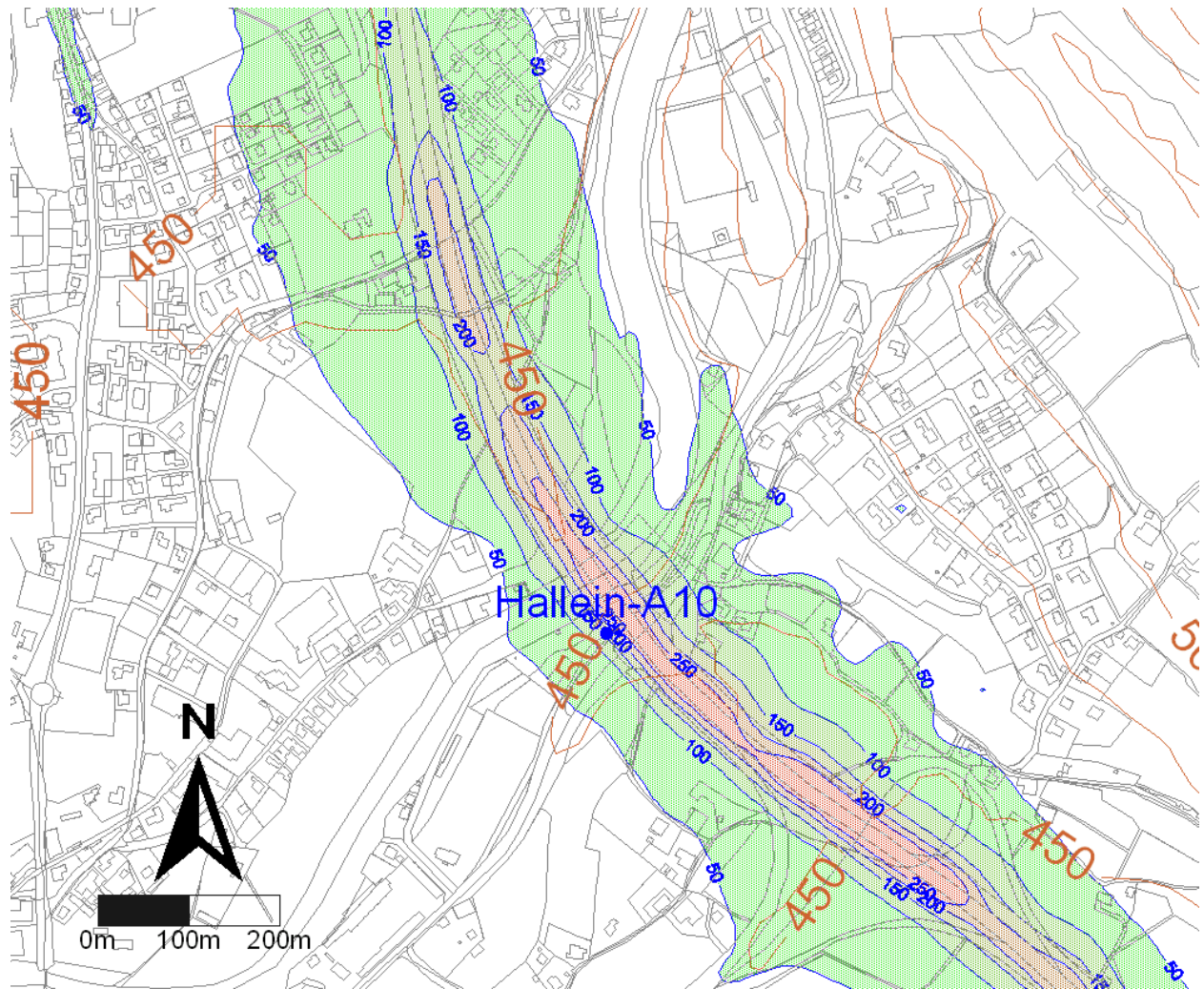


Abbildung 15: Berechnete Immissionszusatzbelastung für die Untersuchungsperiode im Bereich der autobahnnahen Messstation Hallein-A10 für NOx in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].



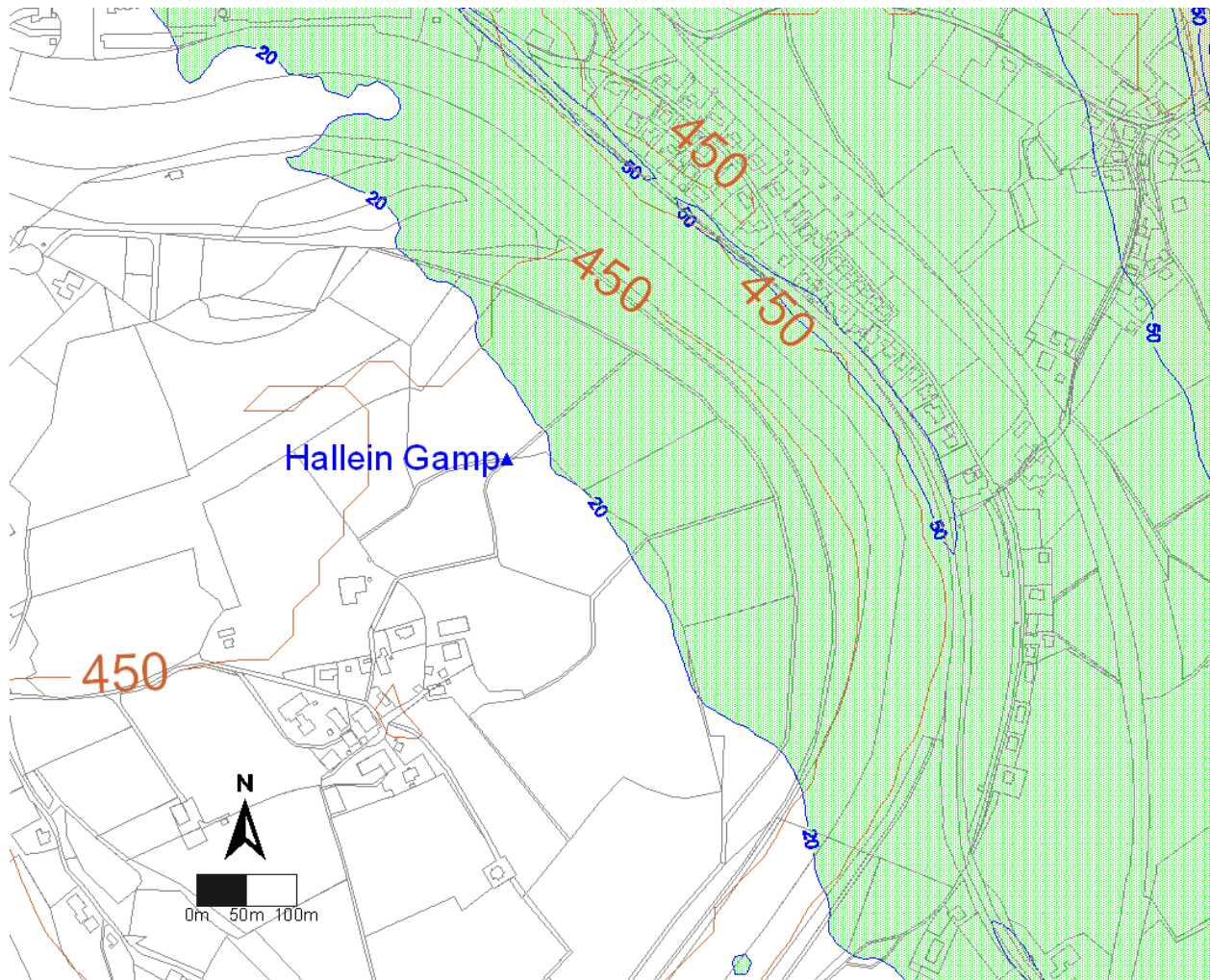


Abbildung 16: Berechnete Immissionszusatzbelastung für die Untersuchungsperiode im Bereich der Messstation Gamp südlich von Hallein für NO<sub>x</sub> in [µg/m<sup>3</sup>].

Als weiteres Beispiel für ein Gebiet in größerer Entfernung zur Autobahn sei der Bereich Gamp südlich von Hallein dargestellt (Abbildung 16). Die an dieser Stelle berechnete Immissionszusatzbelastung für NO<sub>x</sub> im Jahresmittel beträgt knapp 20 µg/m<sup>3</sup>. Der Konzentrationsgradient ist hier merklich geringer als direkt neben der Autobahn. Dies hat den Vorteil, dass die Hintergrundbelastung generell mit einer größeren Genauigkeit bestimmt werden kann, da die Modellauflösung praktisch keinen Einfluss mehr hat. An der Messstelle Gamp wurde ein Passivsammler betrieben, der einen Mittelwert von 22 µg/m<sup>3</sup> aufwies. Unter der Annahme, dass auch an diesem Messstandort die NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlung nach Gl. (1) anwendbar ist (siehe Abbildung 6), ergibt sich eine gemessene Hintergrundbelastung von ca. 35 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub> im Jahresmittel. Damit ergibt sich eine rechnerische Hintergrundbelastung von ca. 17 µg/m<sup>3</sup>.

