

# **NO<sub>x</sub>-Immissionsbelastung entlang der A2 in den Alpen und im Mittelland**

## **Fallbeispiele Erstfeld und Reiden**

**Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt**

René Locher

Revision vom 3. Juni 2013

## **Impressum**

### **Auftraggeber:**

Bundesamt für Umwelt (BAFU),  
Abt. Ökonomie und Umweltbeobachtung,  
CH-3003 Bern

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

### **Auftragnehmer:**

Institut für Datenanalyse und Prozessdesign (IDP), ZHAW

### **Autor:**

Dr. René Locher

### **Hinweis:**

Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

## Management Summary

Im Fokus der Arbeit steht die räumliche Verteilung der NO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung in einem Alpental, das stark durch den Alpen querenden Verkehr betroffen ist. Dabei soll insbesondere der Anteil des Strassengüterverkehrs an der Luftschadstoffbelastung quantifiziert werden. Anhand von Angaben zu den regionalen Emissionen und meteorologischer Bedingungen im Untersuchungsgebiet wurden die einzelnen Quellanteile für das Fallbeispiel Erstfeld (Kanton Uri) abgeschätzt. Im Zeitraum 2007 bis 2009 war der Gesamtverkehr der Autobahn A2 in Erstfeld für rund 40% der Immissionsbelastung verantwortlich – der Güterverkehr alleine verursachte ca. 25% der gesamten Immissionsbelastung. Während der Untersuchungsperiode trugen die Arbeiten an der NEAT ebenfalls erheblich zur NO<sub>2</sub>-Belastung bei. Diese Bauarbeiten sind nun eingestellt – entsprechend nimmt der Anteil des Verkehrs an den gesamten NO<sub>2</sub>-Immissionen zu. Der Beitrag des Gesamtverkehrs auf der A2 an den NO<sub>2</sub>-Immissionen beträgt somit neu rund 55%, wobei der Anteil des schweren Güterverkehrs alleine auf rund 35% zu liegen kommt. Neben dem Beitrag der Autobahn stammen nach Abschluss der NEAT-Bauarbeiten ca. 20% der NO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung vom lokalen Verkehr und rund 25% von stationären Quellen. Mit der fortschreitenden Abgas- und Motorenttechnologie ist in Zukunft mit einer starken Abnahme des Verkehrsanteils an der NO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung zu rechnen.

## Zusammenfassung der technischen Details

Im Projekt Monitoring Flankierende Massnahmen Umwelt (MFM-U) des BAFU werden seit 2003 mit sechs Messstationen entlang der A2 bzw. A13 Luftschadstoffe unmittelbar entlang der Autobahn erhoben (vgl. <http://www.bafu.admin.ch/mfm-u>). Damit können qualitativ hochstehende Daten von Luftschadstoffen in unmittelbarer Quellnähe zum Verkehr gemessen werden. Während die Verkehrsemissionen auf den Transitachsen mit diesem Messkonzept gut verfolgt werden können, sind direkte Aussagen zur Immissionsbelastung abseits der Achsen nicht möglich. In der politischen Diskussion und für Wirkungsstudien auf die menschliche Gesundheit ist aber die Immission im ganzen Talquerschnitt von zentraler Bedeutung. Um Empfehlungen zu einer allfälligen Sanierung abgeben zu können, müssen zusätzlich die Beiträge der einzelnen Quellen zur Immissionsbelastung bekannt sein.

Deshalb wurde in den Jahren 2007 bis 2009 die laufenden Messungen im Raum Erstfeld (Kanton Uri) in die Fläche ausgedehnt. Neben einer fixen Messstation an einem Hintergrundstandort wurden Daten abwechselnd an drei Standorten auf freiem Feld und an vier Standorten im bebauten Gebiet mit einer mobilen Messeinrichtung erfasst. Diese Messungen wurden mit einem Netz von NO<sub>2</sub>-Passivsammlern ergänzt. Zusätzlich konnte im Raum Altdorf auf eine räumlich dichte Messreihe von NO<sub>2</sub>-Passivsammlern (PS) zurückgegriffen werden, welche der Kanton Uri seit über zehn Jahren betreibt.

Das BAFU beauftragte das Institut für Datenanalyse und Prozessdesign (IDP) die Immissionsbelastung im ganzen Talboden mittels statistischer Verfahren mit den vorliegenden Messdaten abzuschätzen. Damit sollte eine typische Luftschadstoff-Belastungssituation in einem stark von Transitverkehr betroffenen Alpental untersucht werden, wobei insbesondere der Beitrag des Verkehrs auf der A2 sowie derjenige des Transit-Schwerverkehrs interessierte. Als Leitschadstoff wurde NO<sub>2</sub> gewählt, weil dieser aufgrund der NO<sub>x</sub>-Emissionen einen klaren Bezug zum Verkehr aufweist und für NO<sub>2</sub> ein gesetzlich vorgegebener Grenzwert existiert.

tiert. Weiter wurde auch die im MFM-U neu erhobene Messgrösse Partikelanzahl<sup>1</sup> ausgewertet. Für die Erarbeitung der Resultate konnte das IDP auf diverse Arbeiten zurückgreifen, welche bereits im Rahmen von MFM-U durchgeführt wurden. Im Folgenden werden die wichtigsten Erkenntnisse dieser Arbeiten zusammengefasst.

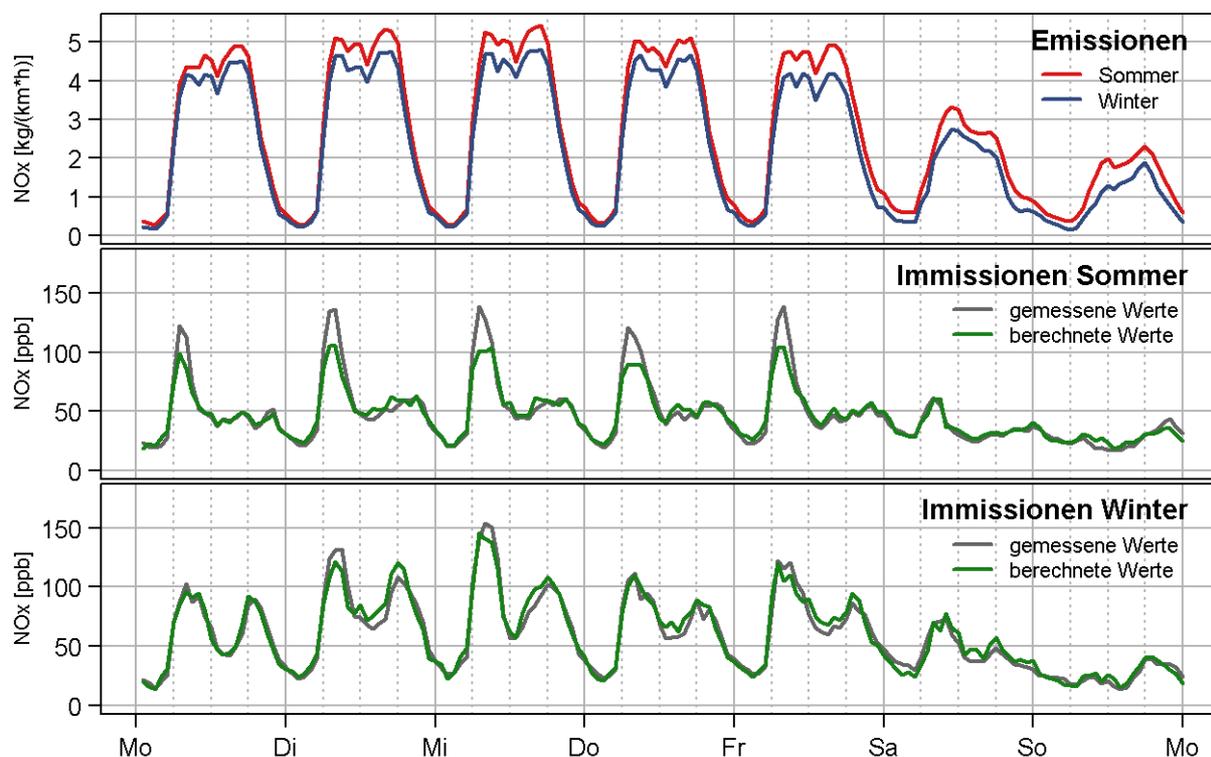


Abbildung 1: Wochengang der mittleren Konzentrationen in Reiden (Kanton Luzern): Die Grafiken zeigen den Verlauf der Konzentrationen von  $\text{NO}_x$ -Emissionen und -Immissionen, getrennt nach Sommer und Winter 2004. Die Unterschätzung der Immissionen an den Werktagen im Sommer ist auf morgendliche Kurzeitinversionen zurückzuführen.

Die Immissionen für  $\text{NO}_x$  und Partikelanzahl konnten für alle sechs autobahnnahen Standorte mit dem gleichen statistischen Modell aber mit standortspezifischen Parametern beschrieben werden. Als erklärende Grössen für dieses Modell wurden nur die aktuell emittierten Schadstoffmengen und meteorologische Grössen verwendet. Dies ist umso bemerkenswerter, als die Topographie der untersuchten Standorte extrem unterschiedlich war: Während z.B. der Standort Reiden (Kanton Luzern) in einem flachen, höchstens 300 m tiefen Tal des Schweizer Mittellandes lag, befand sich der Standort Erstfeld (Kanton Uri) in einem über 2000 m tiefen Tal der Schweizer Alpen. Abbildung 1 zeigt exemplarisch im obersten Bild den mittleren Wochengang der Emissionen in Reiden, welche von Montag bis Freitag während des Tages relativ konstant bleiben. Das mittlere und untere Bild vergleichen die mit dem statistischen Modell berechneten mittleren  $\text{NO}_x$ -Immissionen mit den real gemessenen. Man beachte, dass der Verlauf der täglichen Immissionsbelastungen sich deutlich vom Verlauf der Emissionen unterscheidet. Dieser Unterschied ist auf die meteorologischen Bedingungen zurückzuführen, welche sich (im Mittel) im Verlauf des Tages gemäss einem typischen Muster ändern.

<sup>1</sup> Wegen der noch sehr jungen Messtechnik für die Partikelanzahlen, sind die Messergebnisse noch zu wenig stabil, so dass diese im Gegensatz zu den  $\text{NO}_2$ -Messungen nicht zur Bestimmung von langjährigen Trends verwendet werden können.

Im unteren Urner Reusstal wurde die räumliche Verteilung der  $\text{NO}_2$ -Immissionen untersucht. Auf freiem (unbebautem) Feld wurde eine deutliche Abnahme der  $\text{NO}_2$ -Immissionen mit zunehmender Distanz zur Transitachse gefunden (vgl. Abbildung 2), welche auf Grund der labileren atmosphärischen Bedingungen<sup>2</sup> im Sommer viel deutlicher ausfiel als im Winter.

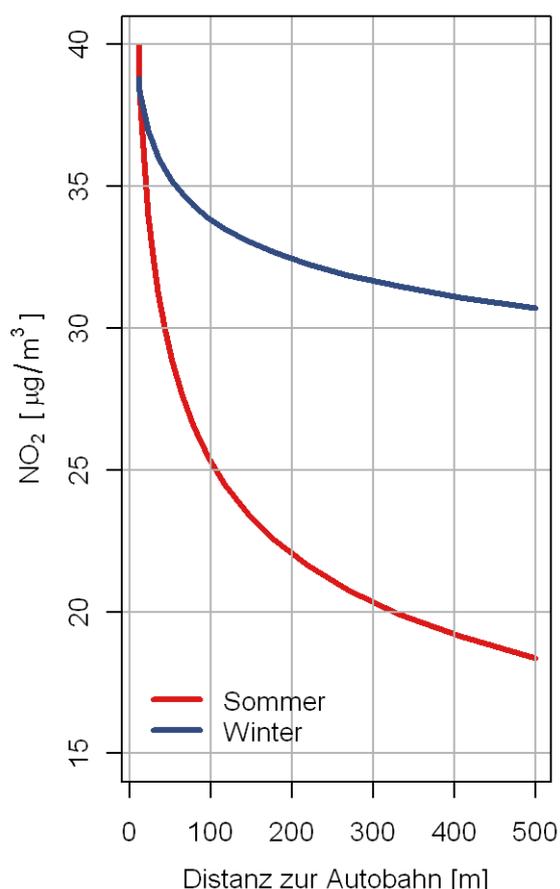


Abbildung 2:  
Abklingfunktion ausserhalb der bebauten Zone von Erstfeld (Kanton Uri). Im Sommer nimmt die Konzentration mit zunehmender Distanz zur Autobahn viel schneller ab als im Winter.

Im bebauten Gebiet von Erstfeld waren die Immissionen generell tiefer als an der Autobahn. Dies wurde auf eine Art Barrierewirkung der Gebäude zurückgeführt, welche den horizontalen Lufttransport behindert und die belasteten Luftmassen von der Autobahn (im Sommer) teilweise in höhere Schichten ablenkt. Es konnte jedoch keine systematische Abnahme der Immissionen mit zunehmender Distanz zur Autobahn festgestellt werden. Möglicherweise „übertönten“ (kleinere) lokale Emissionsquellen die viel weiter entfernten Emissionen auf der Transitachse.

Es können allerdings auch im bebauten Gebiet vergleichbar hohe Immissionen wie an der Transitachse auftreten. Diese Immissionen sind jedoch hausgemacht. Ein solcher Messpunkt befindet sich in der Strassenschlucht in der Nähe des Telldenkmals in Altdorf. Dort stammen die überhöhten Immissionen vom lokalen Verkehr, dessen Emissionen sich in der engen Strassenschlucht nicht genügend schnell verdünnen.

Auch in Erstfeld wurden erhöhte Immissionen entlang der Kantonsstrasse gemessen (Abbildung 3). Da die Kantonsstrasse dort jedoch viel weniger dicht bebaut ist als im Zentrum von Altdorf, wurden in Erstfeld deutlich tiefere Werte als im Zentrum von Altdorf (bzw. an der Autobahn) gemessen.

Weiter wurde festgestellt, dass die Gebiete mit zunehmender Höhe über Talböden insbesondere im Sommer geringere Immissionen aufweisen. In Abbildung 3 sind dies vor allem die grünlich (Sommer) bzw. gelb (Winter) eingefärbten Gebiete. Dies kann damit erklärt werden, dass im Sommer in der zweiten Nachthälfte häufig Inversionen von geringer Höhe entstehen, welche sich nach Sonnenaufgang wieder auflösen (vgl. auch Abbildung 1). Dadurch sind die Gebiete, welche sich oberhalb dieser Kurzzeitinversionen befinden, weniger den Emissionen der Transitachse ausgesetzt.

Das sehr ähnliche räumliche Verhalten der Immissionen in Altdorf und Erstfeld wurde als Hinweis darauf gewertet, dass die in Erstfeld gewonnenen Ergebnisse semiquantitativ auch für andere Standorte entlang der Transitachse im Alpenraum zutreffen sollten.

<sup>2</sup> d.h. effizientere Verdünnung der Emissionen in die höheren Luftschichten

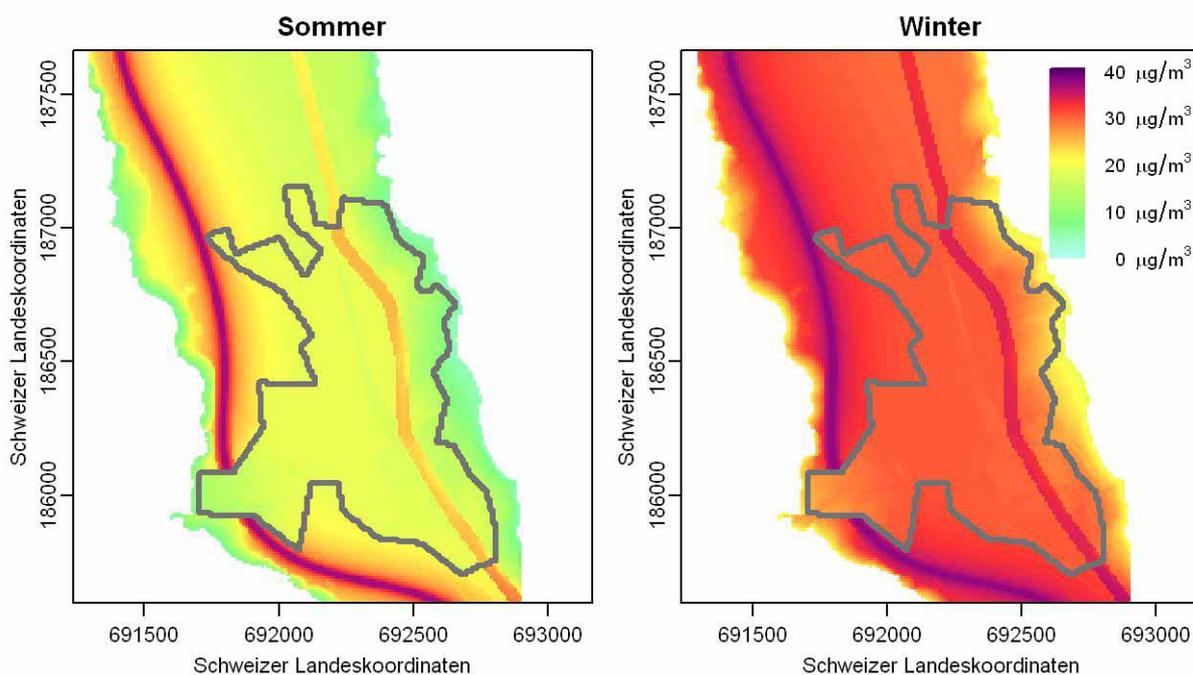


Abbildung 3: NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Erstfeld: Die obigen Abbildungen zeigen die 14-Tagesmittel von NO<sub>2</sub> als Funktion des genauen Standorts in Erstfeld für den Hochsommer (links) und den Hochwinter. Die grau umrandete Fläche entspricht der bebauten Fläche in Erstfeld. Die violette Linie im linken Teil der farbigen Fläche entspricht jeweils der Autobahn, die gelb-orange bzw. rote Linie in der rechten Hälfte der farbigen Fläche stellt die Kantonsstrasse dar. Man beachte, dass in der südwestlichen Ecke des Siedlungsgebiets die Autobahn in einem 480 m langen Tunnel geführt wird.

Die Auswertungen ergaben ein recht klares Bild davon, wie die lufthygienischen Prozesse entlang der Nord-Süd-Achse ablaufen. Die Verkehrsemissionen auf der Autobahn werden in ein schlauchartiges Luftvolumen entlassen, welches die Verkehrsachse umgibt. Dieses Luftvolumen wird tagsüber talaufwärts (nach Süden) und nachts talabwärts (nach Norden) entlang der Autobahn befördert und laufend durch neu emittierte Abgase angereichert. Gleichzeitig dehnen sich die Emissionen vertikal in grössere Höhen aus und horizontal bis zu den Talrändern. In diese sich nach Süden bzw. Norden verschiebenden Luftmassen werden zusätzlich die Emissionen aufgenommen, welche vom lokalen Verkehr oder von stationären Quellen stammen, z.B. von Heizungsaktivitäten. Beim Umströmen von Hindernissen wie z.B. Häusern oder Bäumen, bilden sich Verwirbelungen, welche eine zusätzliche Durchmischung der bodennahen Luft im Tal bewirken. Wenn die Luft in diesem schlauchartigen Volumen nach der letzten Emission eine genügend lange Strecke zurückgelegt hat und die Anteile der einzelnen Emissionskategorien räumlich einigermaßen gleichmässig verteilt sind, wird die Herkunft der Immissionen zu einem bestimmten Zeitpunkt gerade den Anteilen der Emissionen aus den unterschiedlichen Quellen entsprechen, welche in dieses Luftvolumen entlassen wurden. Für das bebauten Gebiet von Erstfeld und für Standorte im freien Feld, welche über 400 m von der Autobahn entfernt sind, wurden auf Grund dieser Überlegungen die in Abbildung 4 dokumentierten Anteile abgeschätzt:

#### *Quellbeiträge an die NO<sub>2</sub>-Belastung in Erstfeld-Dorf:*

In Erstfeld Dorf stammten knapp je 15% der Immissionen vom Transitgüterverkehr (nur Lastwagen auf A2), dem nationalen Güterverkehr (Lastwagen und Lieferwagen auf A2) und dem Personenverkehr (Personenwagen, Busse und Motorräder auf A2). Der gesamte Güterschwerverkehr auf der A2 zeichnete somit für rund 25% der Immissionsbelastung in Erstfeld verant-

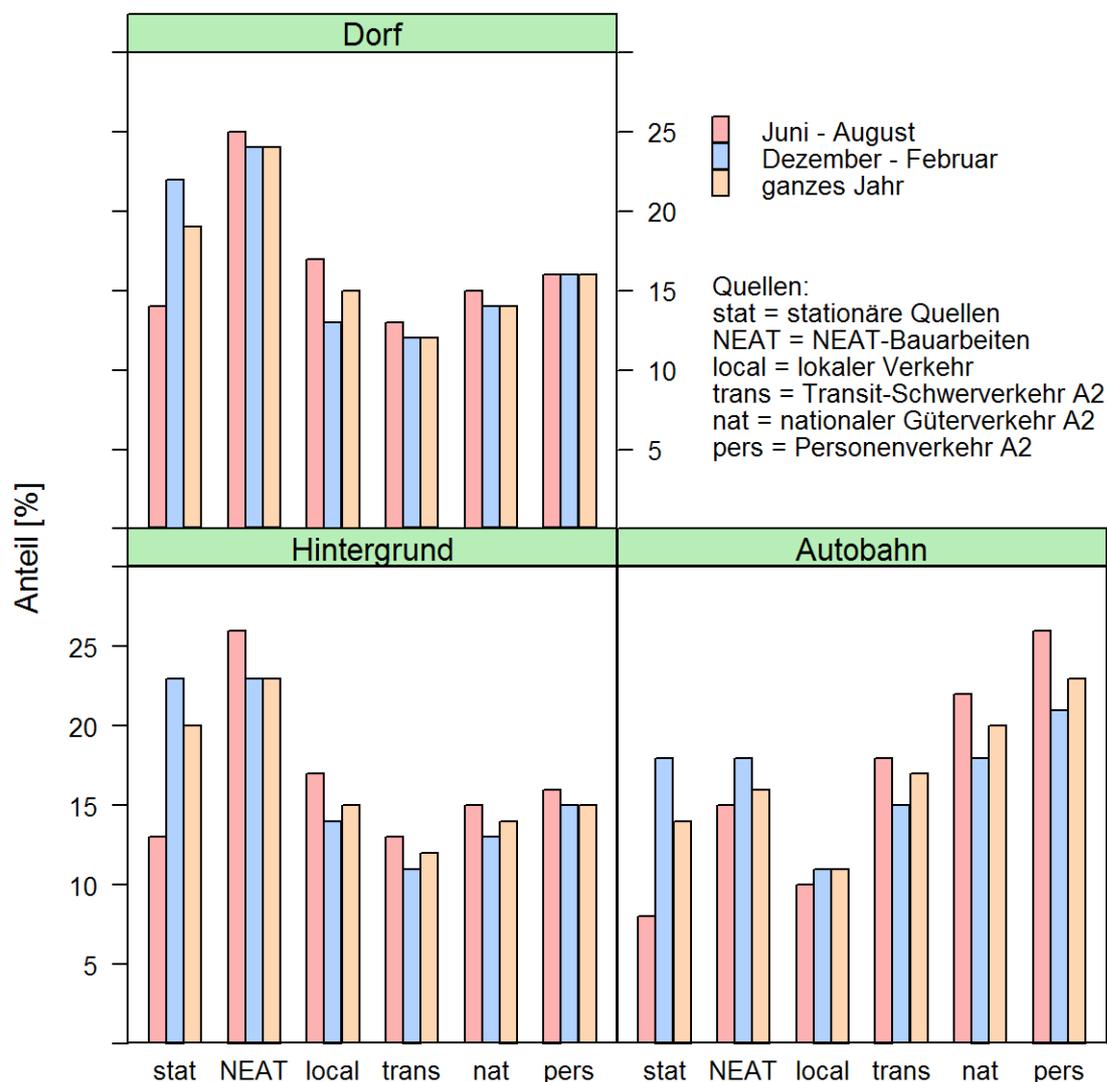


Abbildung 4: Anteile der verschiedenen Quellgruppen an den NO<sub>2</sub>-Immissionen in Erstfeld im Dorf, unmittelbar an der Autobahn und ausserhalb des Siedlungsgebietes in grösst möglicher Entfernung von der Autobahn. Herbst 2007 – Herbst 2009. Die Anteile, welche der Autobahn zugeschrieben werden, sind für das besiedelte Gebiet als obere Grenze zu verstehen.

wörtlich – der Gesamtverkehr auf der A2 für rund 40%. Rund 15% der NO<sub>2</sub>-Belastung musste dem lokalen Verkehr auf der Kantonsstrasse und den Strassen im Dorfkern zugeschrieben werden. Die NO<sub>x</sub>-Emissionen aus stationären Quellen inkl. Offroad-Verkehr trugen im Sommer 15% und im Winter etwas weniger als 25% zu den NO<sub>2</sub>-Immissionen bei. Wegen vermehrter Heizaktivitäten war der Anteil der stationären Quellen im Winter zwischen 5 und 10 Prozentpunkten gegenüber dem Sommer erhöht. Die Emissionen, welche durch die Bauaktivitäten im Zusammenhang mit der neuen Alpentransversale (NEAT) standen, trugen im untersuchten Zeitraum knapp 25% zu den NO<sub>2</sub>-Immissionen bei. Diese Emissionen sind aber vorübergehender Natur. Nach Abschluss der Bauarbeiten an der NEAT wird der entsprechende Emissionsanteil verschwinden, so dass bei sonst gleichen Bedingungen wie von Herbst 2007 bis Herbst 2009 die NO<sub>2</sub>-Immissionen um etwas weniger als 25% abnehmen

---

dürfte<sup>3</sup>. Gleichzeitig werden die Anteile der übrigen Quellen an den Gesamtmissionen um rund ein Drittel ansteigen. Das heisst, dass der Anteil, welcher auf die Emissionen des Verkehrs auf der A2 zurückzuführen sein wird, dann voraussichtlich bei 55% liegen. Der Anteil des schweren Güterverkehrs (Transit- und nationaler Güterverkehr) auf der A2 an den NO<sub>2</sub>-Immissionen beträgt nach Abschluss der NEAT-Bauarbeiten ca. 35%, der Anteil des lokalen Verkehrs rund 20% und der Anteil der stationären Quellen rund 25%.

*Quellbeiträge an die NO<sub>2</sub>-Belastung in nicht-besiedeltem Gebiet nördlich von Erstfeld:*

Die Beiträge der verschiedenen Quellen entsprechen in etwa den Verhältnissen in Erstfeld Dorf.

Mit dieser Methodik können die Quellanteile grundsätzlich an allen autobahnnahen Standorten im Gebirge beschrieben werden. Voraussetzung sind effektiv erhobene Messdaten an den Standorten bzw. im Hintergrund sowie genügend genaue Schätzungen der Emissionsaktivitäten der einzelnen Quellen in Raum und Zeit.

---

<sup>3</sup> Wenn die Gesamtbelastung an NO<sub>x</sub> abnimmt, verschiebt sich das chemische Gleichgewicht zwischen NO und NO<sub>2</sub> bei sonst gleichen Witterungsbedingungen von NO zu NO<sub>2</sub>. Damit fällt die Abnahme von NO<sub>2</sub> geringer aus als diejenige von NO<sub>x</sub>.

---

## Inhaltsverzeichnis

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| <b>1</b> | <b>Ausgangslage.....</b>   | <b>10</b> |
| <b>2</b> | <b>Konzeptionelles Vorgehen, verwendete Daten.....</b>   | <b>11</b> |
| <b>3</b> | <b>Ergebnisse.....</b>   | <b>16</b> |
| 3.1      | <b>Immissionen unmittelbar an den Transitachsen.....</b>   | <b>16</b> |
| 3.2      | <b>Tagesgänge von Wind und Immissionen<br/>  im unteren Urner Reusstal.....</b>                        | <b>20</b> |
| 3.3      | <b>Verteilung von NO<sub>2</sub> im unteren Urner Reusstal.....</b>                                    | <b>25</b> |
| 3.4      | <b>Anteile des Verkehrs an den NO<sub>2</sub>-Immissionen<br/>  im unteren Urner Reusstal.....</b>     | <b>33</b> |
| <b>4</b> | <b>Literatur.....</b>  | <b>38</b> |
| <b>5</b> | <b>Anhang.....</b>   | <b>39</b> |
| 5.1      | <b>Imputation der Immissionswerte.....</b>   | <b>39</b> |
| 5.2      | <b>Qualität der Schätzung der Anteile<br/>  der verschiedenen Quellgruppen an den Immissionen.....</b> | <b>40</b> |

## 1 Ausgangslage

Am 1. Januar 2001 trat das schweizerische Verkehrsverlagerungsgesetz in Kraft und wurde 2008 durch das Güterverlagerungsgesetz abgelöst. Unter der Leitung des Bundesamtes für Verkehr (BAV) wurde im Laufe des Jahres 2001 eine Projektorganisation für das Monitoring der flankierenden Massnahmen (MFM) geschaffen. Sie hat den Auftrag, die Wirksamkeit der Massnahmen zu überprüfen, welche die Auswirkungen des Transitgüterverkehrs über die Alpen minimieren sollen. Die Untersuchungen der Auswirkungen des Verkehrs auf die Umwelt und die Gesundheit des Menschen wurde dabei an die Unterorganisation MFM-Umwelt (MFM-U) des BAFU delegiert (vgl. [www.bafu.admin.ch/mfm-u](http://www.bafu.admin.ch/mfm-u)).

Zu diesem Zweck betreibt die MFM-U in Zusammenarbeit mit den Anrainerkantonen der Nationalstrassen A2 und A13 Luft- und Lärmmessstationen. An sechs Standorten im unmittelbaren Einflussbereich der A2 bzw. der A13 werden seit 2004 die Luftqualität, meteorologische Grössen und die Verkehrsströme mit automatischen Monitoren erfasst. Die Standorte befinden sich im Schweizer Mittelland sowie in den Alpen, nördlich und südlich des Gottards bzw. des San Bernardinos. Die laufenden Luftmessungen wurden von September 2007 bis September 2009 für Erstfeld räumlich stark verdichtet und auf weitere Schadstoffe ausgedehnt. Zusätzlich konnte im unteren Urner Reusstal auf eine räumlich dichte, zehnjährige Messreihe von NO<sub>2</sub>-Passivsammlern (PS) zurückgegriffen werden, welche der Kanton Uri betreibt.

Die MFM-U beauftragte in diesem Kontext das Institut für Datenanalyse und Prozessdesign (IDP) an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW) mit diversen Arbeiten. Das IDP leistete wesentliche Beiträge zum Konzept der Intensivmessungen in Erstfeld und überprüfte während der Intensivmesskampagne laufend die Qualität der (konventionellen) Messungen. Im Fokus der Arbeiten standen jedoch die statistischen Verfahren, mit deren Hilfe, der Zusammenhang zwischen dem Verkehr und den Schadstoffkonzentrationen in der Luft untersucht wurden und welche in diesem Bericht zusammengefasst werden.

## 2 Konzeptionelles Vorgehen, verwendete Daten

Das Ziel der Arbeiten ist die Quantifizierung des Einflusses der Verkehrsemissionen, insbesondere des Nord-Süd-Transitverkehrs, auf die Luftschadstoffkonzentrationen. Ausgangspunkt für die statistischen Analysen waren dabei grundlegende physikalisch-chemische Überlegungen zur lufthygienischen Wirkungskette: Der Verkehr auf der Transitachse emittiert Schadstoffe, welche sich mit den Emissionen vom lokalen Verkehr, Industrie, Gewerbe und Heizungsaktivitäten mischen. Je nach Schadstoffkomponente und Topografie müssen auch die bereits vorhandenen Hintergrundkonzentrationen mitberücksichtigt werden. Während des physikalischen Mischprozesses können zusätzlich chemische Umwandlungen stattfinden und ein Teil der Schadstoffe wird durch chemisch-physikalische Reaktionen eliminiert oder entweicht in höhere Luftschichten. Die so entstandenen lufthygienischen Immissionen wirken sich u.a. auf die lokale Vegetation und die Gesundheit der sich dort aufhaltenden Menschen aus.

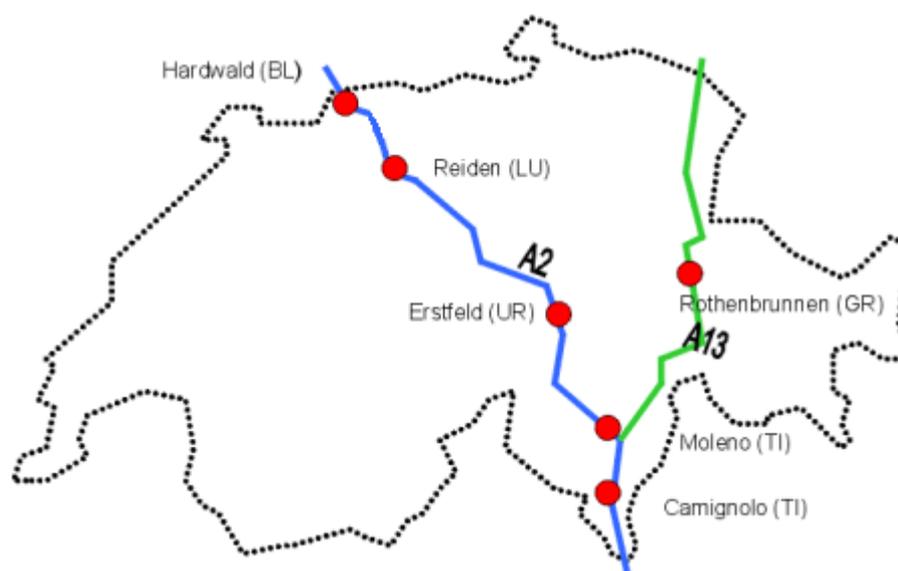


Abbildung 2.1: Die sechs permanenten Messorte der MFMU für Luftschadstoffe befinden sich alle in rund 10 m Entfernung von der Fahrbahn.