Beide ermittelten Werte fügen sich sehr gut in die beobachteten Werte in anderen Gebieten in Österreich (Tabelle 7). Ebenso der an der Messstelle Hallein-Winterstall gemessene Wert von  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ist in sehr guter Übereinstimmung mit diesen Hintergrundkonzentrationen. An dieser Messstelle ergeben die Berechnungen keine Immissionszusatzbelastungen, die vom Messwert abgezogen werden müssten. Interessanterweise liegen auch die gemessenen und berechneten Hintergrundbelastungen im Bereich Vomp/Inntal auf diesem Niveau, was aufgrund der ähnlichen Verbauungsdichte durchaus plausibel erscheint.

Entsprechend den Berechnungen kann daher für das Untersuchungsgebiet Hallein von einer Hintergrundbelastung von ca.  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ausgegangen werden. Diese wird in der Berechnung für die Gesamtbelastung von Stickstoffdioxid berücksichtigt. Aufgrund der höheren Emissionsdichte in den Siedlungsgebieten Hallein und Kuchl ist hier mit höheren Hintergrundbelastungen zu rechnen. Dies wurde in den Darstellungen der Gesamtbelastung nicht berücksichtigt, da eine Abschätzung für diese Ortsgebiete nicht vorgenommen werden konnte. Das heißt, für diese Ortsbereiche muss mit positiven Abweichungen zur berechneten Gesamtbelastung für den Jahresmittelwert von  $\text{NO}_2$  gerechnet werden. Dies gilt ebenso für Bereiche direkt neben Straßenzügen, die nicht in den Berechnungen berücksichtigt worden sind.

Ein Vergleich der gemessenen und berechneten mittleren  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen für das Untersuchungsgebiet Hallein ist in Abbildung 17 dargestellt. Der Vergleich basiert auf einer angenommenen homogenen Hintergrundbelastung von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für  $\text{NO}_x$ . Es zeigt sich, dass sich mit dieser Annahme einer konstanten Hintergrundbelastung die gemessenen Konzentrationen mit Ausnahme der Standorte Hallein-Hagerkreuzung, Hallein-Burgfried und Vigaun-Riedl mit einer Abweichung von maximal als 10 % erklären lassen.

Für den Bereich der Hagerkreuzung wurde bereits im Kap. 3 kurz erwähnt, dass es hier eventuell Abweichungen zu den tatsächlich auftretenden Verkehrsmengen gibt. So liegen z.B. die in dieser Studie verwendeten Verkehrszahlen unter den Werten, die 1995 gezählt wurden. Die Abweichung am Standort Hallein-Burgfried lässt sich relativ einfach durch die Nähe zu einer Straße, die nicht in den Berechnungen berücksichtigt wurde bzw. einer Schule (Parkplatz, erhöhte Verkehrsfrequenz) erklären. Zusätzlich muss im Ortsgebiet von Hallein von einer höheren Hintergrundbelastung ausgegangen werden, was ebenso für die beobachtete Unterschätzung in diesem Bereich verantwortlich sein könnte. Im Bereich der Hagerkreuzung kann auch eine Unterschätzung der Emissionen durch den gewählten Mischfaktor (4 Std. Stop&Go + 20 Std. Innerorts-Kern) nicht ausgeschlossen werden. Die hohe Überschätzung am Standort Vigaun-Riedl ist im Wesentlichen auf die Unsicherheit in der Hintergrundbelastung zurückzuführen, da hier die berechnete Zusatzbelastung den weitaus geringeren Anteil

ausmacht. Es dürfte also die Hintergrundbelastung in Richtung Osten etwas niedriger liegen als im Umfeld von Hallein. Dies wird ebenso in Richtung Golling der Fall sein.

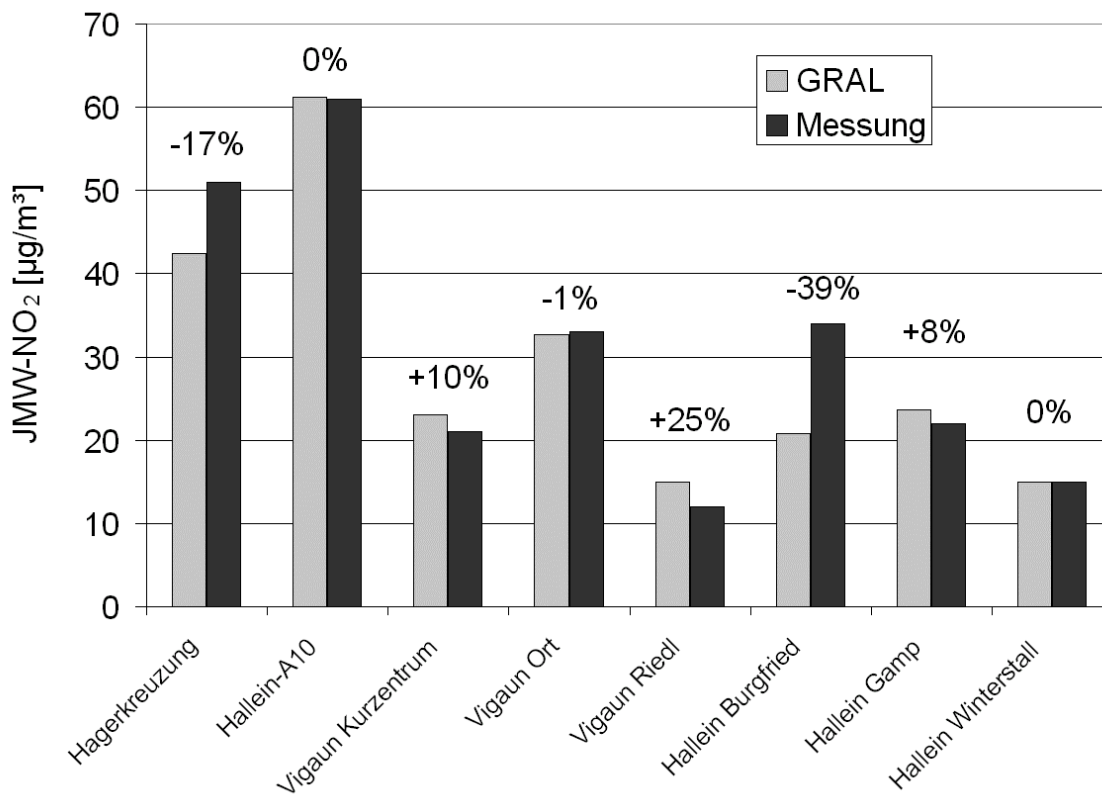


Abbildung 17: Vergleich der gemessenen und berechneten Gesamtbelastungen für den Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für das Untersuchungsgebiet Hallein.

Abbildung 18 zeigt im Überblick die berechnete Gesamtbelastung für den Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für das Untersuchungsgebiet Hallein. Abbildung 19 bis Abbildung 23 zeigen Detailaufnahmen der berechneten Gesamtbelastung. Grüne bzw. farblose Bereiche sind bereits heute unterhalb des ab 2012 gültigen Grenzwertes von 30 µg/m<sup>3</sup>. Gelbe Zonen liegen heute über diesem zukünftigen Grenzwert und rote liegen über dem im Jahr 2004 gültigen Grenzwert von 45 µg/m<sup>3</sup>. Die Zonen mit derzeitigen Grenzwertüberschreitungen beschränkt sich im Wesentlichen auf ein Band neben der A10. Im Umfeld der Hagerkreuzung existiert ebenfalls ein kleiner Bereich mit Grenzwertüberschreitungen. Die etwas niedrigeren Konzentrationen bei der Salzachbrücke ergeben sich durch den geländefolgenden Schnitt, da hier das Gelände deutlich unterhalb der A10 verläuft.