Die statistische Analyse der Zusammenhänge zwischen den Immissionen, Verkehr und Witterung war sehr ehrgeizig und wurde mit der hohen Zeitauflösung von 60 min auf diese Art weltweit noch nirgends versucht. Um den potentiellen Erfolg der Analyse zu erhöhen, wurde deshalb auf Grund der folgenden Überlegungen eine möglichst einfache Ausgangslage gewählt: Wie hoch der Einfluss einer spezifischen Quelle auf die an einem Standort gemessenen Immissionen ist, wird primär entschieden durch die Quellstärke und der Distanz zur Quelle. Unmittelbar an den Verkehrsachsen sollten die Einflüsse des Verkehrs besonders gut detektierbar sein. In einem ersten Projekt wurden deshalb die kontinuierlichen Messungen aus dem Jahr 2004 analysiert, welche an fünf Standorten entlang der A2 und einem Standort an der A13 durchgeführt wurden (Abbildung 2.1). Damit die Anzahl wichtiger Einflussgrößen auf die Immissionen in der Analyse möglichst tief gehalten werden konnte, wurde primär der Summenparameter der  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen analysiert.  $\text{NO}_x$  hatte den Vorteil, dass er im Gegensatz zu Ozon oder auch zu  $\text{NO}_2$ , welches Bestandteil von  $\text{NO}_x$  ist, *nicht* durch schnelle chemische Reaktionen beeinflusst wird. Als zweite Schadstoffkomponente wurde die Partikel-

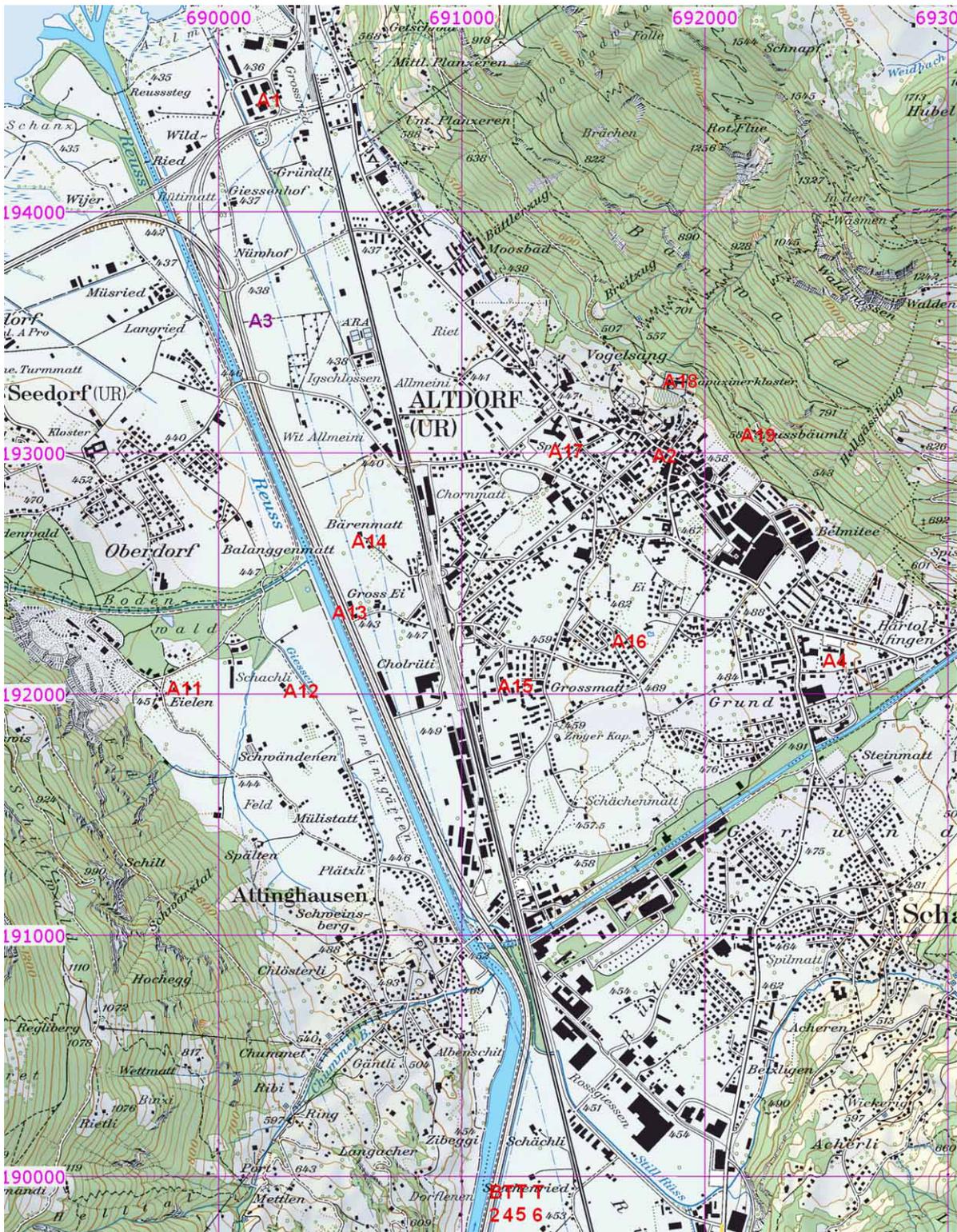


Abbildung 2.2: Die Karte zeigt 13 der 14 Standorte (A1-A4, A11-A19) des Urner NO<sub>2</sub>-Passivsammlernetzes bei Altdorf, nördlich von Erstfeld, deren Messungen zwischen Anfang 1999 und Ende 2007 in die Auswertung einfließen. Am Standort A3 werden zusätzlich seit 1999 kontinuierliche Messungen der konventionellen Luftschadstoffe durchgeführt. Massstab ca. 1:25'000. Reproduziert mit Bewilligung von Swisstopo (BA071402).

lanzahl (PN) untersucht. Diese Komponente war lufthygienisch noch nicht so gut charakterisiert wie  $\text{NO}_x$ . Es war aber bereits bekannt, dass die Anzahl der (kleinen) Partikel, welche durch den Verkehr von Dieselfahrzeugen emittiert werden, beträchtlich ist, und die Hintergrundkonzentrationen der Partikel aus andern Quellen und dem sekundären Bildungsprozess in der Atmosphäre mindestens in der unmittelbaren Umgebung der Transitachsen eine untergeordnete Rolle spielen sollten. Die Auswahl dieser Komponente erfolgte mit dem Ziel, mehr Erfahrung mit dieser relativ neuen Schadstoffkomponente zu gewinnen.

In einer ersten Analyse wurden die Daten an den sechs autobahnnahen Standorten untersucht (Abbildung 2.1). Dabei stellte sich heraus, dass an allen Standorten der Zusammenhang zwischen  $\text{NO}_x$ - bzw. PN-Immissionen, Verkehr und Witterung qualitativ sehr ähnlich war und gut mit allgemein bekanntem lufthygienischem Wissen übereinstimmte (vgl. Kap. 3.1). Damit war klar, dass die Erkenntnisse, welche an zwei Standorten exemplarisch gewonnen werden, sehr gut auf andere Standorte entlang der N-S-Transitachse übertragen werden können. Es wurde deshalb beschlossen, die vertieften Untersuchungen auf Reiden und Erstfeld zu konzentrieren, da diese beiden Standorte einerseits die besten messtechnischen Voraussetzungen boten und andererseits die unterschiedliche Topographie entlang der N-S-Transitachsen gut abdeckten: Der Standort Reiden lag in einem 1 bis 1.5 km breiten, 200 bis 300 m tiefen, kurvigen N-S-Tal des Schweizer Mittellandes; der Standort Erstfeld in einem 0.5 bis 1 km breiten, über 2000 m tiefen N-S-Tal der Schweizer Alpen.

Anschliessend wurden die Windverhältnisse im unteren Urner Reusstal und die Immissionen an einigen Standorten in Erstfeld in hoher zeitlicher Auflösung untersucht (Kap. 3.2). Während dieser Intensivmesskampagne von September 2007 bis September 2009 waren neben der autobahnnahen Messstation, eine Hintergrundmessstation und ein mobiler Messwagen in permanentem Einsatz, in welchen u.a. die  $\text{NO}_x$ -,  $\text{NO}_2$ -, PN-Konzentrationen sowie die Meteogrößen als 30-min-Mittelwerte erfasst wurden. Der mobile Messwagen wechselte dabei alle vier Wochen den Standort und fuhr dabei vier Messpunkte im bebauten Gebiet während insgesamt 80 Wochen und drei Standorte ausserhalb des Dorfes (= Transekt) während insgesamt 16 Wochen an. Die sogenannten Transektmessungen lagen alle auf (ungefähr) einer Linie zwischen dem autobahnnahen Standort B1 und dem sogenannten Hintergrundstandort H1 auf freiem Feld. Diese Linie wurde so gewählt, dass die Standorte eine definierte Distanz zur Autobahn zwischen 9.5 m (B1) und 428 m (H1) besaßen und möglichst weit von allen andern lokalen Quellen in und um Erstfeld entfernt waren. Der Messplan für den mobilen Messwagen wurde so festgelegt, dass im Dorf jeder Standort einmal in jeder Jahreszeit erfasst und auf dem Transekt jeweils jährlich im Winter und im Sommer je ein Messpunkt angefahren wurde.

Um flächendeckende Aussagen zur Immissionsbelastung im unteren Urner Reusstal zu gewinnen, war jedoch eine höhere räumliche Auflösung der Messungen unabdingbar. Dafür boten sich das über zehnjährige Messnetz mit 13  $\text{NO}_2$ -PS des Kantons Uri im Raum Altdorf (Abbildung 2.2) an. Zusätzlich wurden während der ganzen Intensivmesskampagne weitere 18 Standorte in Erstfeld mit  $\text{NO}_2$ -PS beprobt. Mit den PS-Daten konnte sehr schön gezeigt werden, dass die Verteilung des  $\text{NO}_2$  im Raum Altdorf (Abbildung 2.2) und Erstfeld (Abbildung 2.3) eine Funktion der Distanz zur Autobahn, der Höhe über Talgrund und der Jahreszeit ist (vgl. Kap. 3.3). Bis zu einer Distanz von rund 200 m zur Autobahn, war die Verteilung des  $\text{NO}_2$  in Altdorf und in Erstfeld vergleichbar, obwohl das Tal bei Altdorf viel breiter ist und sich der Einfluss des Schächentales auf das Windregime in Altdorf und Erstfeld verschieden auswirkt. Dies war ein weiterer Hinweis darauf, dass die hier gewonnenen Erkenntnisse semi-quantitativ auch für andere Standorte entlang der Nord-Süd-Transitachse gelten.

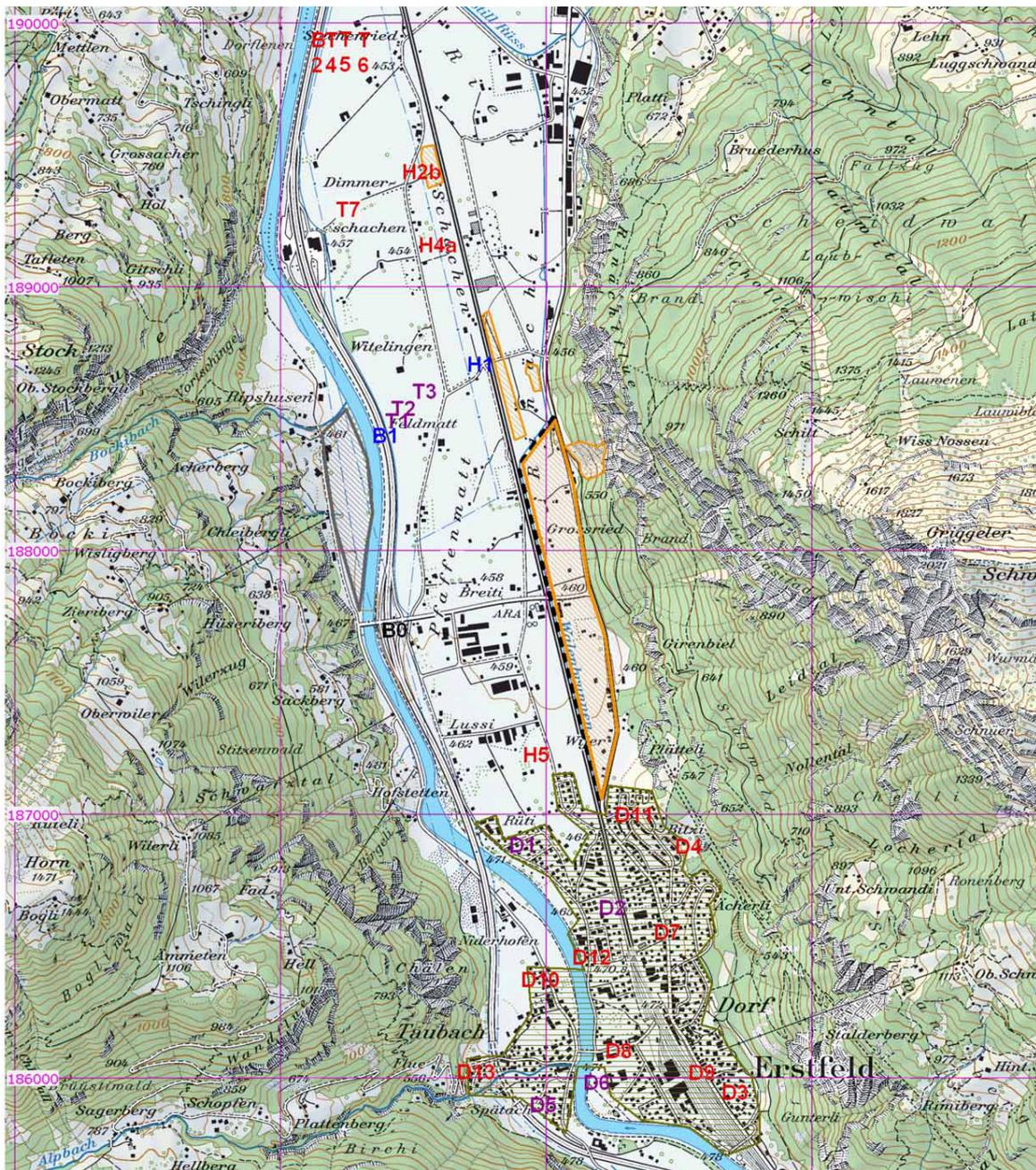


Abbildung 2.3: MFMU-Standorte während der Intensivmesskampagne in Erstfeld, September 2007 bis September 2009: T7 = südlichster Standort des Uner PS-Sammlermessnetzes (vgl. Abbildung 2.2). B = Standorte unmittelbar an der Autobahn; D = Standorte in Erstfeld, dessen **Dorfkern olivfarben schraffiert** ist; H = Hintergrundstandorte; T = Standorte, welche vor allem durch die Autobahn beeinflusst waren. Alle Standorte waren mit NO<sub>2</sub>-Passivsammlern bestückt. Mit kontinuierlichen Messgeräten waren die Standorte B1 und H1 permanent und die die Standorte T1, T2, T3, D1, D2, D5 und D6 jeweils für **ausgewählte 4-Wochen-Perioden** bestückt. Die **goldfarben** schraffierten Flächen entsprechen den Gebieten, auf welchen temporär Aushubmaterial aus dem Bau der NEAT deponiert und Installationen für den Tunnelvortrieb betrieben wurden. Die schwarz gestrichelte, fette Linie entlang diesem Installationsfeld zeigt die Position der wegen der Tunnelbauarbeiten verlegten Kantonsstrasse an. Die grau schraffierte Fläche auf der gegenüberliegenden Talseite entspricht dem neuen Schwerverkehrszentrum, welches Ende Februar 2009 den Betrieb aufnahm. Massstab ca. 1:25'000. Reproduziert mit Bewilligung von Swisstopo (BA071402).

Während die 14-Tagesmittelwerte der PS nur Aussagen mit einer zeitlichen Auflösung von 14 Tagen oder länger erlaubten (Kap. 3.3), konnten mit den kontinuierlichen Messungen auch tageszeitliche Änderungen verfolgt werden (Kap. 3.2). Allerdings waren die entsprechenden Auswertungen örtlich nicht gleich detailliert, da gleichzeitig jeweils nur drei Messungen zur Verfügung standen, nämlich die Messungen bei B1, H1 und diejenigen des mobilen Messwagens. Insgesamt ergab sich aber ein recht klares Bild der lufthygienischen Prozesse, welche im Gebiet Erstfeld ablaufen: Die Verkehrsemissionen auf der Autobahn werden in ein schlauchartiges Luftvolumen entlassen, welches die Verkehrsachse umgibt. Dieses Luftvolumen wird tagsüber talaufwärts und nachts talabwärts entlang der Autobahn befördert und laufend durch neu emittierte Abgase angereichert. Gleichzeitig dehnen sich die Emissionen vertikal in grössere Höhen aus und horizontal bis zu den Talrändern. In diese sich nach Süden bzw. Norden verschiebenden Luftmassen werden zusätzlich die Emissionen aufgenommen, welche vom lokalen Verkehr oder stationären Quellen stammen, z.B. von Bauaktivitäten. Beim Umströmen von Hindernissen wie z.B. Häusern oder Bäumen, bilden sich Verwirbelungen, welche eine Durchmischung der bodennahen Luft im Tal bewirken. Wenn die Luft in diesem schlauchartigen Volumen nach der letzten Emission eine genügend lange Strecke zurückgelegt hat und die Anteile der einzelnen Emissionskategorien räumlich einigermaßen konstant sind, wird die prozentuale Zusammensetzung der Immissionen gerade der Zusammensetzung der Emissionen entsprechen, welche in dieses Luftvolumen entlassen wurden.

H1 ist von allen Standorten im flachen Teil von Erstfeld der Punkt, der am weitesten von bedeutenden Emissionsquellen entfernt liegt, und wird in diesem Kontext als Hintergrundstandort bezeichnet. Nachts, bei Bergwind, entspricht in der Idealisierung die Zusammensetzung bei H1 derjenigen der Emissionen südlich von H1, tagsüber, bei Talwind, der Zusammensetzung der Emissionen nördlich von H1. Analoge aber differenziertere Überlegungen können für die Standorte im Dorf und bei B1 gemacht werden.

Meteotest berechnete im Auftrag der MFMU, die lokalen Emissionen in drei Talabschnitten des unteren Urner Reusstals, aufgeteilt nach Emittentengruppe, Saison, Wochentag und Tageszeit [1]. Infraberechnete die Emissionen für die Autobahn und die Hauptstrasse für die gleichen Talabschnitte, aufgeteilt nach Fahrzeugklasse, Wochentag und Uhrzeit [2]. Aus diesen Emissionsbilanzen und mit Hilfe der oben beschriebenen Erkenntnisse zur Verteilung der Immissionen konnten dann schlussendlich die Anteile der verschiedenen Quellgruppen an den Immissionskonzentrationen für unterschiedliche Saisons und Standorte in Erstfeld abgeschätzt werden (Kap. 3.4).

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Immissionen unmittelbar an den Transitachsen

Ziel der hier beschriebenen Untersuchungen war die Beschreibung des Zusammenhangs zwischen den Immissionen in unmittelbarer Nähe der Transitachsen, den Verkehrsbelastungen auf den Transitachsen und der herrschenden Witterung. Zu diesem Zweck wurden die an den sechs autobahnnahen Standorten gemessenen Daten mittels der Technik der „Allgemeinen Additiven Modelle“ (General Additive Models = GAM) und robuster Regression untersucht.

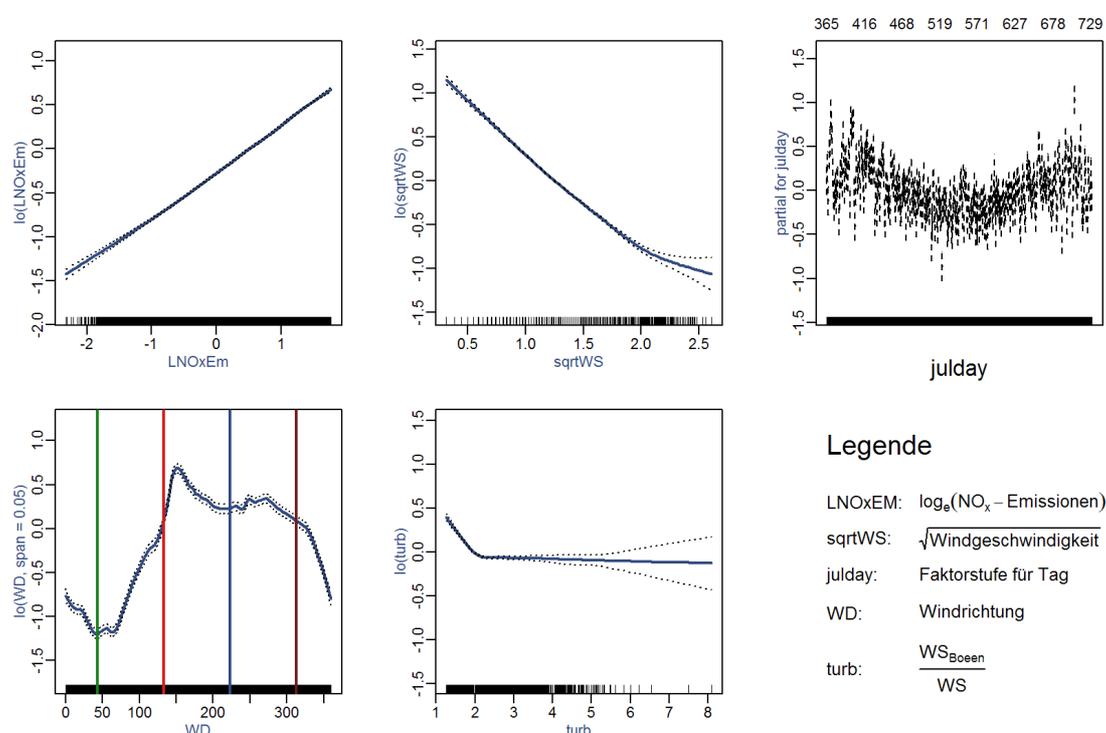


Abbildung 3.1: Plot der partiellen Residuen für  $\text{NO}_x$ -Konzentration in Reiden 2004. Die Grafiken zeigen den Zusammenhang zwischen der gemessenen  $\text{NO}_x$ -Konzentration und jeweils einer weiteren gemessenen bzw. berechneten Grösse. Die vier senkrechten, farbigen Linien in der linken unteren Grafik geben die vier zum Verlauf der Autobahn ausgezeichneten Windrichtungen an: Windrichtung **von der Messstation zur Autobahn**, **parallel zur Autobahn aus Richtung Luzern**, **von der Autobahn zur Messstation**, **parallel zur Autobahn aus Richtung Basel**. Weitere Details s. Text.

Während die Standorte im Gebirge in bis zu 2000 m tiefen, schmalen Tälern liegen, liegt Reiden in einem flachen Tal, begrenzt durch 200 bis 300 m hohe Hügel. Trotz dieser grossen topografischen Unterschiede ergab die Analyse, dass der Zusammenhang zwischen Immissionen, Verkehr und Witterung an allen Standorten sehr ähnlich war. Die Ergebnisse werden deshalb hier exemplarisch für den Standort Reiden diskutiert, da an diesem Standort wegen der geringen Tiefe des Tales alle Windrichtungen in nennenswerter Häufigkeit auftreten und

damit die Diskussion der Ergebnisse besonders interessant ist. Zudem waren an diesem Standort die Messbedingungen<sup>4</sup> und damit die Datenqualität besonders hoch.

In Abbildung 3.1 werden die Ergebnisse der Analyse für Reiden visualisiert. In den einzelnen Figuren wurde jeweils der Einfluss einer einzelnen Einflussgrösse auf die Höhe der NO<sub>x</sub>-Immissionen aufgezeichnet. Der Einfluss der übrigen Einflussgrössen auf die Immissionen wurde dabei herausgerechnet und die y-Achse der einzelnen Figuren so skaliert, dass die Differenz in y-Richtung als direktes Mass für den Einfluss der entsprechenden Grösse auf die Immissionen betrachtet werden kann. Man beachte, dass das additive Modell auf die logarithmierten NO<sub>x</sub>-Konzentrationen angewandt wurde, so dass die einzelnen Beobachtungsgrössen die Immissionen (in ppb oder #/m<sup>3</sup>) multiplikativ beeinflussen. Die Figuren wurden von links nach rechts und von oben nach unten nach absteigendem Einfluss der Grössen geordnet. Diese Reihenfolge und die Form der dargestellten Kurven war an allen Standorten sowohl für die NO<sub>x</sub>- als auch für die PN-Konzentrationen (!) vergleichbar.

Die beiden wichtigsten, etwa gleich grossen Einflüsse auf die Immissionshöhe waren die Emissionen des Verkehrs auf der Transitachse und die herrschende Windgeschwindigkeit: Mit zunehmendem Verkehr nehmen die Immissionen zu. Mit zunehmender Windgeschwindigkeit wird mehr unbelastete Frischluft zugeführt, so dass in der Folge die Immissionskonzentrationen abnehmen. Etwas weniger bedeutend war die allgemeine Witterung des Tages, welche alle schwierig zu quantifizierenden meteorologischen Effekte ausserhalb der (lokalen) Windgeschwindigkeit, der Windrichtung und der Turbulenz abdeckte. Diese Witterungseffekte wurden mit dem Tagesfaktor beschrieben, welcher jeweils pro Tag einen anderen, fixen Wert annahm. Insbesondere umfasste dieser Faktor die Stabilität der Atmosphäre, welche sich in seinem typischen Jahresgang äussert: Im Sommer war dieser Faktor am geringsten, im Winter am höchsten, wobei die Schwankungen von Tag zu Tag in der Grössenordnung des mittleren saisonalen Effektes zwischen Sommer und Winter lagen.

Der Einfluss der Windrichtung war in Reiden vergleichbar mit demjenigen des Tagesfaktors. An den Standorten im Gebirge war die Windrichtung weniger bedeutend, da der Wind dort sehr stark kanalisiert wird und im wesentlichen nur entlang des Tales fließen kann. Die Immissionen waren erwartungsgemäss am geringsten, wenn die Luftmassen sich auf die Autobahn zubewegten (Wind aus ca. 40°). Die höchsten Konzentrationen wurden jedoch nicht bei Wind von der Autobahn her sondern bei Windrichtungen gemessen, welche fast parallel zur Autobahn lagen (Wind aus ca. 145°). Dies kann damit erklärt werden, dass bei Wind entlang der Autobahn die Luftmasse länger mit den laufenden Emissionen von der Autobahn in Kontakt war und sich damit stärker mit Luftschadstoffen anreichern konnte.

Als Mass für die Turbulenz wurde mangels besserer Alternativen der Quotient von Böengeschwindigkeit und durchschnittlicher Geschwindigkeit eingesetzt. Der Einfluss dieser Grösse ist eher bescheiden.

In Abbildung 3.2 können die mit dem statistischen Modell berechneten NO<sub>x</sub>-Immissionen in Reiden mit den real gemessenen und den dazugehörigen Emissionen verglichen werden. Generell stimmen die mit dem Modell berechneten Daten sehr gut mit den real gemessenen überein. Man beachte, dass insbesondere im Sommer die morgendliche Immissionsspitze viel ausgeprägter ist, als die abendliche, obwohl die Emissionen über den ganzen Tag recht

---

<sup>4</sup> Die Autobahn verläuft am Standort der Messungen gerade, die unmittelbare Umgebung ist frei anströmbar und die nächsten grösseren Gebäude sind (mit einer Ausnahme in 200 m Entfernung) mindestens 450 m entfernt.

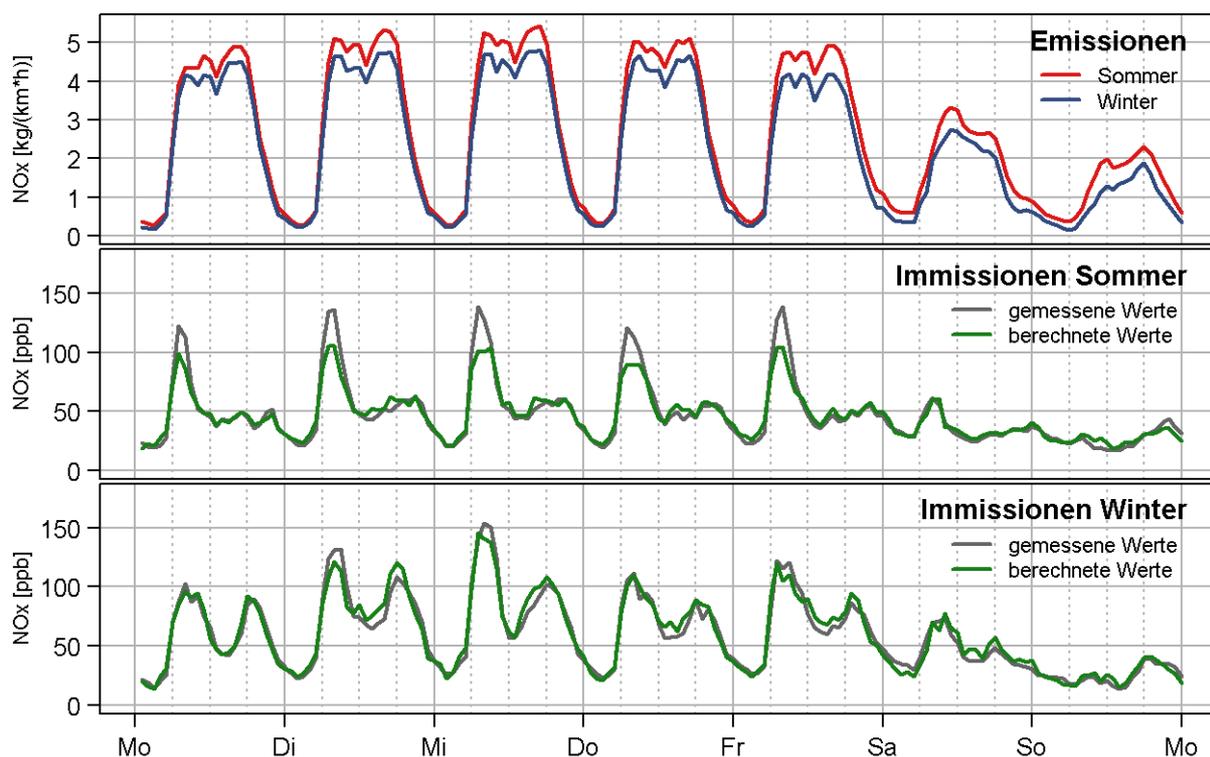


Abbildung 3.2: Wochengang der mittleren Konzentrationen in Reiden: Die Grafiken zeigen den Verlauf der Konzentrationen von  $\text{NO}_x$ -Emissionen und -Immissionen, getrennt nach Sommer und Winter 2004. Die Unterschätzung der Immissionen an den Werktagen im Sommer ist auf morgendliche Kurzzeitanversionen zurückzuführen. Für Details siehe Text.

konstant sind. Dieser Effekt ist auf die während des Tages sich verändernden meteorologischen Bedingungen zurückzuführen. Im Sommer unterschätzt das Modell die früh morgendlichen Spitzenwerte von Montag bis Freitag. Dies ist vor allem auf stabile atmosphärische Schichtungen (Inversionen von geringer Höhe) in Bodennähe zurückzuführen, welche sich in der Nacht ausbilden und sich morgens nach Sonnenaufgang wieder auflösen, und im Modell mangels Messdaten nicht erfasst werden können. Während der Nacht und an den Wochenenden sind diese stabilen Schichten zwar ebenfalls vorhanden, wirken sich aber aufgrund der geringeren Emissionen nicht in erhöhten Immissionswerten aus. Im Winter dauern die Inversionen in der Regel 24 h oder länger und werden damit durch den Tagesfaktor erfasst. Die Emissionen sind von Montag bis Freitag deutlich höher als am Wochenende, am Samstag höher als am Sonntag. Dies ist auf den Lastwagenverkehr zurückzuführen, welcher sich hauptsächlich von zwischen Montag und Freitag abspielt.

In Abbildung 3.3 können die mit dem statistischen Modell berechneten  $\text{NO}_x$ -Immissionen in Erstfeld mit den real gemessenen und den dazugehörigen Emissionen verglichen werden. Die Form der mittleren Wochengänge sind denjenigen in Reiden (vgl. Abbildung 3.2) sehr ähnlich, obwohl Erstfeld in einem tief eingeschnittenen Tal der Alpen liegt und Reiden in einem flachen Tal des Schweizer Mittellandes. Die täglichen Immissionsspitzen in Reiden und Erstfeld sind vergleichbar. Allerdings betragen die Emissionen im Urner Reusstal nur rund die Hälfte derjenigen bei Reiden. Das enge Urner Reusstal verstärkt die Kanalisation des Windes, der hier praktisch immer entlang der Autobahn bläst. Damit wird der Luftmasse weniger Frischluft zugeführt und diese entsprechend stärker mit Luftschadstoffen angereichert. Während des Tages herrscht Talwind (Nordwind), während der Nacht Bergwind

(Südwind). In beiden Fällen streicht der Wind über mehrere km entlang der Autobahn und kann entsprechend hohe Schadstoffbelastungen aufnehmen.

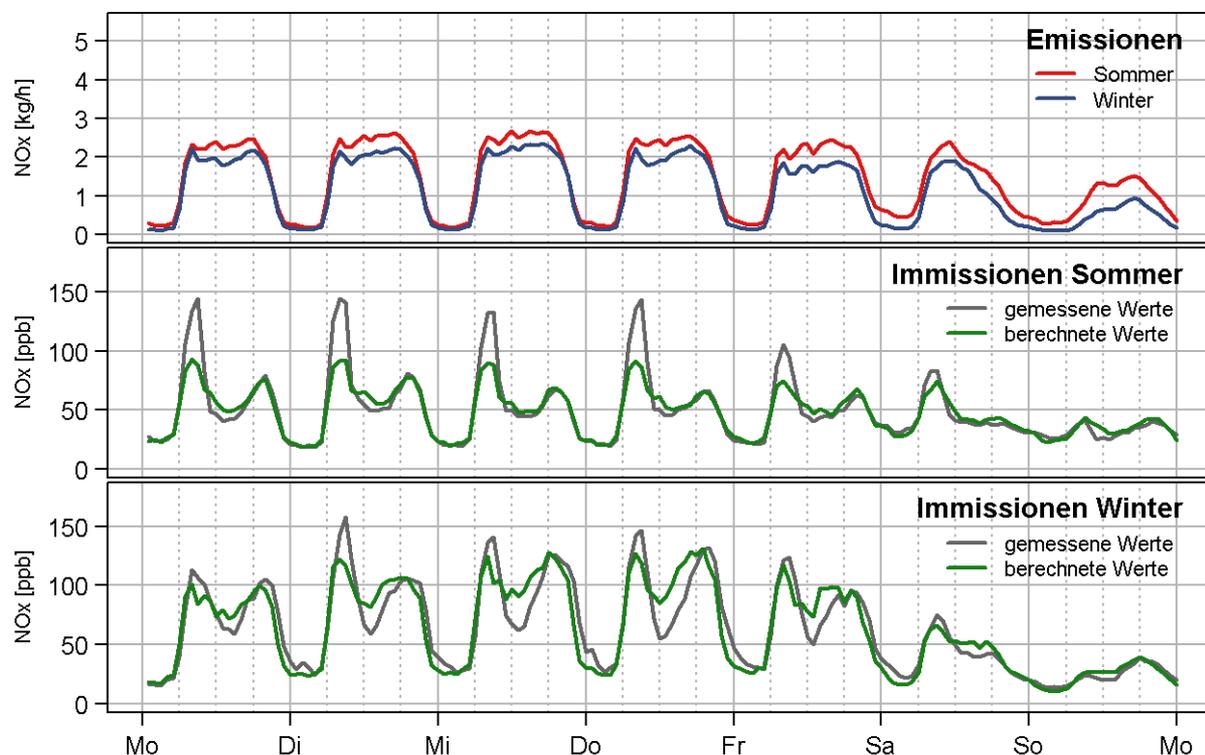


Abbildung 3.3: Wochengang der mittleren Konzentrationen in Erstfeld: Die Grafiken zeigen den Verlauf der Konzentrationen von  $\text{NO}_x$ -Emissionen und -Immissionen, getrennt nach Sommer und Winter 2004.

Die Analysen an den andern Standorten ergaben sehr ähnliche Resultate. Ebenso wurde für die Partikelanzahl praktisch identische Resultate erhalten. Das hier entwickelte statistische Modell scheint also für alle Standorte Gültigkeit zu haben, welche so nahe an der Transitachse liegen, dass andere Emissionen vernachlässigbar sind. Mit den Modellen können auch Auswirkungen für unterschiedliche Verkehrsszenarien berechnet werden, wobei eine Einschränkung gemacht werden muss: Für Szenarien, bei welchen in den Stunden nach Sonnenuntergang mit mehr Verkehr gerechnet wird, müssen die nächtlichen Kurzzeitinversionen mit einer nicht überprüfaren zusätzlichen Annahme<sup>5</sup> berücksichtigt werden.

In Tabelle 3.1 wurden die Szenarien für 2004 berechnet, wobei angenommen wurde, dass die Reduktion des Lastwagenverkehrs in Prozenten des tatsächlich gemessenen Verkehrs in allen Stunden gleich erfolgt. Man beachte, dass so nahe an der Emissionsquelle, *kein* linearer Zusammenhang zwischen der Emissionsmenge und den gemessenen Immissionen besteht, wie man dies in der Regel erwartet. Der Grund liegt im hoch nicht linearen Verhalten des Mischprozesses, bei welchem die hohen Emissionskonzentrationen mit der Umgebungsluft verdünnt werden. So nahe an der Autobahn befindet sich dieser in keinem stationärem Gleichgewicht, was aber eine Voraussetzung für die Annahme von Linearität wäre.