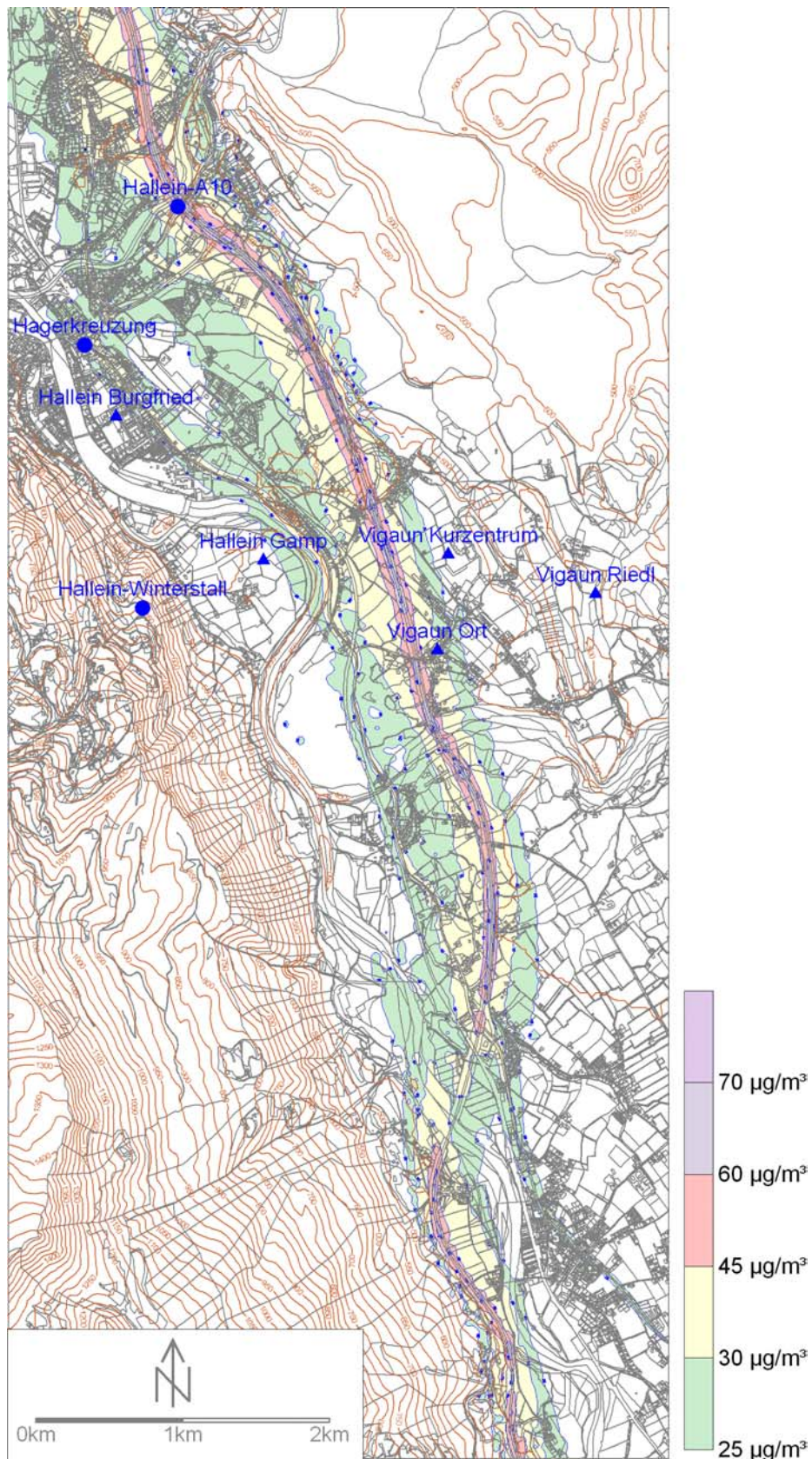


Abbildung 18: Berechneter Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für das Untersuchungsgebiet Hallein unter Berücksichtigung einer konstanten Hintergrundbelastung von 20 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub>.

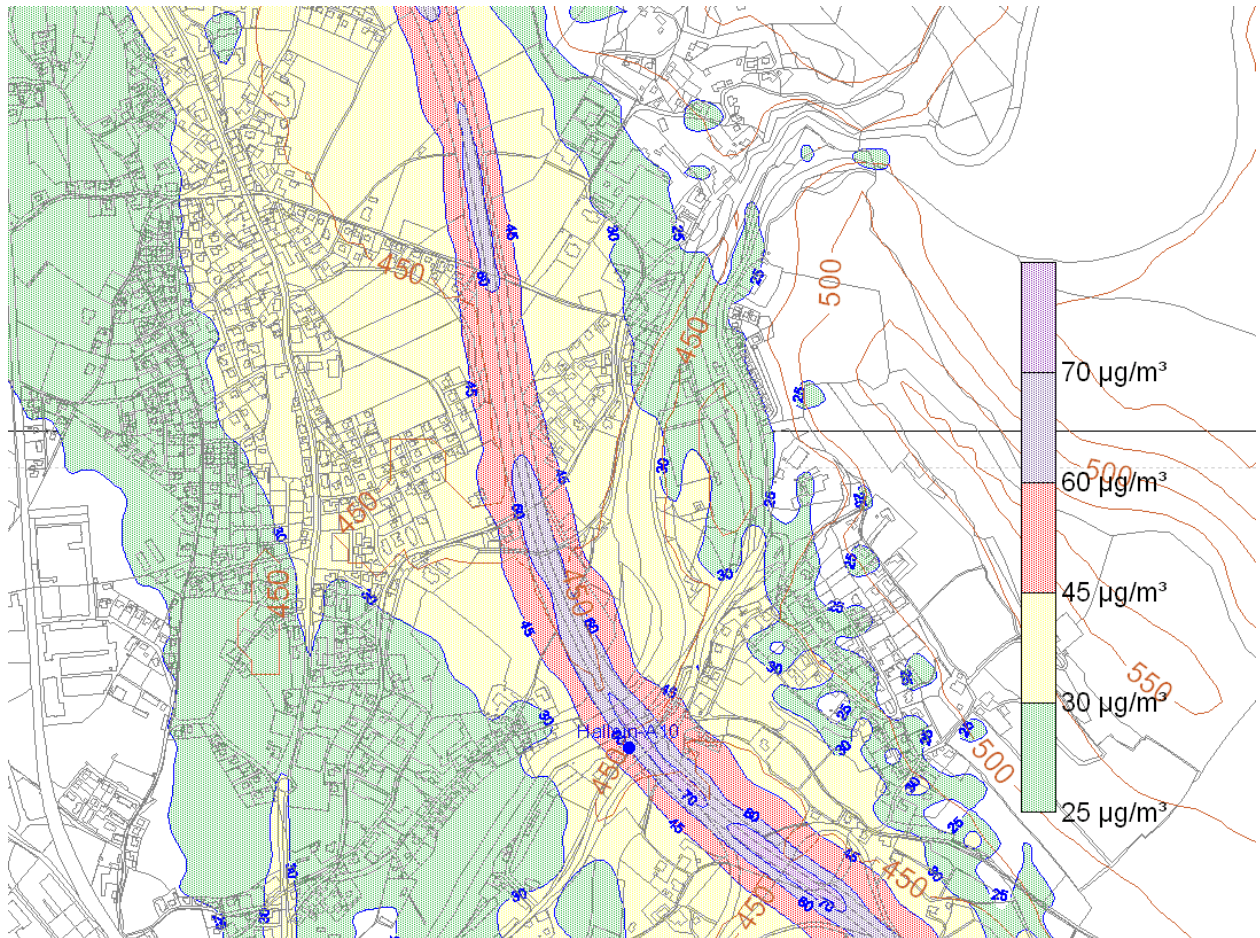


Abbildung 19: Berechneter Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für den Bereich Oberalm unter Berücksichtigung einer konstanten Hintergrundbelastung von 20 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub>.