<sup>5</sup> Es scheint plausibel, dass während der Nacht die Immissionen analog zu den frühen Morgenstunden unterschätzt werden. Höhere Emissionen während der zweiten Nachthälfte müssten mit einem Faktor korrigiert werden, welcher aus den frühen Morgenstunden berechnet würde.

| Verkehrsszenarien für 2004   | NOx-Konz. in 10 m Distanz zu<br>Autobahn |                |
|--|--|----------------|
|  | Reiden [ppb]                             | Erstfeld [ppb] |
| Gemessene Konzentrationen  | 52                                       | 55             |
| Kein Transitgüterverkehr (d.h. nur 40% der real gezählten Lastwagen) | 41                                       | 42             |
| Überhaupt keine Lastwagen  | 32                                       | 32             |

Tabelle 3.1: Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien für Güterverkehr auf der Autobahn. Die hier berechneten NOx-Konzentrationen gelten für einen Abstand von ca. 10 m von der Autobahn und beziehen sich auf das Jahr 2004.

Formal kann der oben in Worten beschriebene Zusammenhang wie folgt ausgedrückt werden:

$$\log(c(t_i)) = g_1(\log(em(t_i))) + g_2(\sqrt{ws(t_i)}) + g_3(wd(t_i)) + g_4(turb(t_i)) + F_{day}(t_i) + \varepsilon(t_i)$$

mit

$g_1, \dots, g_4 =$  glatte Funktionen

$c(t_i) =$  Immissionen unmittelbar neben der Autobahn zum Zeitpunkt  $t_i$

$em(t_i) =$  Summe der Emissionen auf der Autobahn zum Zeitpunkt  $t_i$

$ws(t_i) =$  Windgeschwindigkeit zum Zeitpunkt  $t_i$

$wd(t_i) =$  Windrichtung zum Zeitpunkt  $t_i$

$turb(t_i) =$  Turbulenz zum Zeitpunkt  $t_i$

$F_{day}(t_i) =$  Tagesfaktor zum Zeitpunkt  $t_i$

$\varepsilon(t_i) \sim \mathcal{N}(0, \sigma^2) =$  Fehlerterm zum Zeitpunkt  $t_i$

Formel 3.1: Zusammenhang zwischen den an der Autobahn gemessenen Immissionen und den erklärenden Grössen.

### 3.2 Tagesgänge von Wind und Immissionen im unteren Urner Reusstal

Im unteren Urner Reusstal herrscht ein ausgeprägtes Berg-Tal-Windsystem (vgl. Abbildung 3.4), welches auch im Winterhalbjahr beobachtet werden kann. Die über die Messperiode gemittelten Zeitpunkte der Windrichtungswechsel sind von der Höhe der Globalstrahlung und somit von der Saison abhängig. Mit abnehmender Tageslänge vom Sommer zum Winter verschieben sich die Richtungswechsel am Vormittag bzw. am Abend in Richtung Mittagstunde und sind auch weniger klar erkennbar. Je nach herrschender Witterung kann dieses System auch durch die überregionale Luftdruckverteilung übersteuert werden, beispielsweise

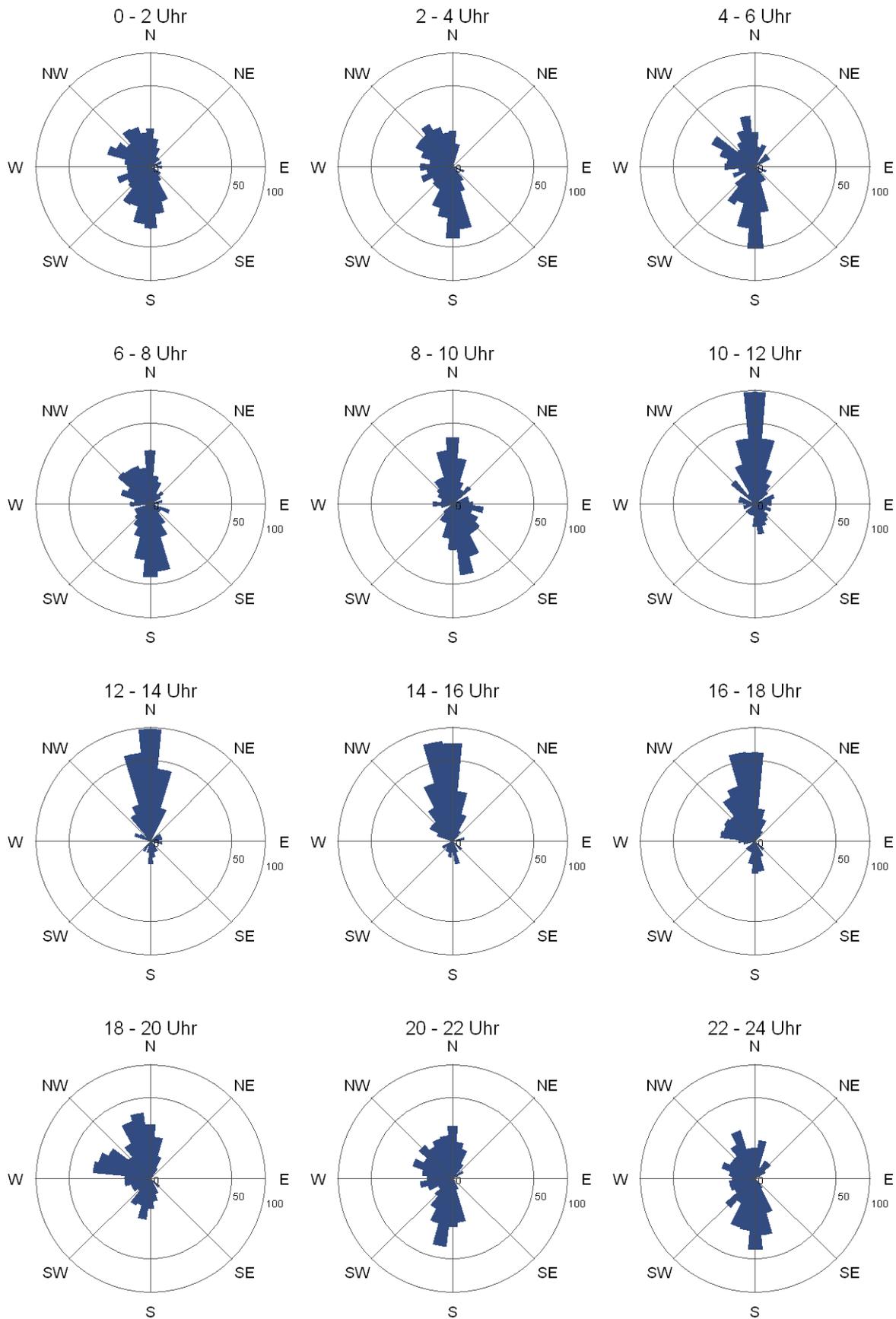


Abbildung 3.4: Windrosenmatrix für Standort B1 von Juni bis August für die Jahre 2008 und 2009.

in Föhnwetterlagen. Generell folgt der Wind der Richtung des Haupttales. Direkt am Ausgangspunkt zu Seitentälern treten zu bestimmten Tagesstunden auch andere Windrichtungen auf. In Erstfeld betrifft dies die Standorte D5 und D6 jeweils am Nachmittag und Abend. Bei der hier dargestellten Windrose vom Standort B1 ist dieses Phänomen nur für den frühen Abend zwischen 18 und 20 Uhr an gewissen Tagen zu beobachten. Hier handelt es sich um Bergwind aus dem Bockital, welcher den noch zaghafte Bergwind von Richtung Gotthard verdrängt. Im Verlauf des Abends wird dann der Wind aus dem Gotthardgebiet immer stärker, so dass der Wind aus den Seitentälern zurückgedrängt wird. Die Phänomene und ihre Auswirkungen auf die Schadstoffkonzentrationen sind im Detail im Bericht von Bürgin und Locher [3] beschrieben. Hier werden exemplarisch je eine Periode im Frühling (Abbildung 3.5) und im Winter (Abbildung 3.6) beschrieben. Die Periode der Messungen, welche in den Kompositplots dargestellt werden, wurde durch den Einsatzplan des mobilen Messwagens bestimmt, welcher jeweils nach rund vier Wochen an den nächsten Standort verlegt wurde. Im Unterschied zu [3] wurden hier nur die Werkzeuge von Montag bis Freitag in die Auswertung miteinbezogen, da die Emissionen auf der Transitachse an den Wochenenden und Feiertagen wegen des Lastwagenfahrverbots sehr stark von den Emissionen an gewöhnlichen Werktagen abweichen. Die Unterschiede in der Verteilung der Schadstoffe im Tal sollten deshalb hier hauptsächlich auf Witterungseffekte zurückzuführen sein.

Die Kompositplots bestehen jeweils aus sechs Einzelgrafiken (Abbildung 3.5). In der linken Hälfte sind die Windverhältnisse an den vier gleichzeitig beprobten Standorten dargestellt. Die oberste Grafik zeigt getrennt nach Standort und Tagesstunden die Medianwerte der Windgeschwindigkeiten. Die höchsten Geschwindigkeiten werden in der Regel über Mittag gemessen, die geringsten in der zweiten Nachthälfte. Ferner beeinflusst der Talquerschnitt am Standort der Messung die Höhe der Windgeschwindigkeit. Die Windgeschwindigkeit bei der Autobahn auf der Höhe von Altdorf (A3 in Abbildung 2.2) ist immer tiefer als auf der Höhe Erstfeld (B1 in Abbildung 2.3), da in Erstfeld die gleiche Luftmasse pro Zeiteinheit durch einen kleineren Querschnitt fließen muss. Auch die unmittelbare Umgebung beeinflusst die Windgeschwindigkeit dramatisch wie man der Abbildung 3.5 für den Standort D2 entnehmen kann. Obwohl an dieser Stelle der Talquerschnitt am geringsten ist, ist dort die Windgeschwindigkeit sogar kleiner als in Altdorf! Dies ist auf die Häuser in der Umgebung zurückzuführen, welche die Luft der untersten Schicht stark abbremst und verwirbelt<sup>6</sup>. Die Windgeschwindigkeiten liegen im Sommer generell höher als im Winter, da das Berg-Tal-Wind-System durch die Sonneneinstrahlung angetrieben wird und diese im Sommer wegen des senkrechteren Einfallwinkels viel stärker ist.

---

<sup>6</sup> Hier muss also ein Teil der Luft in etwas höhere Schichten ausweichen.

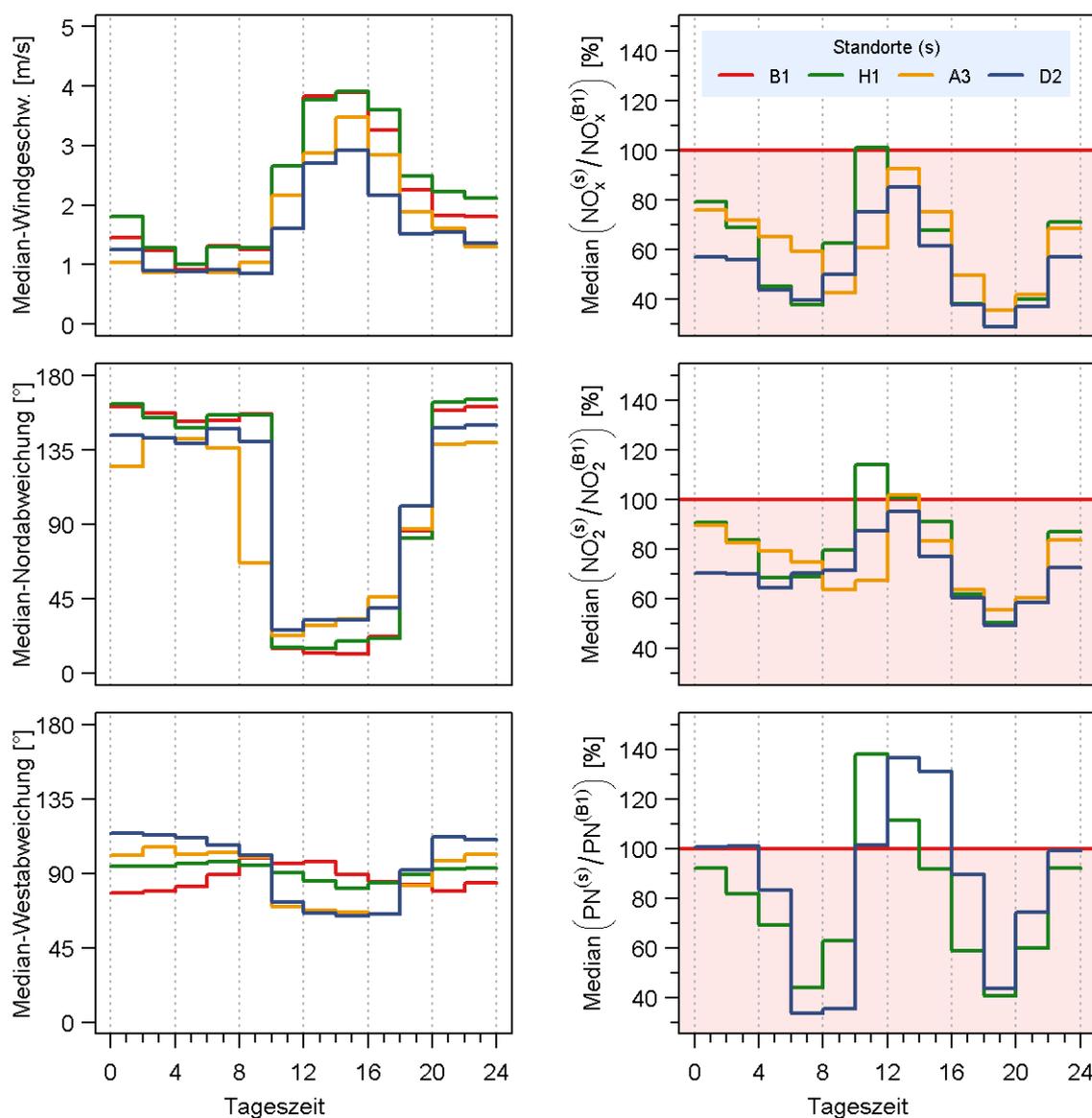


Abbildung 3.5: Kompositplot vom 24.3.2009 bis 12.5.2009. Für die obigen Figuren wurden die Grössen über die Wochentage Montag bis Freitag ohne allfällige Feiertage gemittelt, wobei jeweils nach der Uhrzeit des Tages und dem Standort unterschieden wurde. Die Figuren zeigen also mittlere Tagesgänge. Die Standorte der Messpunkte können den Abbildungen 2.2 (A3) bzw. 2.3 (übrige Standorte) entnommen werden. Für A3 sind generell keine Messungen für PN vorhanden. Von oben nach unten und von links nach rechts wurden die folgenden Grössen ermittelt:

- Median der skalaren Windgeschwindigkeit,
- Median der absoluten Abweichung der Windrichtung von Norden,
- Median der absoluten Abweichung der Windrichtung von Westen,
- Median der  $NO_x$ -Konzentrationen am Standort (s) relativ zum Standort B1,
- Median der  $NO_2$ -Konzentrationen am Standort (s) relativ zum Standort B1,
- Median der Partikel-Konzentrationen am Standort (s) relativ zum Standort B1.

Die mittlere Grafik links zeigt den Median der (absoluten) Abweichung der Windrichtung von Norden, aufgeteilt nach Standort und Tagesstunde. Aus der Grafik kann somit direkt abgelesen werden, wann vornehmlich Talwind (Nordabweichung  $< 45^\circ$ ) und wann Bergwind (Nordabweichung  $> 135^\circ$ ) herrschte. Windrichtungen dazwischen werden angezeigt, wenn zur entsprechenden Tageszeit der Anteil des Windes aus der Gegenrichtung einen substantziellen Anteil hat. Analog zur Windgeschwindigkeit ist auch der Richtungswechsel zwischen Tal- und Bergwind im Frühling und Sommer ausgeprägter. Die untere Grafik links zeigt den Median der (absoluten) Abweichung der Windrichtung von Westen. Sie ist in diesem an der Nord-Süd-Achse ausgerichteten Tal von untergeordnetem Interesse.

Die Grafiken rechts zeigen von oben nach unten die Konzentrationen der Schadstoffe  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  und PN an den verschiedenen Standorten relativ zum Standort B1. Der Standort B1 weist die geringste Distanz zur Transitachse auf, welche die grösste Einzelemissionsquelle im Urner Reusstal ist. Alle Standorte, welche sich *nicht* unmittelbar neben einer andern Emissionsquelle befinden, sollten in der Folge geringere Konzentrationen aufweisen als bei B1. Ihre relativen Konzentrationen betragen weniger als 100% verlaufen entsprechend im hellrot markierten Bereich. Während des Tages sollten die relativen Konzentrationen bei den Standorten, welche sich in grösserer Distanz von der Autobahn befinden, tiefer sein als während der Nacht, da die höheren Windgeschwindigkeiten unter Tag die Schadstoffe besser in die Vertikale verdünnen. Zudem sind die Emissionen des Transitverkehrs während der Nacht im allgemeinen<sup>7</sup> sehr viel kleiner als während des Tages (vgl. Abbildung 3.1), so dass auf Grund der homogeneren Verteilung der Emissionen auch die Immissionen homogener verteilt sein sollten.

Diese qualitative Beschreibung stimmte im Allgemeinen gut mit den Messungen überein, jedoch mit einer Ausnahme: Über Mittag war während praktisch allen Messperioden ein Angleich der Konzentrationen über den ganzen Talquerschnitt beobachtbar. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass am frühen Morgen die Verkehrsemissionen in die relativ schwach belastete Bergluft erfolgt. Im Verlauf des Vormittags dreht der Wind vom Berg- zum Talwind. Damit wird ein Teil der Luft, welche am Morgen auf dem Weg ins Tal ein erstes Mal mit Schadstoffen angereichert wurde, auf dem Weg zurück talaufwärts zusätzlich mit Schadstoffen belastet. Bei der zweiten Passage sind die Schadstoffe gleichmässiger in der Luftmasse verteilt, da diese bereits eine längere Aufenthaltsdauer in der Atmosphäre aufweisen. Während einiger weniger Perioden wurde wie in Abbildung 3.5 beobachtet, dass um die Mittagszeit die Konzentrationen einzelner Schadstoffe in grösserer Entfernung von der Autobahn sogar grösser waren als bei B1. Analoges ist für PN und  $\text{NO}_x$  auch für den Standort auf der Höhe Altdorf zu beobachten. Dieses Phänomen wurde nicht im Detail untersucht. Allerdings zeigten die Berechnungen der Anteile der verschiedenen Emissionsgruppen, dass je nach Windrichtung und Tageszeit andere Quellgruppen dominierten. Evtl. hängen die Zeiten, in welchem bei H1 höhere Konzentrationen als bei B1 gemessen wurden, mit aussergewöhnlichen lokalen Emissionen, z.B. in Zusammenhang mit den Bauarbeiten am Gotthard-Basistunnel, zusammen.

---

<sup>7</sup> Ausgenommen sind der Beginn und das Ende der Sommerferien, während welcher auch Nachts ein hohes Verkehrsaufkommen herrscht.

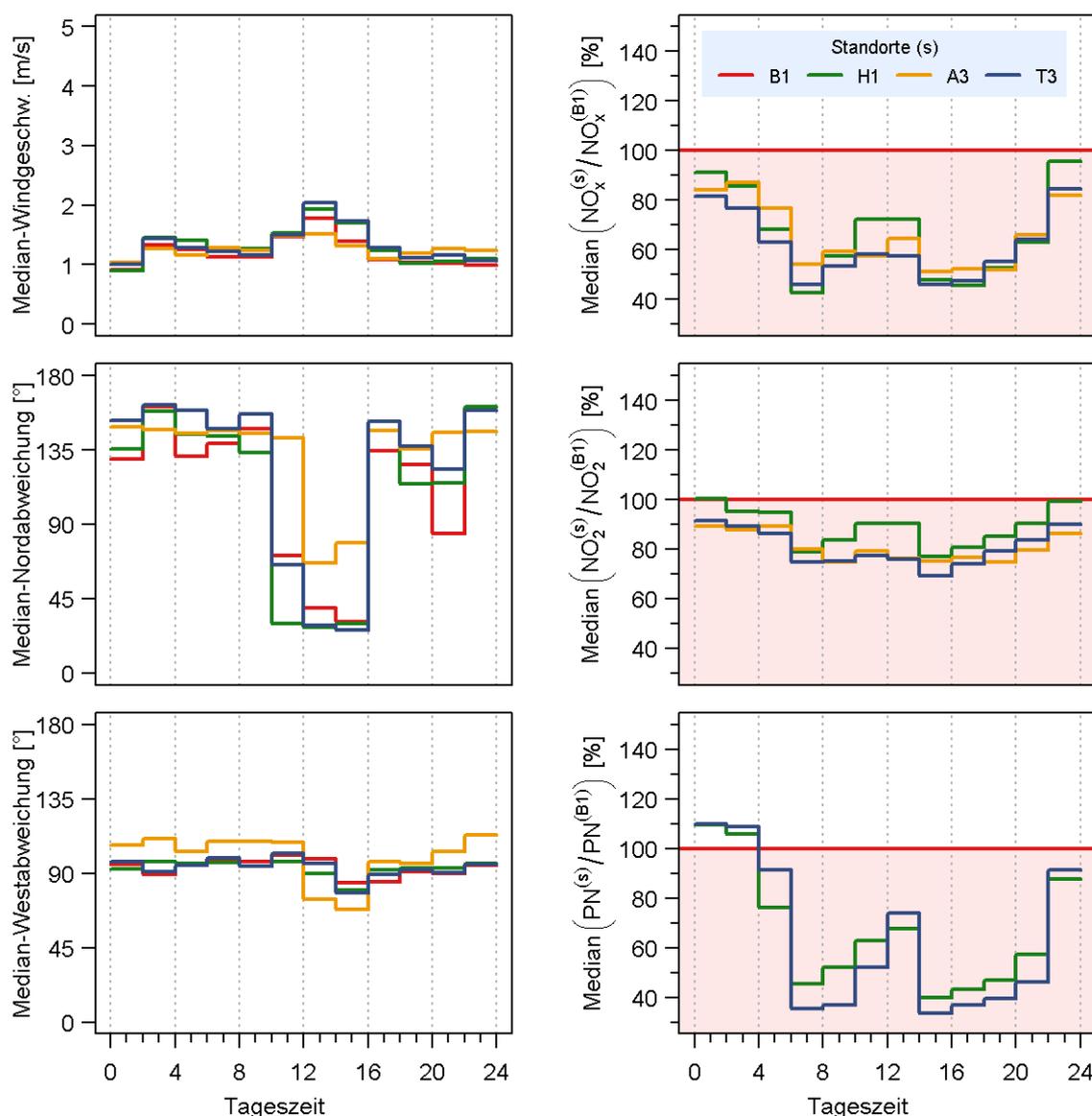


Abbildung 3.6: Kompositplot vom 16.12.2008 bis 27.1.2009. Für Details siehe vorhergehendes Bild und Text.

### 3.3 Verteilung von $\text{NO}_2$ im unteren Urner Reusstal

Der Kanton Uri betreibt seit über zehn Jahren ein ausgedehntes Messnetz von  $\text{NO}_2$ -Passivsammlern. Aus den zur Verfügung stehenden Standorten wurden diejenigen im unteren Reusstal ausgewählt, welche mindestens teilweise durch die Emissionen der Autobahn beeinflusst wurden (Standorte, welche mit A beginnen in Abbildung 2.2 und T7 in Abbildung 2.3). In Abbildung 3.7 sind die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen dieser Standorte logarithmisch gegen die Distanz zur Autobahn aufgetragen. Exemplarisch für die vier Jahreszeiten wurde je eine 14-Tagesperiode des Jahres 2005 ausgewählt. Aus der Abbildung sind deutlich zwei Standortklassen ersichtlich: Fünf Standorte befanden sich maximal 280 m von der Autobahn entfernt in unbesiedeltem Gebiet (gelb markierte Standorte, Klasse „autobahnnahe“); neun Standorte waren über 500 m von der Autobahn entfernt und mit zwei Ausnahmen im dicht besiedelten Gebiet (grün markierte Standorte, Klasse „Siedlungsgebiet“). Die beiden Ausnahmen waren

die am weitesten von der Autobahn entfernten Standorte beim Kapuzinerkloster (A18) bzw. im Nussbäumli (A19), welche sich 50 bis 100 m oberhalb des Zentrums von Altdorf befanden.

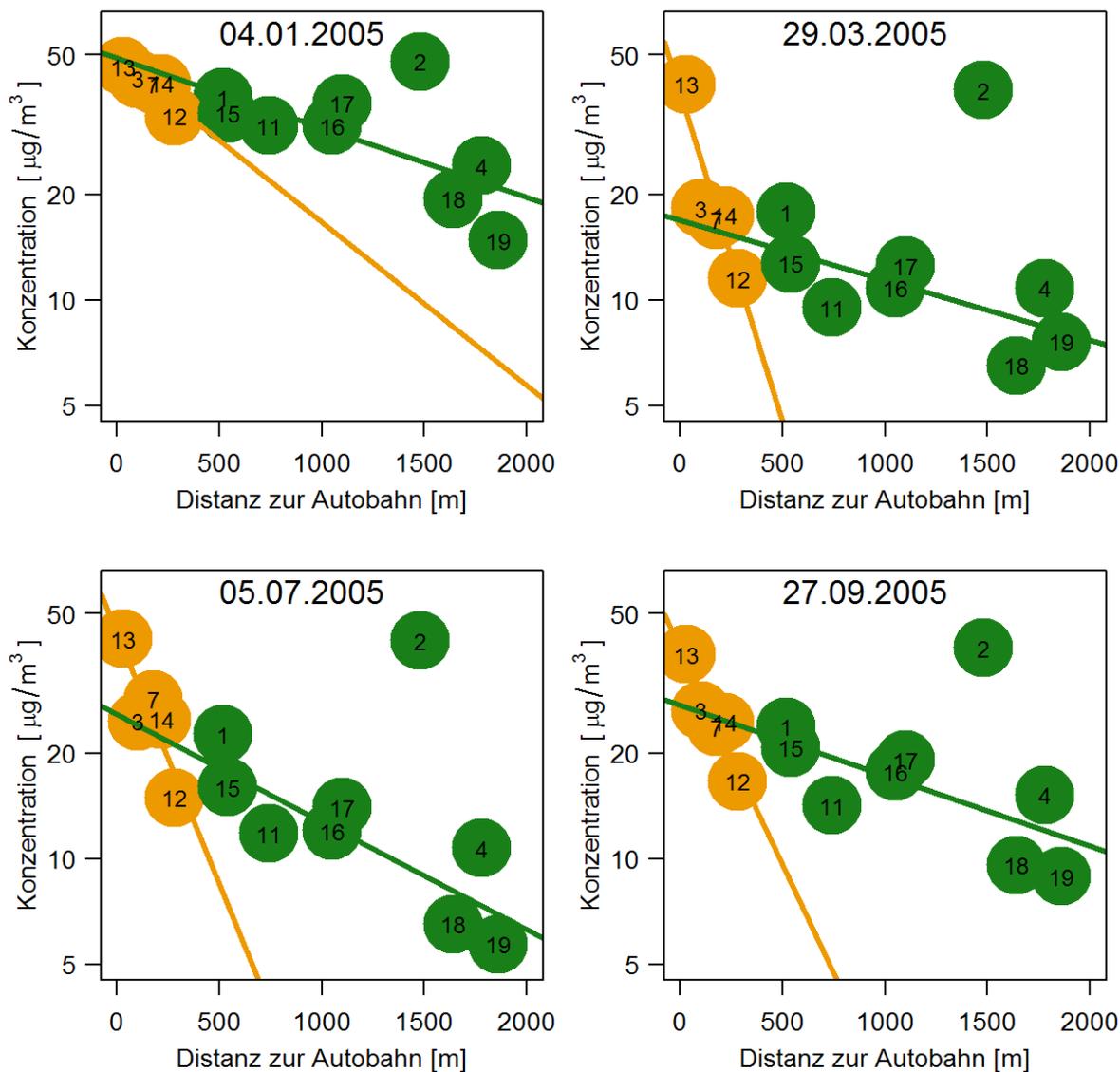


Abbildung 3.7: 14-Tagesmittel von  $\text{NO}_2$  im Raum Altdorf: Die obigen Grafiken zeigen die 14-Tagesmittel von  $\text{NO}_2$  als Funktion der Distanz von der Autobahn für die vier Jahreszeiten. Die Nummern entsprechen den Nummern der A-Standorte in Abbildung 2.2 bzw. T7 von Abbildung 2.3. Die gelben Punkte werden praktisch ausschliesslich durch Emissionen von der Autobahn belastet, die grünen durch lokale Aktivitäten inkl. lokalem Strassenverkehr. Der Standort 2 befindet sich in der engen Strassenschlucht der Hauptstrasse im Zentrum von Altdorf, in Sichtweite des Telldenkmals. Die Konzentrationen erreichen dort über das ganze Jahr ähnlich hohe Werte wie an der Autobahn, da die Emissionen des lokalen Verkehrs in der Strassenschlucht nur sehr schlecht verdünnt werden können. Man beachte die logarithmierte y-Achse!

In beiden Standortklassen nahmen die gemessenen Konzentrationen mit zunehmender Distanz zur Autobahn ab und konnten gut durch je eine Gerade approximiert werden (Abbildung 3.7). Für Abbildung 3.8 wurden der y-Achsenabschnitt und die Steigung dieser Geraden pro 14-

Tagesperiode berechnet und mit den selben Farben wie in Abbildung 3.7 dargestellt. Die Abnahme der Konzentrationen bei den autobahnnahen Standorten ist ganzjährig deutlich steiler als bei den Standorten im Siedlungsgebiet. Zudem weist die Steilheit der Geraden für die autobahnnahen Standorte einen deutlichen saisonalen Verlauf auf: Im Winter nehmen die Konzentrationen mit zunehmender Distanz zur Autobahn langsamer ab als im Sommer. Dieses Verhalten ist gut erklärbar mit der Stabilität der Atmosphäre. Die erhöhten Temperaturen im Sommer führen zu mehr Thermik und stärkeren Winden, welche Emissionen schneller verdünnen. Im Winter behindern Inversionen die Verdünnung der Schadstoff zusätzlich zu den allgemein geringeren Windgeschwindigkeiten.

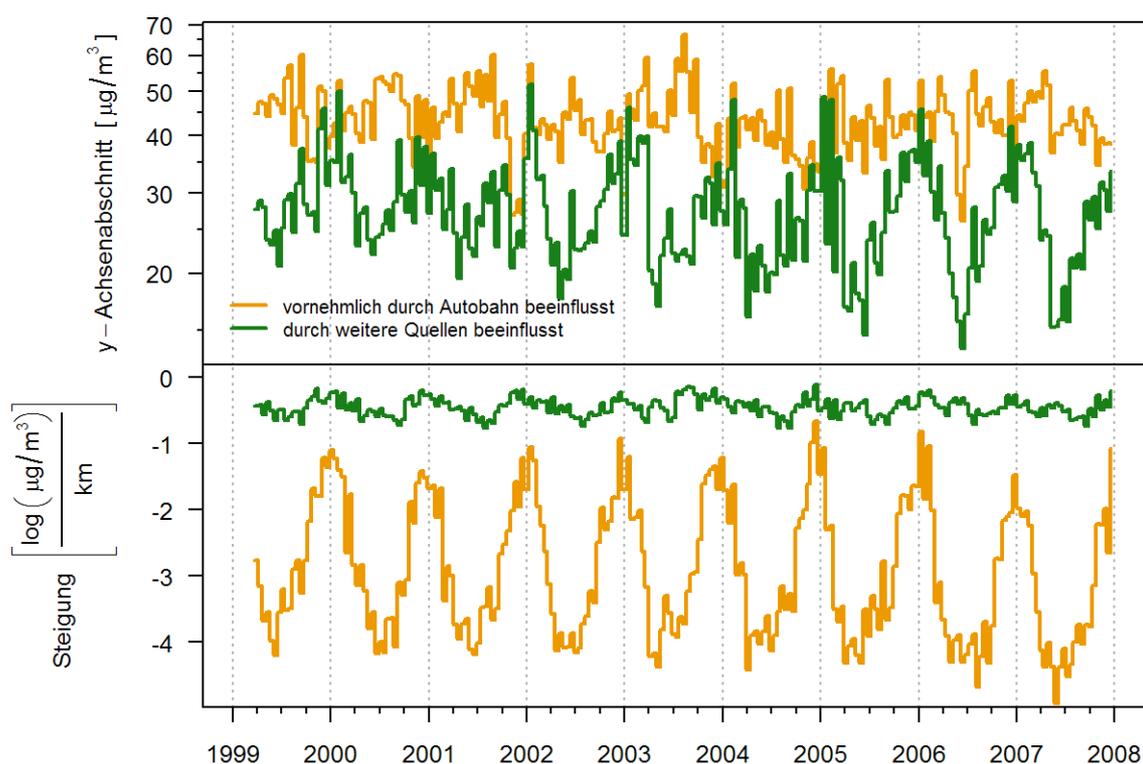


Abbildung 3.8: Saisonaler Verlauf der  $\text{NO}_2$ -Verteilung im Talquerschnitt: Pro Messperiode kann eine Gerade analog zu den Beispielen in Abbildung 3.7 berechnet werden. In den obigen Grafiken werden die entsprechenden y-Achsenabschnitte bzw. Steigungen dieser Geraden dargestellt. Die Jahrzahl auf der x-Achse markiert jeweils den 1. Januar des entsprechenden Jahres. Die Steigung der Geraden durch die Messpunkte im unmittelbaren Einflussbereich der Autobahn zeigen eine sehr deutliche und regelmäßige Periodizität. Im Winter sind die Steigungen viel flacher als im Sommer, da die Durchlüftung des Tales wegen inverser Wetterlagen viel schlechter ist. Damit gleichen sich im Winter die gemessenen Konzentrationen im Siedlungsgebiet den höheren an der Autobahn an.

In unmittelbarer Nähe der Autobahn herrschten ganzjährig sehr hohe Konzentrationen. Diese wiesen praktisch keine Saisonalität auf (vgl. gelbe Kurve in oberer Grafik von Abbildung 3.8), da die Emissionen im Sommer wie im Winter fast gleich hoch waren. Im Gegensatz dazu schwankte die Hintergrundkonzentration im Siedlungsgebiet mit der Jahreszeit, da die Stabilität der Atmosphäre und damit die Verdünnungseffizienz in die Vertikale ebenfalls mit der Jahreszeit schwankt (vgl. grüne Kurve in gleicher Grafik).

Im Siedlungsgebiet von Altdorf kann der Einfluss der Autobahn auf die verschiedenen Standorte sehr gut als Funktion der Distanz zur Autobahn beschrieben werden, da die Autobahn auf der Höhe von Altdorf gerade und parallel zum Tal verläuft. Die Einflüsse der lokalen Emissionen, insbesondere der Strassen, kann jedoch nicht separat quantifiziert werden, da verschiedene stärker befahrene Strassen existieren, welche netzartig verknüpft sind<sup>8</sup>. Man beachte den prominenten Ausreisser Nr. 2 in Abbildung 3.7. Dieser Messpunkt weist ganzjährig gleich hohe Konzentrationen auf wie sie sonst nur in unmittelbarer Nähe der Autobahn gemessen werden, obwohl sich dieser Standort mitten im Zentrum von Altdorf befindet. Die hohen hier gemessenen Konzentrationen können jedoch eindeutig dem lokalen Verkehr zugeschrieben werden. Der Passivsammler befindet sich nämlich in der engen Strassenschlucht der Kantonsstrasse, in Sichtweite des Telldenkmals, wo sich die Emissionen des lokalen Verkehrs nur sehr langsam verflüchtigen können.