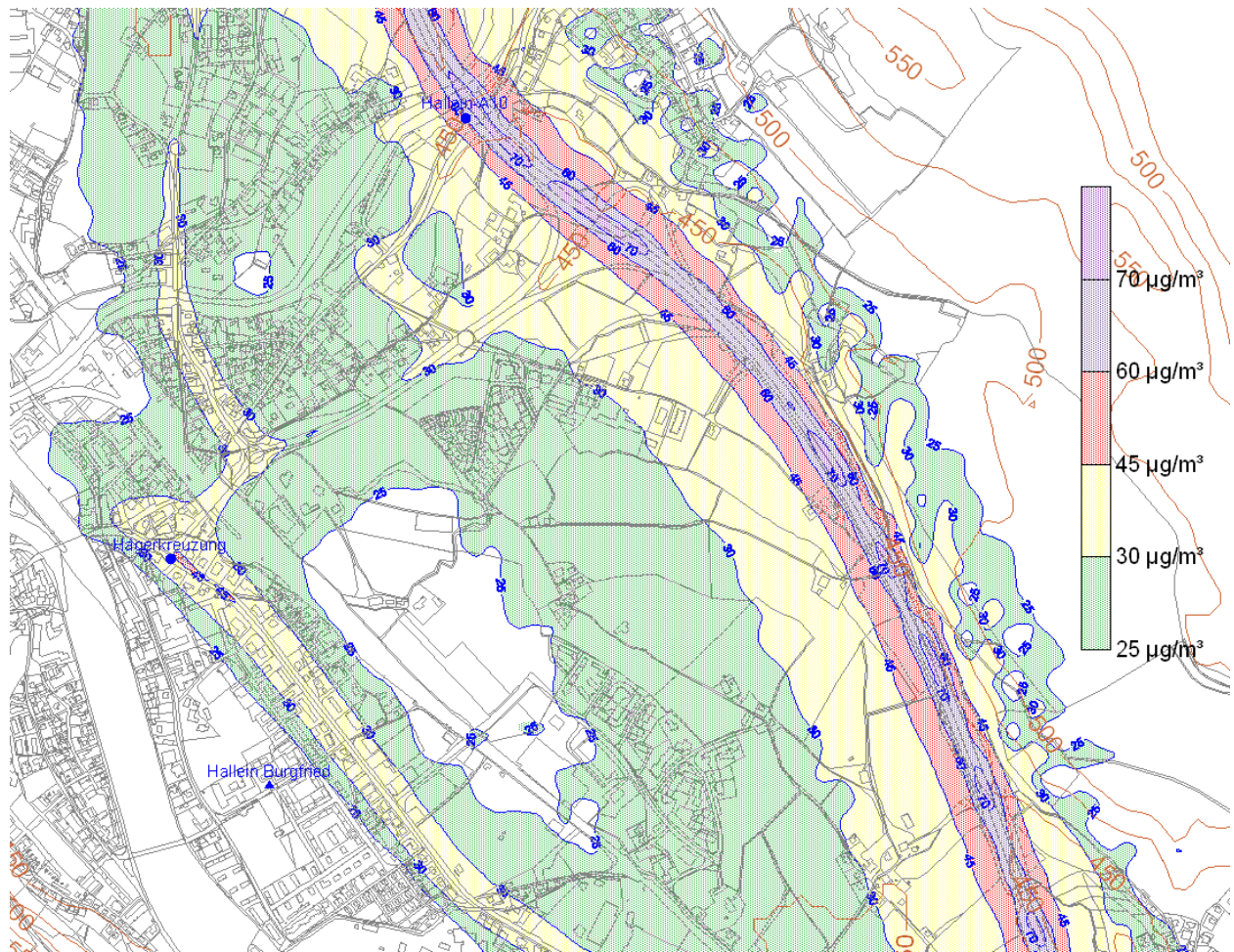


Abbildung 20: Berechneter Jahresmittelwert von  $\text{NO}_2$  für den Bereich Hallein-Ort unter Berücksichtigung einer konstanten Hintergrundbelastung von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{NO}_x$ .

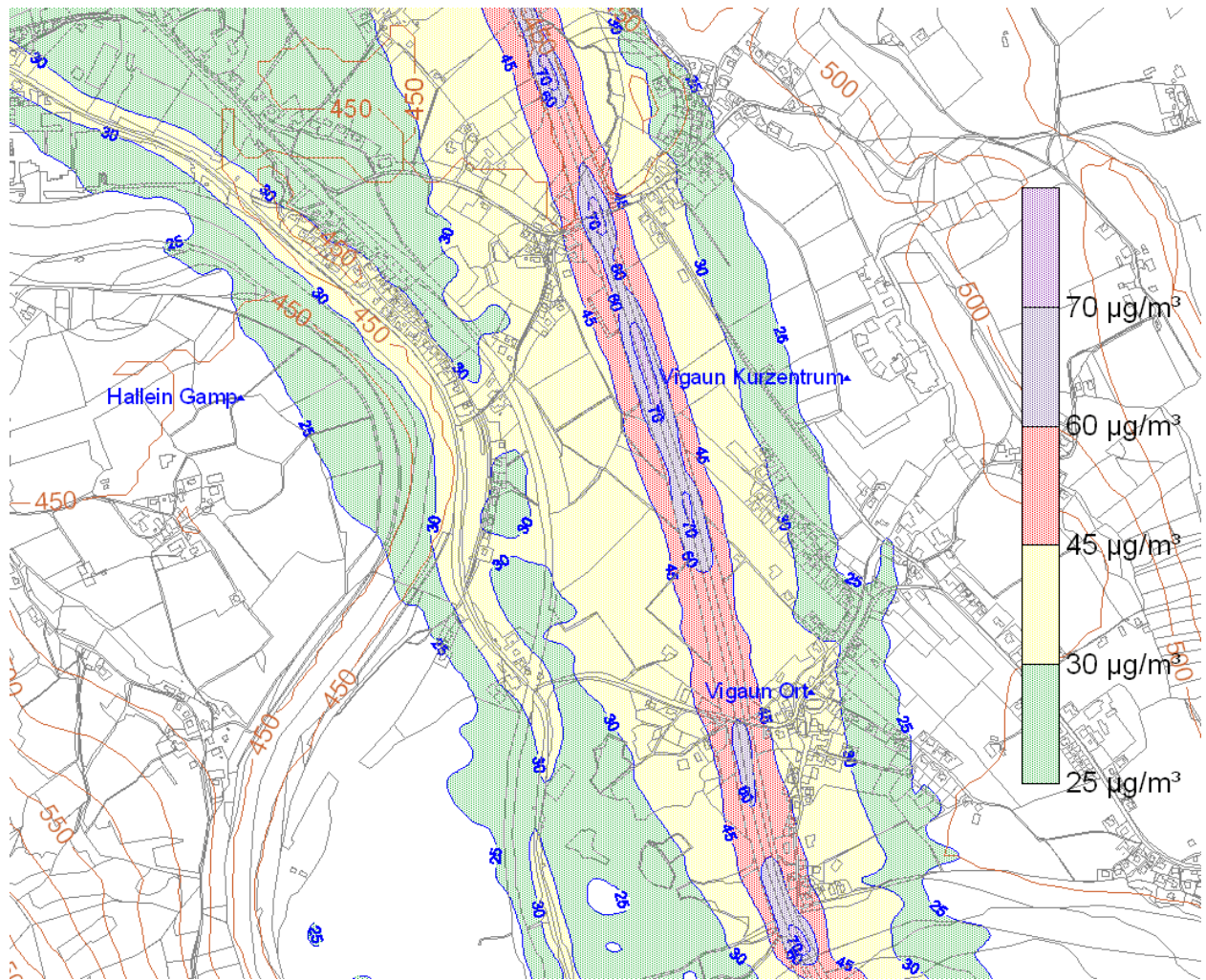


Abbildung 21: Berechneter Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für den Bereich Vigaun unter Berücksichtigung einer konstanten Hintergrundbelastung von 20 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub>.

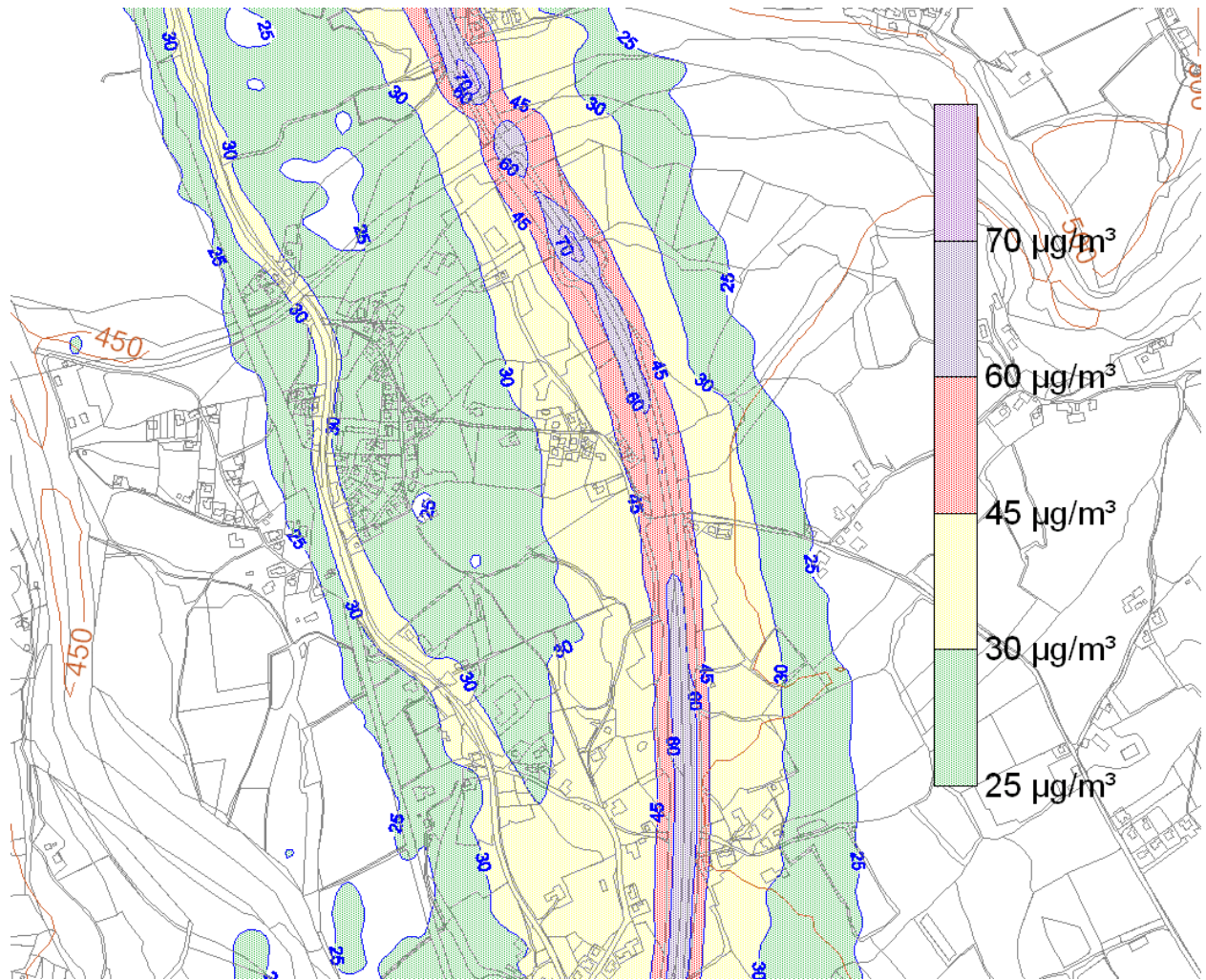


Abbildung 22: Berechneter Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für den Bereich südlich von Vigaun unter Berücksichtigung einer konstanten Hintergrundbelastung von 20 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub>.



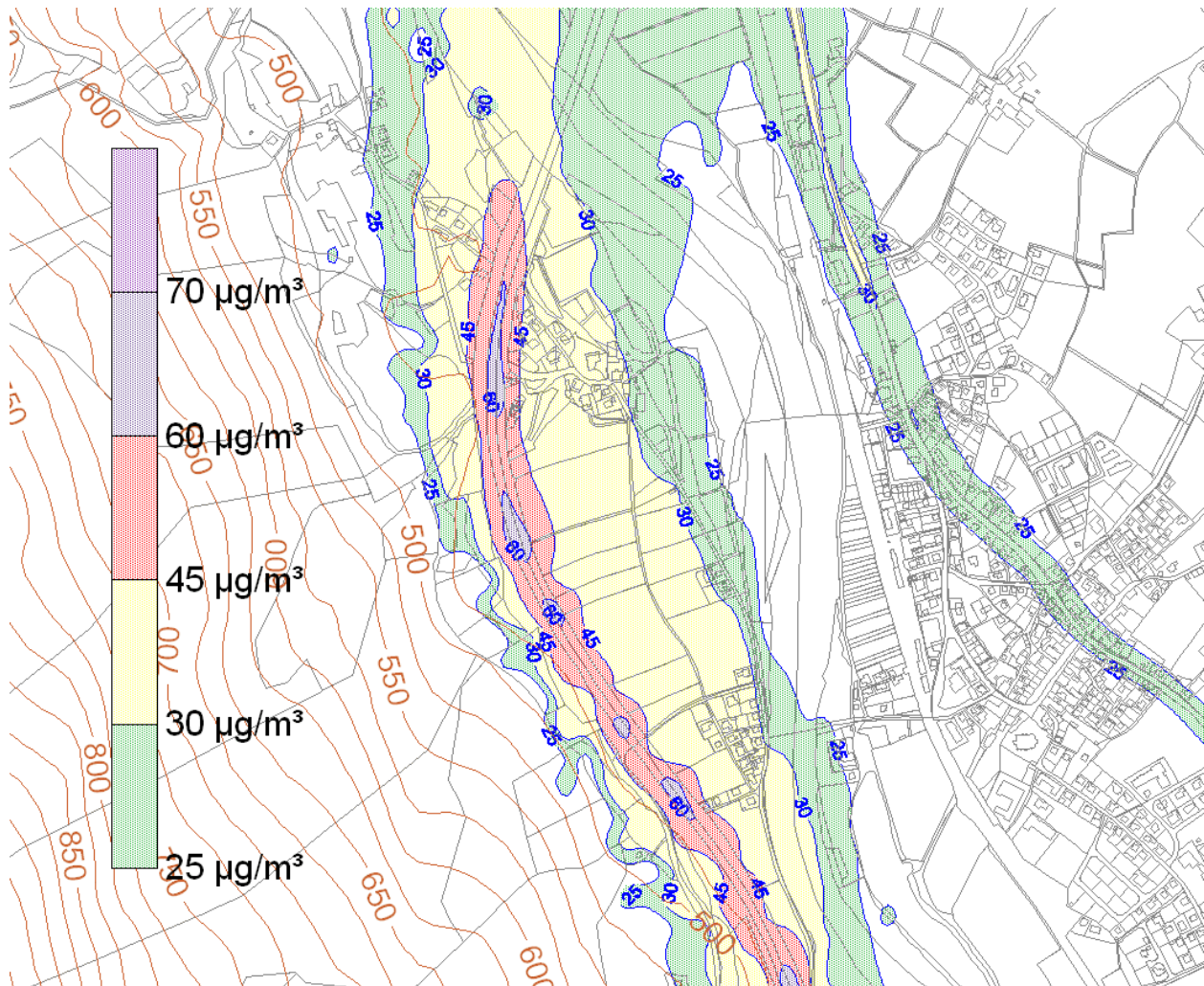


Abbildung 23: Berechneter Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für den Bereich Kuchl unter Berücksichtigung einer konstanten Hintergrundbelastung von 20 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub>.

Ein Querschnitt über die berechnete NO<sub>2</sub> Belastung im Bereich Vigaun (Schnitt ist in Abbildung 2 eingezeichnet) ist in Abbildung 24 dargestellt. Die markante Belastungsspitze im Bereich der A10 mit dem hohen Konzentrationsgradienten ist gut ersichtlich. Ein weiteres Maximum ergibt sich durch die B159 westlich der Autobahn. In größeren Entfernungen zu den beiden Hauptemittenten (A10 und B159) führen statistische Unsicherheiten der Modellrechnungen wegen der abnehmenden Partikeldichte zu künstlichen Konzentrationsschwankungen.

Es ist eine asymmetrische Konzentrationsbelastung im Jahresmittel zu erkennen, die sich durch die Lage der A10 im Salzachtal bzw. durch die Ausbreitungsbedingungen ergibt. Von Golling in Richtung Norden wechselt die Lage der A10 vom westlichen Talbereich auf den östlichen, was zu einer höheren Belastung der Gebiete im Lee des Talauswindes führt, da der Talauswind mit schlechteren Ausbreitungsbedingungen einhergeht. Zusätzlich bewirkt auch die B159 eine

generelle Anhebung des Niveaus westlich der A10 im Bereich Hallein bis zur Unterführung bei Kuchl.

Der zukünftige Grenzwert von  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wird dzt. bis zu einem Abstand von ca. 200 m östlich und von ca. 300 m westlich der A10 überschritten. In Richtung Salzburg ist eine Zunahme dieser Entfernungen zu erkennen. Der dzt. gültige Grenzwert von  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (2004) wird in einem Abstand zur A10 zwischen 70-80 m überschritten. Um den dzt. Grenzwert von  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an der Messstelle Hallein-Autobahn heute einhalten zu können, wäre eine ca. 50 %-ige Emissionsreduktion auf der A10 notwendig.

Die großräumige ländliche Hintergrundbelastung für den Jahresmittelwert von  $\text{NO}_2$  im Salzbachtal liegt entsprechend den Messungen und Berechnungen bei ca.  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Es soll an dieser Stelle kurz angemerkt werden, dass z.B. die Lagen der Messstellen Hallein-Winterstall bzw. Vigaun-Riedl in bestimmter Höhe über dem Talgrund nicht implizieren, dass keine Schadstoffausbreitung vom Salzbachtal zu den Messstellen stattfinden kann. Auch im Falle von stabiler atmosphärischer Schichtung (Bodeninversion) wird die Schadstoffausbreitung an den Talflanken nicht völlig unterbunden. Vielmehr ist mit einer etwas höheren Mischungsschicht (normal auf die Bodenfläche) im Bereich der Talflanken zu rechnen, da hier einerseits die Bodenrauigkeit in der Regel höher ist als am Talgrund (Bewaldung) andererseits auch die Windgeschwindigkeiten in der Regel zunehmen. Eine Temperaturinversion wirkt nur in die vertikale Richtung stark durchmischungshemmend, während die Mischungsschicht in den Hangbereichen, je nach Geländeneigung, eine mehr oder weniger starke Horizontalkomponente aufweist. Dass Luftschadstoffe am Talboden im Bereich der Talflanken nicht durch turbulente Diffusion transportiert werden kann, widerspricht der Grenzschichttheorie, wonach sich selbst bei stabiler atmosphärischer Schichtung eine Grenzschicht einstellen muss, die neben der Temperaturschichtung noch von der Bodenrauigkeit und der Windgeschwindigkeit abhängig ist. Die in den Luftgütemessungen beobachteten hohen Konzentrationen bei austauscharmen Wetterlagen sind v.a. auf die stark reduzierte vertikale Durchmischung zurückzuführen.