In Erstfeld verhält es sich in Bezug auf die Aussagekraft der Distanzen zu den Strassen gerade umgekehrt. Hier kann der Einfluss der Autobahn nur nördlich von km 186.5 des Schweizer Koordinatennetzes (vgl. Abbildung 2.3) zweifellos quantifiziert werden. Südlich davon befindet sich ein kurzer Autobahntunnel und eine prononcierte Kurve. Dafür ist hier der Einfluss der Hauptstrasse besser quantifizierbar als in Altdorf, da diese recht gerade durch das Dorf verläuft. Ein weiterer Unterschied zwischen den beiden Standorten betrifft die Positionierung der Passivsammler. Während in Altdorf die Passivsammler in Autobahnnähe nur im unbesiedeltem platziert waren und die Passivsammler im Siedlungsgebiet mindestens 500 m von der Autobahn entfernt waren, waren in Erstfeld die Passivsammler im Siedlungsgebiet maximal 500 m von der Autobahn entfernt. Ferner war das Messnetz in Erstfeld räumlich viel dichter als in Altdorf, dafür betrug die Beobachtungszeit nur zwei statt zehn Jahre. Trotz dieser Unterschiede konnte gezeigt werden, dass innerhalb der ersten 250 m Distanz zur Autobahn auf freiem Feld die Immissionsverhältnisse sehr gut vergleichbar sind. Daraus kann geschlossen werden, dass die Aussagen für Altdorf und Erstfeld auch auf andere Standorte entlang der Nord-Süd-Achse zumindest semiquantitativ zutreffen.

Die grosse räumliche Dichte der Passivsammler in Erstfeld während der Intensivmesskampagne der MFMU erlaubte die Entwicklung eines detaillierten statistischen Modells. Die folgenden Einflussgrössen gingen linear ein:

1. Zeitpunkt der Messung
2. Befindet sich die Messstelle innerhalb oder ausserhalb des Siedlungsgebietes
3. logarithmierte Distanz zur Autobahn (nur ausserhalb des Siedlungsgebietes)<sup>9</sup>
4. Befindet sich die Messstelle im Einflussbereich der Hauptstrasse (ja/nein)
5. Höhe über Talgrund

Die Einflussgrössen 2-5 wurden zusätzlich vom Monat der Messung abhängig gemacht. Bei den folgenden Aussagen wurden jeweils die nicht erwähnten Grössen aus 1-5 konstant gehalten:

- Auf freiem Feld wurde erwartungsgemäss eine deutliche Abnahme der Konzentrationen mit zunehmender *Distanz zur Autobahn* beobachtet (Abbildung 3.9). Diese Abnahme zeigte den gleichen, glatt verlaufenden saisonalen Effekt wie er auch für die langjährigen Messreihen in Altdorf beobachtet wurde (vgl. linke obere Figur in Abbildung 3.10 mit Abbildung 3.8). In 500 m Entfernung zur Autobahn - d.h. an denjenigen Orten in der Ebene nördlich von Erstfeld, welche am weitesten von der Autobahn entfernt lagen -

<sup>8</sup> Damit gibt es keine eindeutige Distanz zur Emissionsquelle „Kantonsstrasse“

<sup>9</sup> In Altdorf ging die Distanz linear ins Modell ein. Dieser Unterschied ist auf die örtlich leicht unterschiedliche Situation der beiden Siedlungen (vgl. vorhergehender Abschnitt) zurückzuführen.

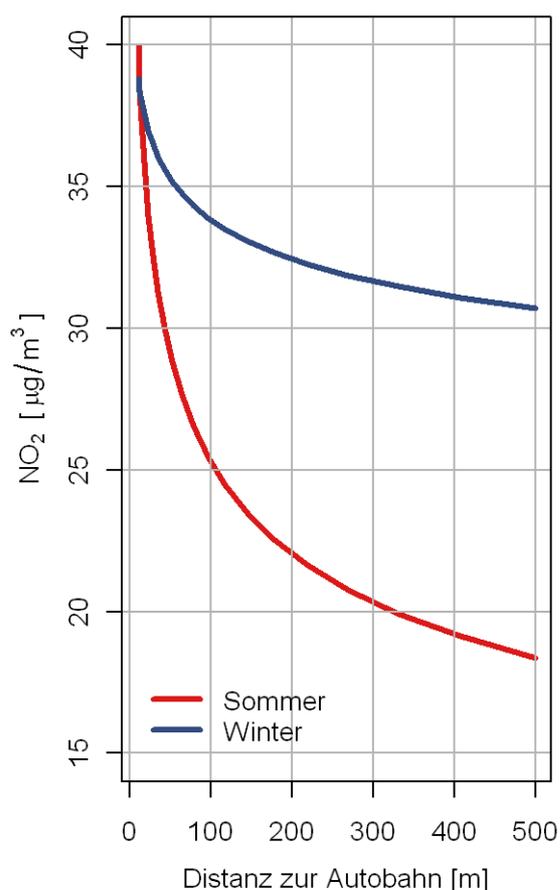


Abbildung 3.9:  
Abklingfunktion ausserhalb der bebauten Zone. Im Sommer nimmt die Konzentration mit zunehmender Distanz zur Autobahn viel schneller ab als im Winter.

wurde von April bis August nur 40-50% der Konzentration gemessen, welche man in 10 m Entfernung von der Autobahn mass. Von Oktober bis Februar betrug die Konzentration in 500 m Entfernung hingegen zwischen 70 und 80% (vgl. Abbildung 3.9). Die tieferen Windgeschwindigkeiten im Winter und die stabilere Schichtung der Atmosphäre (häufige Inversionen) verhinderten einen effizienten vertikalen Austausch in der untersten Schicht der Atmosphäre. Dadurch glichen sich die Immissionen an Hintergrundstandorten denjenigen an der Autobahn an.

- Die *Distanz zur Hauptstrasse* spielte einen analogen Einfluss auf die Höhe der Konzentrationen wie die Distanz zur Autobahn. Da sich jedoch im nahen Umfeld der Hauptstrasse nur zwei Passivsammler befanden und die kleinräumige Topografie genau so entscheidend für die Höhe der Messwerte ist wie deren Distanz zur Strasse, wurden die Passivsammler im Dorf nur in solche eingeteilt, welche sich näher als 25 m an der Kantonsstrasse befanden (D7 und D9) und die übrigen. Auch hier zeigte sich eine typische, glatt verlaufende saisonale Abhängigkeit (vgl. rechte obere Figur in Abbildung 3.10). Der Kurvenverlauf scheint auf den ersten Blick kontraintuitiv: Grössere Koeffizienten im Sommer als im Winter. Dies erklärt sich

durch die Definition des Koeffizienten. Er kann als *relatives* Mass für die Mehrbelastung in Strassennähe im Vergleich zu den strassenfernen Gebieten betrachtet werden. Da die Luftverschmutzung im Sommer in Gebieten, welche fern von der Autobahn und der Kantonsstrasse sind, viel geringer ist als im Winter, lagen die Werte in der Nähe der Hauptstrasse im Sommer 40% und im Winter nur 10% über den Werten der weiteren Umgebung. Die (absolut ziemlich konstanten) Zusatzimmissionen in der Nähe der Kantonsstrasse erscheinen relativ zu den Immissionen im strassenfernen Bereich im Sommer viel gewichtiger als im Winter.

- Die *Höhe über Talgrund* spielte ebenfalls eine saisonabhängige Rolle (vgl. linke untere Figur in Abbildung 3.10). Die obersten Häuser an der westlichen und östlichen Talflanke lagen rund 25 m über Talgrund. Dort wurden im Winter 75% und im Sommer 45% der Konzentrationen gemessen, welche auf Flusshöhe gefunden wurde. Der Einfluss variierte auch hier gleichmässig in Bezug auf den Monat des Jahres. Dieser Effekt ist mit grosser Wahrscheinlichkeit auf die unterschiedlichen Inversionshöhen im Sommer und Winter zurückzuführen. Im Sommer bilden sich in der zweiten Nachthälfte in Bodennähe liegende Inversionen aus (vgl. auch Kommentar zu Abbildung 3.2), welche die belastete Luft in den Niederungen des Tals zurückhalten. Im Winter liegen die Inversionsgrenzen höher, so

dass die verschmutzte Luft sich auch leichter in höher liegende Gebiete des Dorfes ausbreiten kann.

$$\log(c(t_i, s)) = \beta_{m(t_i)}^{(ldist)} \cdot ldist(s) + \beta_{m(t_i)}^{(road)} \cdot road(s) \\ + \beta_{m(t_i)}^{(elev)} \cdot elev(s) + \beta_{t_i}^{(ha)} \cdot ha(s) + \varepsilon(t_i, s)$$

mit

$$\begin{aligned} c(t_i, s) &= \text{Immissionen zum Zeitpunkt } t_i \text{ am Standort } s \\ \beta &= \text{Zu den entsprechenden Grössen gehörende Koeffizienten,} \\ &\quad \text{welche eine Funktion des Zeitpunktes, } t_i, \\ &\quad \text{oder des zugehörenden Monats des Jahres, } m(t_i) \text{ sind} \\ ldist(s) &= \text{logarithmierte Distanz des Standortes } s \text{ zur Autobahn} \\ &= \begin{cases} \text{effektive Distanz [m]} & \text{ausserhalb des bebauten Gebietes} \\ 10 \text{ [m]} & \text{innerhalb des bebauten Gebietes} \end{cases} \\ road(s) &= \text{Standorte } s \text{ im Einflussbereich der Kantonsstrasse} \\ &= \begin{cases} 1 & \text{für Standorte D7 und D9, deren Distanz} \\ & \text{zur Kantonsstrasse weniger als 25 m beträgt} \\ 0 & \text{für übrige Standorte} \end{cases} \\ elev(s) &= \text{Höhe über Talgrund am Standort } s \\ ha(s) &= \begin{cases} 1 & \text{für Standorte } s \text{ innerhalb des bebauten Gebietes} \\ & = \text{Housing Area} \\ 0 & \text{für Standorte } s \text{ ausserhalb des bebauten Gebietes} \end{cases} \\ \varepsilon(t_i, s) &\sim \mathcal{N}(0, \sigma^2) = \text{Fehlerterm zum Zeitpunkt } t_i \text{ am Standort } s \end{aligned}$$

Formel 3.2: Formale Beschreibung der im Raum Erstfeld mit Passivsammler gemessen NO<sub>2</sub>-Immissionen. Details vgl. Text.

- Innerhalb des Siedlungsgebietes wurde *keine* Abhängigkeit von der Distanz zur Autobahn gefunden. Dies ist vor allem auf die vielen lokalen NO<sub>x</sub>-Quellen im Dorf zurückzuführen, welche zwar für sich genommen alle kleiner sind als die Linienquelle „Autobahn“. Da sich diese kleinen Quellen jedoch mindestens teilweise in unmittelbarer Nähe der Messstelle befanden, können sie auf die Immissionsmessungen einen viel grösseren Einfluss ausüben als die weiter entfernte Autobahn. Zusätzlich wurde der Zusammenhang zwischen Immissionshöhe und Distanz zur Autobahn durch die Topologie im Raum des besiedelten Gebiets erschwert: Das Reusstal und die Autobahn unmittelbar südlich von Erstfeld machen eine Kurve. Zusätzlich befindet sich im Bereich des Dorfes noch ein rund 250 m langer Tunnel, so dass die Distanz zur Autobahn in Bezug auf die lufthygienischen Auswirkungen nicht uneindeutig<sup>10</sup> zu bestimmen ist und damit physikalisch eine weniger prominente Bedeutung hat als in den geraden Talabschnitten. Mathematisch wurde diese

<sup>10</sup> Je nachdem ob Süd- oder Nordwind herrscht, legen die Abgaswolken, welche von der Autobahn her kommen, unterschiedlich lange Wegstrecken zurück.

Unabhängigkeit von der Distanz zur Autobahn dadurch gelöst, dass die Distanzen  $ldist(s)$  der Standorte innerhalb des bebauten Gebietes auf 10 m gesetzt wurden (vgl. Formel 3.2). Damit misst die in Abbildung 2.1 rechts unten abgebildete Grösse  $\beta_{m(t_i)}^{ha=1} - \beta_{m(t_i)}^{ha=0}$  den *Konzentrationsunterschied zwischen bebautem Dorfgebiet und Standorten in unmittelbarer Nähe der Autobahn*<sup>11</sup>. Im Dorf sind die Konzentrationen generell tiefer als an der Autobahn. Im Sommer ist das Tal jedoch besser durchlüftet als im Winter, so dass die Immissionen zum Dorf hin schneller abnehmen als im Winter. Zudem sind im Sommer auch die lokalen Emissionen im Dorf geringer, da nicht oder nur wenig geheizt wird. Entsprechend tiefer liegen die Konzentrationen im Dorf.

- *Gegenüber dem freiem Feld in 500 m Distanz zur Autobahn sind die Immissionen im Siedlungsgebiet über das Jahr gesehen erhöht.* Im Hochsommer werden rund 10%, im Hochwinter aber nur 3% (!) höhere Konzentrationen gemessen. Dieses Ergebnis verblüfft, da im Winter im Dorf die Heizungsaktivitäten viel höher sind als im Sommer (vgl. auch Anteil der lokalen Quellen gemäss Abbildung 3.13) und man deshalb im Winter im Dorf eine höhere Luftverschmutzung erwartet hätte. Zwei Hypothesen, welche leider nicht direkt überprüft werden können, könnten dieses Phänomen erklären: 1.) Die Bebauung im Dorf behindert den Austausch der Luftmassen bei labilen atmosphärischen Bedingungen stärker als bei inversiven Lagen. Diese Hypothese steht in Übereinstimmung mit der Tatsache, dass im Sommer mit den labileren atmosphärischen Bedingungen auch die durchschnittlich erreichten Windgeschwindigkeiten höher sind und dass der Ablenkungseffekt eines Hindernisses bei erhöhten Windgeschwindigkeiten grösser ausfällt. 2.) Die Emissionen der NEAT-Baustelle, welche in der Nähe der Hintergrundstation statt fanden, waren im Winter höher als im Sommer.
- Zum Vergleich der Konzentrationsunterschiede von Sommer und Winter eignen sich die *Unterschiede zwischen autobahnnahen Standorten und dem Siedlungsgebiet* besser, da die Immissionen unmittelbar bei der Autobahn während des ganzen Jahres nur wenig schwanken. Im Gegensatz dazu schwanken die Konzentrationen im Hintergrund beträchtlich. Der Effekt kann auf den Karten der Abbildung 3.11 sehr schön verfolgt werden: Auf der Autobahn selbst bewegen sich die Konzentrationen im Sommer wie im Winter um rund  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die Konzentrationen im Dorf liegen im Jahresdurchschnitt bei 65% der Konzentration, welche man 10 m neben der Autobahn misst. Im Sommer liegen die Werte im Dorf bei 50% und im Winter bei bis zu 80% der Konzentrationen an der Autobahn. Die erhöhten Konzentrationen im Winter sind teils auf die Heizungsaktivitäten im Dorf, teils auf die im Winter stabileren atmosphärischen Bedingungen zurückzuführen.

Formal kann der oben in Worten beschriebene Zusammenhang wie in Formel 3.2 ausgedrückt werden. Man beachte dabei, dass der Koeffizient  $\beta_{t_i}^{(ha)}$  für jede einzelne Messperiode innerhalb der zweijährigen Messkampagne unterschiedlich ist. Der (robust berechnete) *Standardfehler für dieses statistische Modell liegt bei 7%*. Um den generellen Zusammenhang der Konzentrationen innerhalb und ausserhalb der Dorfes allgemeiner zu beschreiben, wurden diese Koeffizienten für Abbildung 3.10 und 3.11 wie für die übrigen Koeffizienten als Funktion des Monats berechnet. Das entsprechende Statistische Modell bildet die gemessenen Daten mit einem robusten Standardfehler von 14% insgesamt nur halb so gut ab, ist aber für eine generelle Aussage über das saisonale Verhalten der Konzentrationen repräsentativer<sup>12</sup>.

<sup>11</sup> Es wären auch alternative Definitionen wie z.B.  $dist(s) = 500 \text{ m}$  möglich gewesen. Die gewählte Definition  $dist(s) = 10 \text{ m}$  gibt allerdings die Saisonabhängigkeit innerhalb des Dorfgebietes besser wieder (vgl. nächster Abschnitt).

<sup>12</sup> Salopp (und mathematisch nicht ganz korrekt) formuliert, werden im repräsentativeren Modell alle Koeffizienten  $\beta_{t_i}^{(ha)}$ , welche im gleichen Monat liegen, gemittelt. Ein Hinweis darauf, dass die Emissionen aus den

Ferner sei hier nochmals darauf hingewiesen, dass der Koeffizient  $\beta_{t_i}^{(ha)}$  nicht den generellen Konzentrationsunterschied zwischen bebauter und unbebauter Fläche repräsentiert sondern denjenigen zwischen der bebauten Fläche und autobahnnahen Standorten<sup>13</sup>.