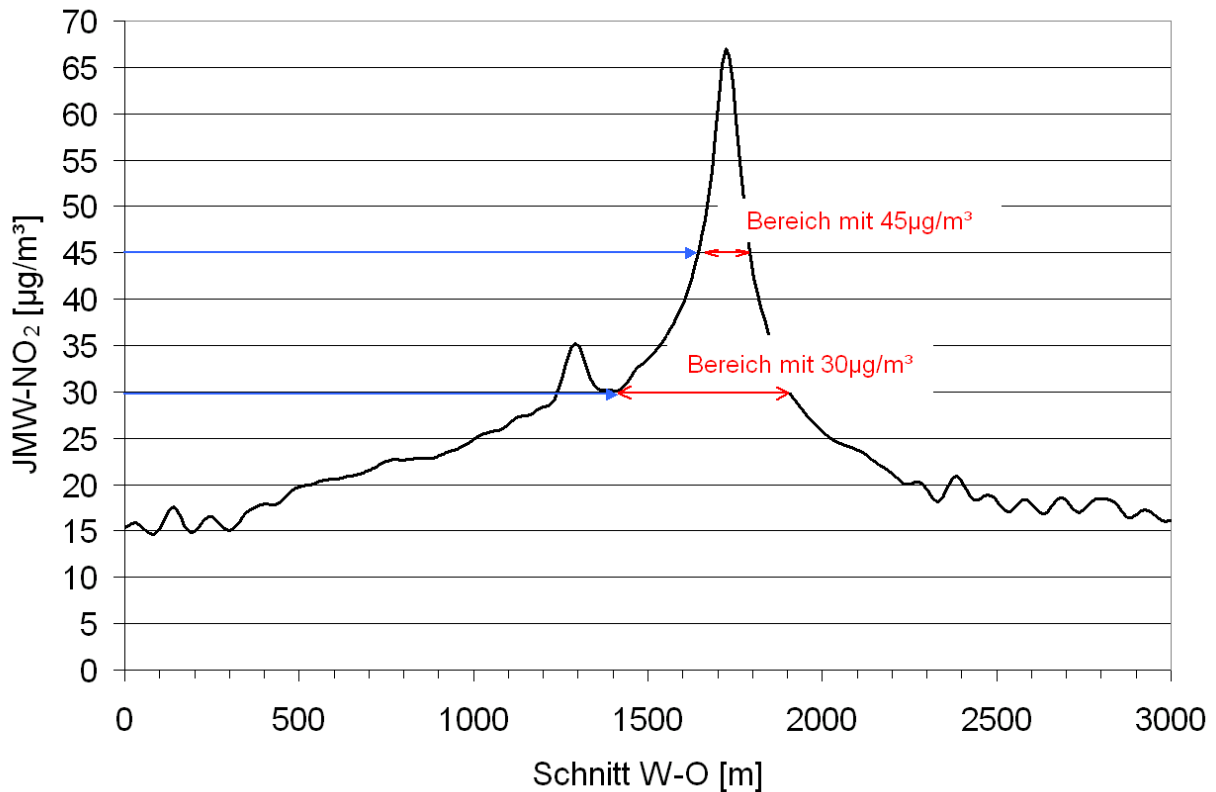


Abbildung 24: Schnitt durch das Salzachtal im Bereich Vigaun für den berechneten Mittelwert von  $\text{NO}_2$  in  $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ .

Die berechneten Zusatzbelastungen durch die übermittelten Emissionsdaten einzelner Gewerbe- und Industriebetriebe (z.B. Papierfabrik Hallein) für den Jahresmittelwert von  $\text{NO}_2$  am Talboden sind im Wesentlichen unbedeutend. Hingegen ist der Anteil der durch den KFZ-Verkehr verursachten Immissionen je nach Entfernung zu Hauptverkehrsstraßen sehr hoch. An der Station Hallein-Autobahn liegt der Anteil bei 90 %, an der Station Hagerkreuzung bei ca. 80 %.

## 7.2 GEBIET STADT SALZBURG

Für die Stadt Salzburg ist aufgrund der anzunehmenden inhomogenen Emissionsdichte von keiner konstanten Hintergrundbelastung auszugehen. Grundsätzlich sollte die Hintergrundbelastung vom Stadtzentrum in Richtung der Außenbezirke hin abnehmen. Ein weiteres Problem ergibt sich dadurch, dass praktisch keine innerstädtischen Straßen in den Berechnungen berücksichtigt werden konnten, da hierfür keine detaillierten Verkehrszahlen zur

Verfügung standen bzw. deren Berücksichtigung den Rahmen dieser Untersuchung gesprengt hätte.

Abbildung 25 zeigt für das gesamte Untersuchungsgebiet Salzburg die berechnete Immissionszusatzbelastung für NO<sub>2</sub> für den Untersuchungszeitraum. Die höchsten Belastungen treten neben der Autobahn mit bis zu 70 µg/m<sup>3</sup> auf. Noch höhere Werte werden direkt am Ausgang bei den Tunnelportalen des Tunnels Lieferung berechnet. Die Spitzen liegen hier bei bis zu 90 µg/m<sup>3</sup>. Im Bereich dieser höchsten Belastungen ist die Gesamtbelastung für NO<sub>2</sub> kaum unterschiedlich zur berechneten Zusatzbelastung, da die Umwandlung von NO zu NO<sub>2</sub> in diesen Bereich bereits relativ niedrig ist. So würde z.B. eine Hintergrundbelastung von 30 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub> eine Erhöhung von 70 µg/m<sup>3</sup> auf 73 µg/m<sup>3</sup> bewirken. D.h. in den hoch belasteten Gebieten, gibt die berechnete Zusatzbelastung bereits einen guten Hinweis auf die zu erwartende Gesamtbelastung.

Abbildung 26 zeigt die berechnete Immissionszusatzbelastung für den Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> (ohne Hintergrundbelastung) für den Bereich des Tunnel Lieferung. Die Berechnung zeigt sehr deutlich eine rasche Abnahme der Konzentrationen im Bereich des Tunnels, sodass die Anrainer bereits mit Zusatzbelastungen von weniger als 30 µg/m<sup>3</sup> betroffen sind. Der Tunnel erweist sich als sehr wirksamer Anrainerschutz bezüglich der Immissionszusatzbelastungen durch die Autobahn. Die erhöhten Immissionsbelastungen im Bereich der Portale wirken sich nur sehr lokal aus und betreffen keine Anrainer. Ähnliches wurde auch bei Messungen neben dem Kaisermühlentunnel (JDTV ca. 90000) festgestellt [29]. Die Ursache liegt hier u.a. in der hohen mittleren Strömungsgeschwindigkeit im Tunnel, die durch den Fahrzeugschub erzeugt wird. Zudem bewirkt der Fahrzeugschub, dass die Tunnelabluft nur vergleichsweise wenig durch den Umgebungswind abgelenkt werden kann.

Ein Vergleich mit dem gemessenen NO<sub>2</sub>-Wert am Standort des Passivsammlers in Klessheim zeigt, dass die berechnete Zusatzbelastung bereits ähnlich hoch ist, wie der gemessene Wert von 35 µg/m<sup>3</sup> für die Gesamtbelastung. Je nach Höhe der anzunehmenden Hintergrundbelastung für diesen Bereich ergibt sich ein mehr oder weniger starke Überschätzung durch die Modellberechnungen an diesem Aufpunkt.

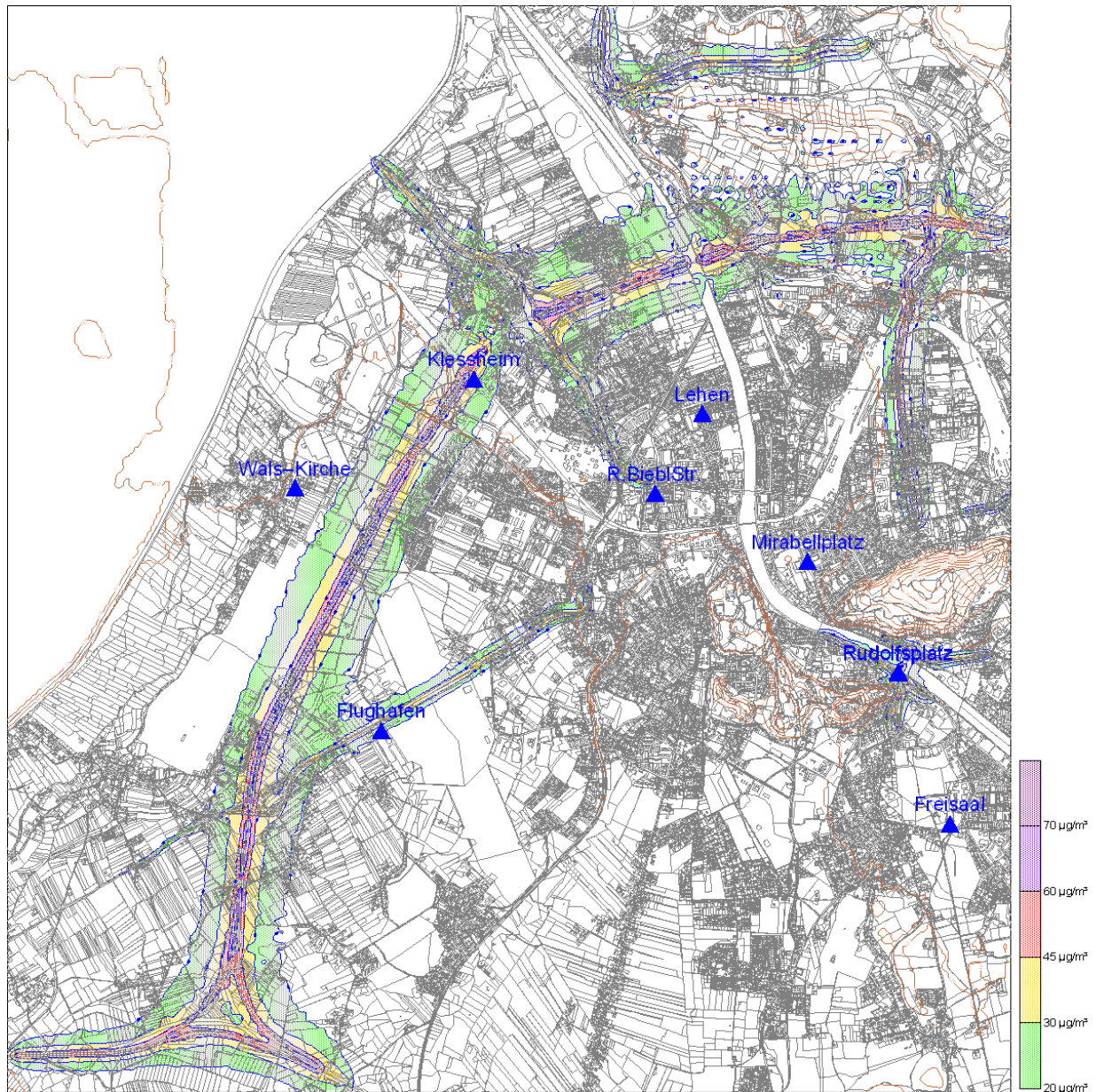


Abbildung 25: Berechnete **Zusatzbelastung** für den Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für das berücksichtigte Straßennetz im Untersuchungsgebiet Salzburg für den Untersuchungszeitraum (**ohne** Hintergrundbelastung).

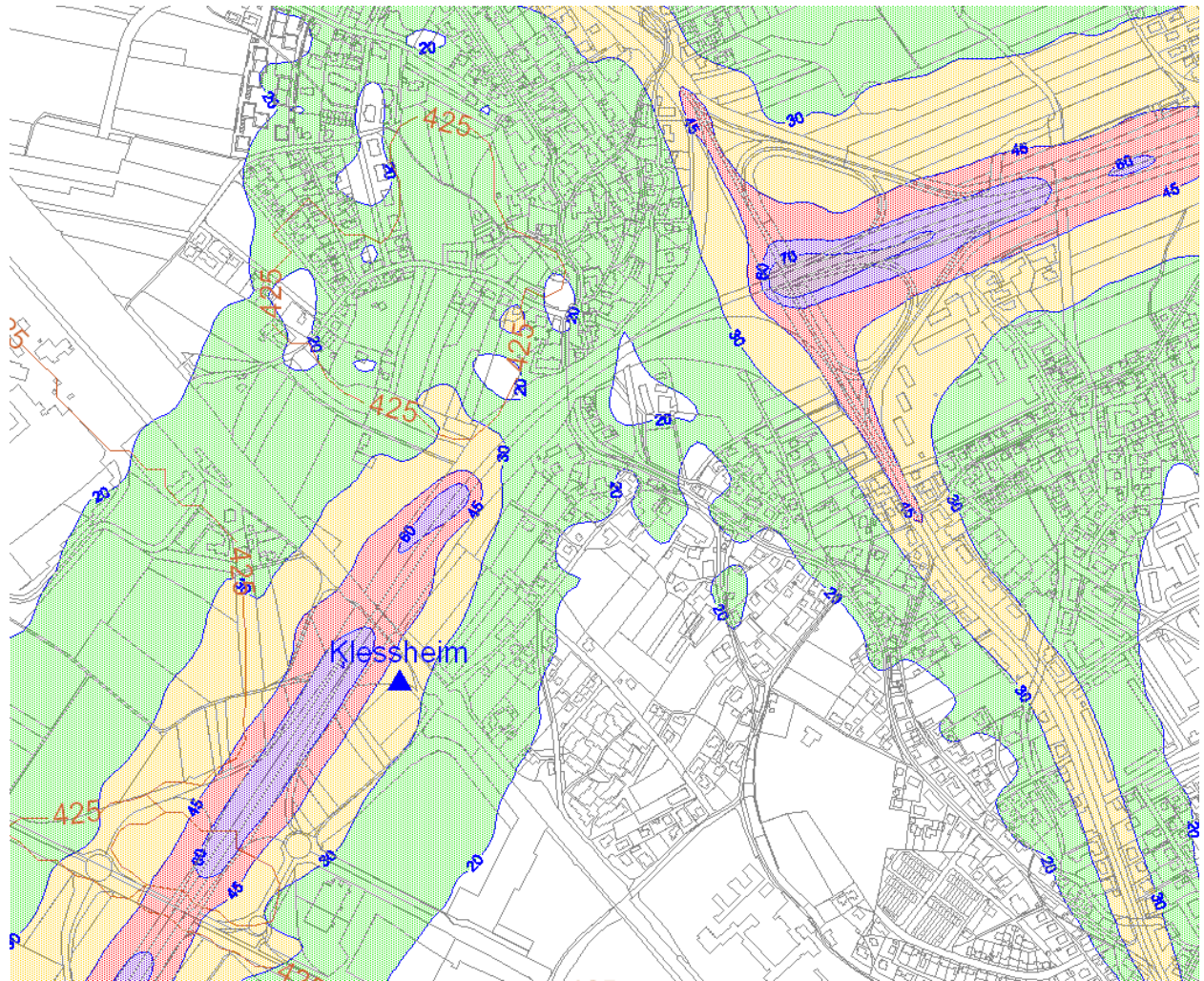


Abbildung 26: Berechnete Zusatzbelastung für den Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> für den Bereich Tunnel Lieferung für den Untersuchungszeitraum (ohne Hintergrundbelastung) in [µg/m<sup>3</sup>].

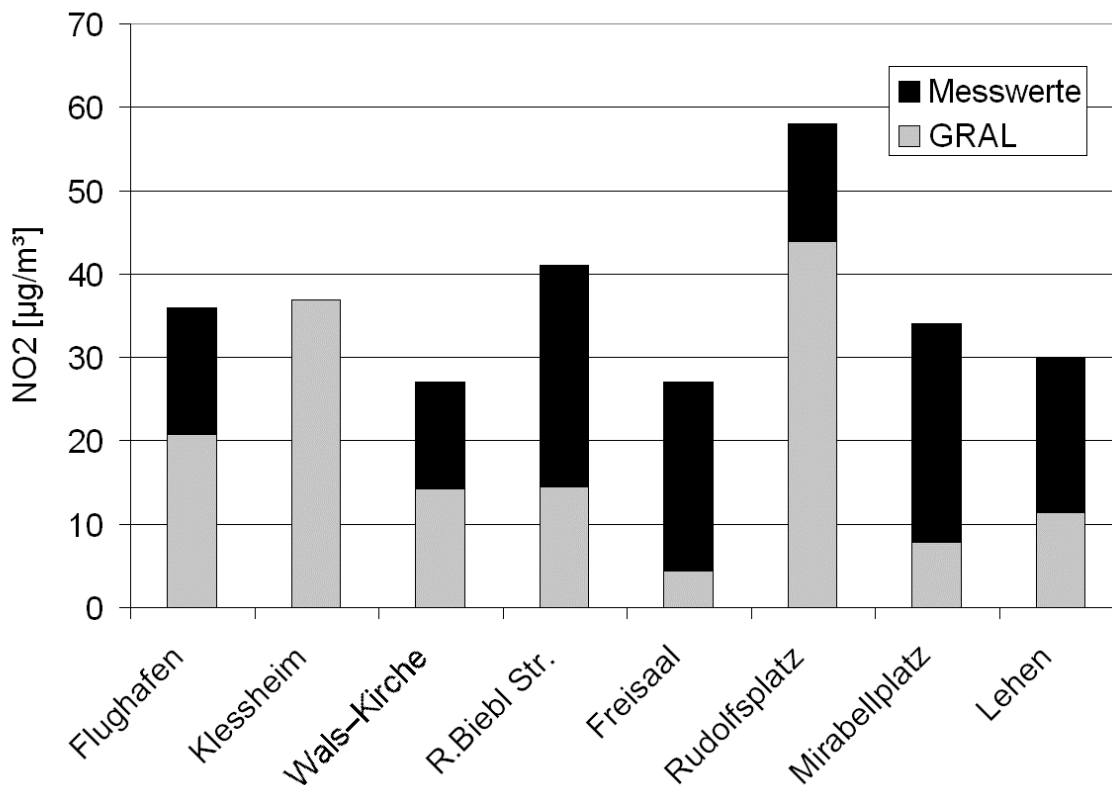


Abbildung 27: Anteil der berechneten **Zusatzbelastung** für den Mittelwert von  $\text{NO}_2$  über den Untersuchungszeitraum an den gemessenen Werten der **Gesamtbelastung**.

Ein Vergleich der berechneten Immissionszusatzbelastungen für den Mittelwert von  $\text{NO}_2$  über den Untersuchungszeitraum mit den gemessenen Gesamtbelastungen zeigen sehr deutlich die zu erwartenden Unterschätzungen durch die Modellberechnungen. Die Berechnungen deuten auf höhere Hintergrundbelastungen in den innerstädtischen Bereichen (Stationen Lehen, Mirabellplatz, Rudolfsplatz, R. Biebl Str., Freisaal) und auf geringere Hintergrundbelastungen in den Randbezirken (Flughafen, Klessheim, Wals-Kirche) hin. Es ist hier wichtig zu wissen, dass mit zunehmender Belastung an Stickstoffoxiden die in Abbildung 27 ersichtlichen Differenzen zwischen Messwerten und berechneter Zusatzbelastung mit relativ höheren Differenzen in der Hintergrundbelastung einhergehen. So bedeutet eine Differenz von z.B.  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei  $\text{NO}_2$  zwischen Messwert und berechnetem Wert eine Hintergrundbelastung von z.B.  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$  bei einer Gesamtbelastung von  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$  und von ca.  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei einer Gesamtbelastung von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$ . Für den Standort Wals-Kirche ergibt sich eine berechnete Hintergrundbelastung von ca.  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ein Wert der bereits nahe am ländlichen Hintergrund im Gebiet Hallein liegt.

## **8 ZUSAMMENFASSUNG**

Für die Untersuchungsgebiete Stadt Salzburg und Hallein wurden für die Periode vom April 2003 bis März 2004 flächenhafte mittlere Immissionskonzentrationen für den Luftschadstoff NO<sub>2</sub> berechnet. Berücksichtigt wurden im Wesentlichen die Hauptverkehrsstraßen (Autobahnen und Bundesstraßen) als Emittenten. Die Berechnungen ergaben keinen signifikanten Beitrag zu den mittleren NO<sub>2</sub>-Konzentrationen durch diverse Gewerbe- und Industrieemissionen, welche über Kamine abgeführt werden. Hingegen liegt der Anteil der durch den KFZ-Verkehr verursachten Immissionen bei NO<sub>2</sub> im Nahbereich von Hauptverkehrsstraßen bis zu 90 % (Bereich Hallein und Außenbezirke der Stadt Salzburg). Dieser Anteil sinkt naturgemäß mit zunehmender Entfernung zu den Straßen auf wenige Prozent ab.

Die Modellierung der KFZ-Emissionen und die anschließende Ausbreitungsberechnung mit dem Modell GRAL ergab eine plausible großräumige ländliche Hintergrundkonzentration für das Gebiet Hallein von 20 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub> im Jahresmittel, die zudem in guter Übereinstimmung mit gemessenen und berechneten Werten anderer Gebiete in Österreich ist. Trotz der vereinfachenden Annahme, einer räumlich homogenen Hintergrundbelastung wurde eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modellrechnung und den Luftgütemessungen erzielt. Die Abweichungen lagen bis auf drei Stationen bei max. 10 %. Größere Abweichungen sind wahrscheinlich durch lokale Gegebenheiten bedingt. Hingegen ist die Annahme einer räumlich homogenen Hintergrundbelastung für das Stadtgebiet von Salzburg nicht möglich, da hier die Emissionsdichte (aller nicht berücksichtigten Quellen in der Modellierung) zu den Randbezirken hin abnehmen wird. Dies wird auch qualitativ von den Berechnungen wiedergegeben. Hintergrundbelastungen (=Belastung ohne Hauptverkehrsstraßen) im innerstädtischen Bereich zwischen 40 µg/m<sup>3</sup> und 50 µg/m<sup>3</sup> dürften möglich sein. In den Außenbezirken bzw. Randbereichen ergeben sich Werte um die 25 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub>.

Die berechnete Gesamtbelastung im Gebiet Hallein ergab, dass dzt. Grenzwertüberschreitungen beim Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> in einem Bereich von ca. 70-80 m neben der A10 sowie in einem kleinen Gebiet um die Hagerkreuzung gegeben sind (GW: 45 µg/m<sup>3</sup> für 2004). Der zukünftige Grenzwert von 30 µg/m<sup>3</sup> (ab 2012) wird dzt. in einem Bereich von ca. 200-300 m neben der A10 überschritten. Ebenso ergeben sich derartige Belastungen im Nahbereich der B159.

Für das Stadtgebiet Salzburg lassen sich auf Basis dieser Untersuchung noch nicht derart detaillierte Aussagen treffen, da nur ein Teil der Hauptemittenten in den Berechnungen



berücksichtigt wurde. Gerade für das Stadtgebiet wären auch Berechnungen auf Basis des existierenden Emissionskatasters (Emissionen auf dem Hausbrand, Arbeitsplätze) sinnvoll, um Aussagen über flächendeckende Konzentrationsbelastungen der Gesamtbelastung durchführen zu können. Im Nahbereich der Autobahn, die am Stadtrand von Salzburg verläuft, können die berechneten Immissionszusatzbelastungen von NO<sub>2</sub> als gutes Indiz für die Gesamtbelastung herangezogen werden. Die Hintergrundbelastung hat hier einen geringeren Einfluss auf die Gesamtbelastung als in Gebieten mit niedrigerer Belastung.

## **9 VERWENDETE UNTERLAGEN**

- [1] 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.
- [2] Anfossi, D., D. Öttl, G. Degrazia, A. Goulart (2004): An analysis of sonic anemometer observations in low wind speed conditions. *Bound. Lay. Met.* (in print).
- [3] Benson, P. (1992): A review of the development and application of the CALINE3 and 4 models. *Atmos. Environ.*, **26B:3**, 379-390.
- [4] 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.
- [5] Frenkiel F.N. (1953): Turbulent diffusion: mean concentration distribution in a flow field of homogeneous turbulence. *Adv. Appl. Mech.*, **3**, 61-107.
- [6] Gidhagen, L., C. Johansson, J. Langer, G. Olivares (2004): Simulation of NO<sub>x</sub> and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden. *Atmos. Environ.* (in print).
- [7] Golder D., (1972): Relations among stability parameters in the surface layer. *Boundary-Layer-Meteor.*, 3, 47-58.
- [8] Hanna, S. R. (1983): Lateral turbulence intensity and plume meandering during stable conditions. *J. of Appl. Meteor.*, **22**, 1424-1430.
- [9] 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.
- [10] Kranabetter, A., E. Veichtlbauer (2003): Stuserhebung gemäß IG-L. Grenzwertüberschreitungen bei Stickstoffdioxid im Salzburger Zentralraum 2002. O. Glaeser (Hrsg.). S 20.
- [11] 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.

- [12] Maryon, R.H. (1998): Determining crosswind variance for low frequency wind meander. *Atmospheric Environment*, **32**, 115-121.
- [13] Möller, F. (1973): Einführung in die Meteorologie. Band 1. B.I.-Wissenschaftsverlag, 222 S.
- [14] Nagendra, S.M.S., and M. Khare (2002): Review – Line source emission modelling. *Atmos. Environ.*, **36**, 2083-2098.
- [15] Nikolaou, M., J.L. Buffington, A. Herrera, and H. Inkeuk (1997): Traffic air pollution effects of elevated, depressed, and at-grade level freeways in texas. Rep. 1327-4, Texas Transportation Institute, College Station, Texas 77843-3135, p112.
- [16] 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.
- [17] Öttl, D. (2000): Weiterentwicklung, Validierung und Anwendung eines Mesoskaligen Modells. Diss., Institut für Geographie Universität Graz, p. 155.
- [18] 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.
- [19] 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.
- [20] Öttl, D., P. J. Sturm, R. A. Almbauer, S. Okamoto, K. Horiuchi (2002): Dispersion from road tunnel portals: Comparison of two different modelling approaches. 11th International Scientific Symposium on Transport and Air Pollution 19-21 June 2002, Graz, Austria.
- [21] 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.
- [22] 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.

- [23] 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.
- [24] 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*, (in print).
- [25] 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.
- [26] Öttl, D., P.J. Sturm (2003): Beurteilung der Immissionszusatzbelastungen durch die geplante Umfahrung Klosterneuburg. Bericht Nr. FVT-26/03/Öt V&U 03/04/6300 vom 12.9.2003.
- [27] Öttl, D., P.J. Sturm (2004): A10 Tauernautobahn. Beurteilung der Luftschadstoffbelastung durch die geplante Einhausung bei Trebesing. Endbericht. Bericht Nr. FVT-27/04/Öt V&U 03/45/6300 vom 7.6.2004.
- [28] Öttl, D., P.J. Sturm (2004): Beurteilung der Luftschadstoffbelastung für den geplanten Ausbau der Zellstoff Pöls AG. Bericht Nr. FVT-04/04/Öt V&U 03/22/6300 vom 21.5.2004.
- [29] 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- GZI. 803.248/1-III/1/00.
- [30] Romberg E., Bössinger R., Lohmeyer A., Ruhnke R., Röth E. (1996): NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, 56, 215-218.
- [31] 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.
- [32] Schlünzen K.H. (1997): On the validation of high-resolution atmospheric mesoscale models. *J. Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 67&68, 479-492.

- [33] Sharma, P., and M. Khare (2001): Modelling of vehicular exhausts – a review. *Transportation Research Part D*, **6**, 179-198.
- [34] 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. Schluenzen (2003): MESOCOM An inter-comparison exercise of mesoscale flow models applied to an ideal case simulation. *Atmos. Environ.*, **37**, 363-382.
- [35] Spangl, W. und J. Schneider (2002): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich. UBA-Wien, 122 S.
- [36] Umweltbundesamt Wien (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich, Vs. 2.1.
- [37] Venkatram A. (1996): An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme. *Atm. Env.*, **8**, 1283-1290.
- [38] 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
- [39] Zannetti P. (1990): Air Pollution Modeling. Computational Mechanics Publications. Southampton Boston, 444.