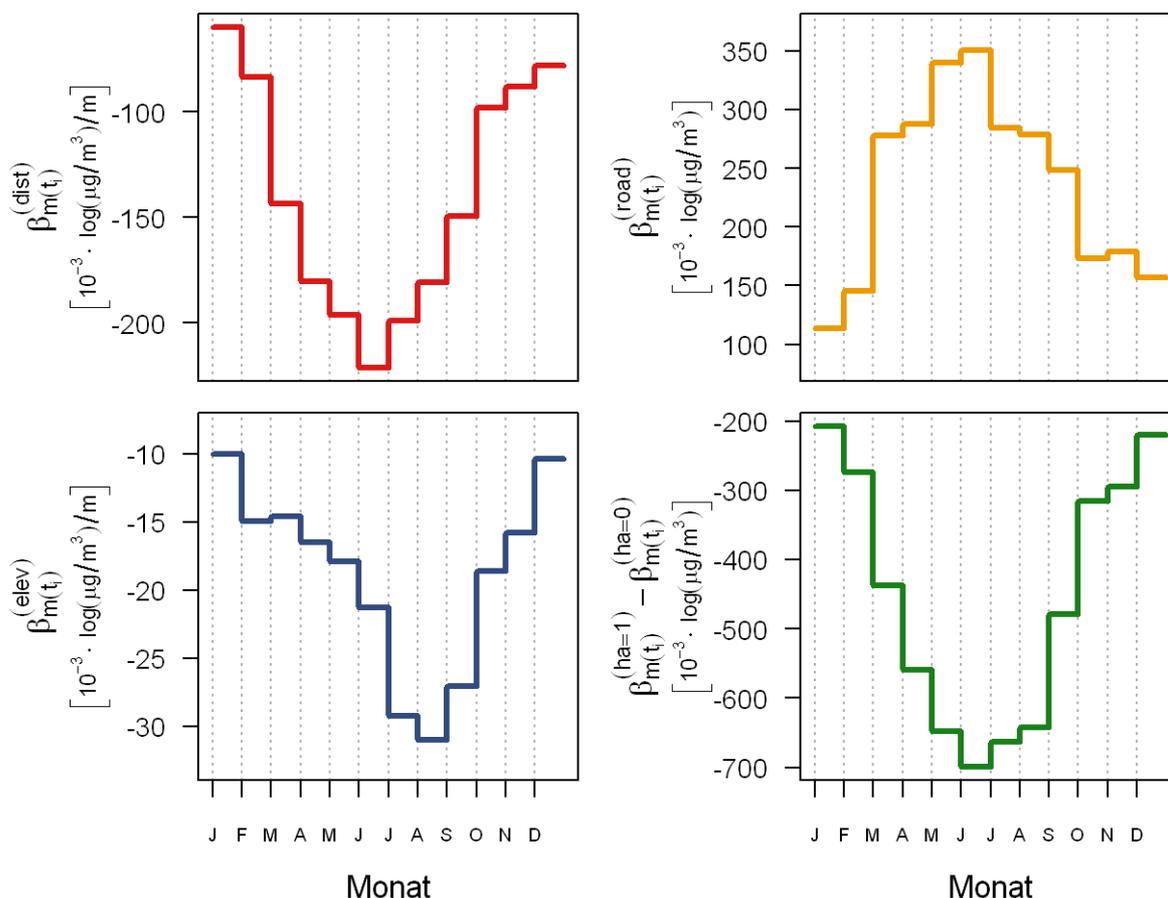


Abbildung 3.10: Grafische Beschreibung der Koeffizienten gemäss Formel 3.2. Man beachte, dass die untere Grafik rechts im Unterschied zur Formel ebenfalls als Funktion des Monats dargestellt wurde (vgl. Text).

Die in Formel 3.2 und in Abbildung 3.10 beschriebenen Koeffizienten können dazu verwendet werden, um für den Talabschnitt um Erstfeld die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen flächendeckend zu berechnen. In Abbildung 3.11 sind die Verteilungen der  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen als 14-Tagesmittel dargestellt. Man sieht deutlich, dass die Konzentrationen bei der Autobahn ganzjährig bei rund  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  liegen, während die Gebiete, welche mehr als 200 m von der Autobahn entfernt liegen, im Sommer Werte um  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  oder weniger aufweisen. An den Rändern des Tales, an welchen die Standorte bereits 30 m über dem Talgrund liegen, werden im Hochsommer nur noch Konzentrationen im Bereich von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und im Winter von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen. Im Winterhalbjahr sind häufiger länger anhaltende Inversionen zu beobachten, so dass die Emissionen von der Autobahn nur noch ungenügend verdünnt werden und

Bauaktivitäten in Zusammenhang mit der NEAT über die Messperiode nicht konstant gewesen sein könnten, liegt in der Beobachtung, dass der Koeffizient  $\beta_{t_i}^{(ha)}$  die Messdaten deutlich besser abbildet als  $\beta_{m(t_i)}^{(ha)}$ . Siehe auch Vergleich der Konzentrationen innerhalb und ausserhalb des Dorfes auf Seite 31.

<sup>13</sup> Der Trick mit der Sonderbehandlung der Distanzen innerhalb der bebauten Fläche kann statistisch auch als elegante Implementierung einer Interaktion betrachtet werden.

die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen mit zunehmender Distanz zur Autobahn nur noch langsam abnehmen. Im Dorf ausserhalb des Einflussbereiches der Kantonsstrasse werden im Hochsommer Konzentrationen im Bereich von rund  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und im Hochwinter von rund  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen. Die Emissionen der Fahrzeuge auf der Kantonsstrasse wirken sich in erhöhten Immissionswerten entlang der Strasse aus. Innerhalb des Dorfes werden entlang der Kantonsstrasse im Sommer rund  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und im Winter rund  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen.

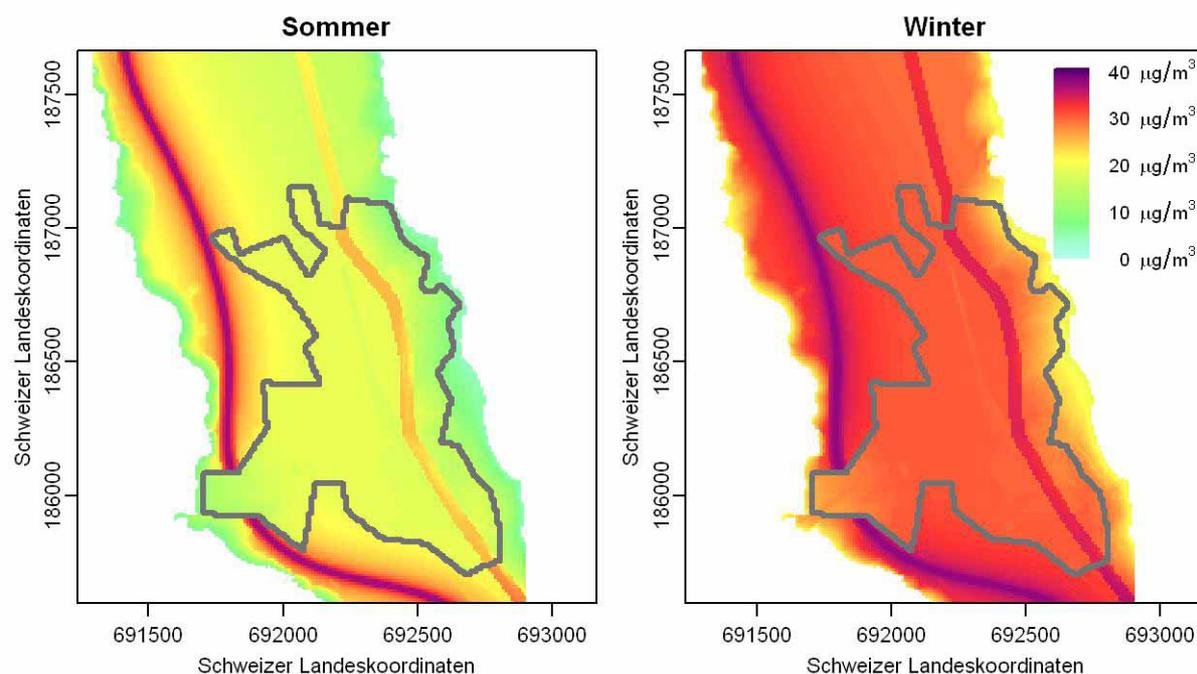


Abbildung 3.11:  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen in Erstfeld: Die obigen Abbildungen zeigen die 14-Tagesmittel von  $\text{NO}_2$  als Funktion des genauen Standorts in Erstfeld für den Hochsommer (links) und den Hochwinter. Die grau umrandete Fläche entspricht der bebauten Fläche in Erstfeld. Die violette Linie im linken Teil der farbigen Fläche entspricht jeweils der Autobahn, die gelb-orange bzw. rote Linie in der rechten Hälfte der farbigen Fläche stellt die Kantonsstrasse dar. Man beachte, dass in der südwestlichen Ecke des Siedlungsgebiets die Autobahn in einem 480 m langen Tunnel geführt wird.

### 3.4 Anteile des Verkehrs an den $\text{NO}_2$ -Immissionen im unteren Urner Reusstal

In den vorhergehenden Kapiteln konnte ein recht klares Bild davon gewonnen werden, wie die lufthygienischen Prozesse entlang der Nord-Süd-Achse ablaufen. Die Verkehrsemissionen auf der Autobahn werden in ein schlauchartiges Luftvolumen entlassen, welches die Verkehrsachse umgibt. Dieses Luftvolumen wird tagsüber talaufwärts und nachts talabwärts entlang der Autobahn befördert und laufend durch neu emittierte Abgase angereichert. Gleichzeitig dehnen sich die Emissionen vertikal in grössere Höhen aus und horizontal bis zu den Talrändern. In diese sich nach Süden bzw. Norden verschiebenden Luftmassen werden zusätzlich die Emissionen aufgenommen, welche vom lokalen Verkehr oder von stationären Quellen stammen, z.B. von Heizungsaktivitäten. Beim Umströmen von Hindernissen wie z.B.

Häusern oder Bäumen, bilden sich Verwirbelungen, welche eine zusätzliche Durchmischung der bodennahen Luft im Tal bewirken. Wenn die Luft in diesem schlauchartigen Volumen nach der letzten Emission eine genügend lange Strecke zurückgelegt hat und die Anteile der einzelnen Emissionskategorien räumlich einigermaßen gleichmässig verteilt sind, wird die Herkunft der Immissionen gerade den Anteilen der Emissionen aus den unterschiedlichen Quellen entsprechen, welche in dieses Luftvolumen entlassen wurden.

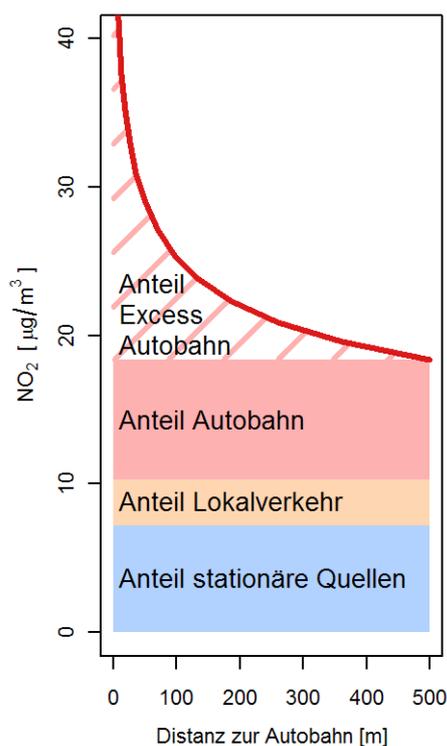


Abbildung 3.12: Berechnungsschema für Quellanteile in den gemessenen Immissionen. Die dargestellte Abklingfunktion ist typisch für die Sommermonate *ausserhalb* des Siedlungsgebietes. Vgl. neben stehender Text. Für Beschreibung der Verhältnisse im bebauten Gebiet vgl. Seite 30ff.

der Sonneneinstrahlung abhängig (und unabhängig von der Quelle!), so dass die Herkunft der  $\text{NO}_2$ -Immissionen wiederum den Quellanteilen der kumulierten  $\text{NO}_x$ -Emissionen entspricht. Somit kann der Anteil der verschiedenen Quellgruppen an den  $\text{NO}_x$ - und  $\text{NO}_2$ -Immissionen für alle Standorte berechnet werden, welche genügend weit von den Quellen entfernt liegen (vgl. Punkt in 500 m Entfernung von der Autobahn in Abbildung 3.12). Bewegt man sich bei gleich bleibender Distanz zu allen übrigen Quellen auf eine Quelle zu, so nimmt die Konzentration von  $\text{NO}_2$  (bzw.  $\text{NO}_x$ ) zu. Diese zusätzlichen Immissionen, im folgenden Excess-Konzentrationen genannt, können somit nur von dieser immer näher rückenden Quelle stammen. Je näher man an diese Quelle herangeht, um so grösser wird deren Anteil an den gemessenen Immissionen. In Abbildung 3.12 stammen diese Excesskonzentrationen bei Distanzen unterhalb von 500 m zur Autobahn ausschliesslich von der A2, da die Messungen

H1 ist von allen Standorten im flachen Teil von Erstfeld derjenige Punkt, der am weitesten von bedeutenden Emissionsquellen entfernt liegt, und wird in diesem Kontext als Hintergrundstandort bezeichnet. Bei Bergwind, d.h. vor allem Nachts, entspricht somit die Herkunft der  $\text{NO}_x$ -Immissionen bei H1 den Quellanteilen der kumulierten Emissionen südlich der Hintergrundmessstation. Bei Talwind, d.h. vor allem Tags über, entspricht die Herkunft der  $\text{NO}_x$ -Immissionen den Quellanteilen der kumulierten Emissionen nördlich der Hintergrundmessstation.

Die Konzentration von  $\text{NO}_x$  als Summe zweier chemischer Komponenten<sup>14</sup> nimmt vorwiegend durch physikalische Verdünnungsprozesse mit zunehmender Distanz zur Quelle ab.  $\text{NO}_2$  ist wie jede emittierte Schadstoffkomponente dem gleichen Prozess unterworfen. Allerdings wird ein Teil dieser Konzentrationsabnahme durch die Neu-Bildung von  $\text{NO}_2$  aus  $\text{NO}$  und  $\text{O}_3$  kompensiert. In der Regel überwiegt bei  $\text{NO}_x$ -Emissionen sogar der Anteil an  $\text{NO}$ , so dass die Konzentrationsabnahme für  $\text{NO}_2$  deutlich langsamer verläuft als für  $\text{NO}_x$ . Mit Hilfe der  $\text{NO}_2$ -Passivsammlermessungen konnte die Abnahme der  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen *auf freiem Feld* mit zunehmender Distanz zur Autobahn sehr schön gezeigt werden (Abbildung 3.9 bzw. rote Kurve in Abbildung 3.12).

Wenn alle Quellen genügend weit von einem Standort entfernt liegen, z.B. bei H1, ist das Verhältnis  $\text{NO}_2/\text{NO}_x$  nur noch von der vorliegenden aktuellen Witterung und

<sup>14</sup>  $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$

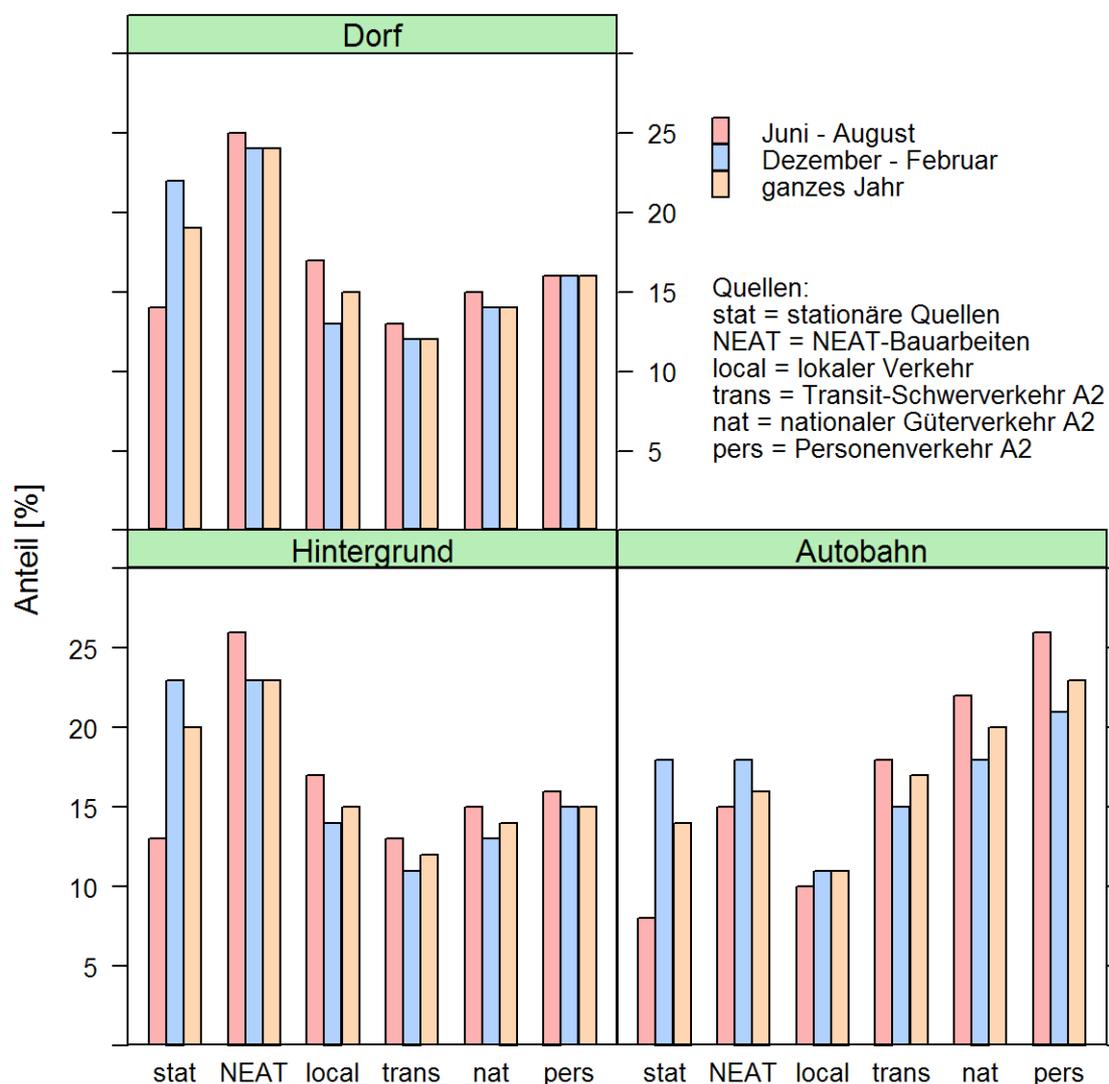


Abbildung 3.13: Anteile der verschiedenen Quellgruppen an den NO<sub>2</sub>-Immissionen in Erstfeld im Dorf, unmittelbar an der Autobahn und ausserhalb des Siedlungsgebietes in grösst möglicher Entfernung von der Autobahn. Herbst 2007 – Herbst 2009. Die Anteile, welche der Autobahn zugeschrieben werden, sind für das besiedelte Gebiet als obere Grenze zu verstehen.

in genügender Entfernung vom dicht bebauten Gebiet von Erstfeld vorgenommen worden waren.

Da die Windrichtung und damit die Herkunft der Luftpakete von Stunde zu Stunde ändern kann, wurden für die Berechnungen der Quellanteile die kontinuierlichen Messungen verwendet, welche in 30-min-Auflösung bei B1, H1 und an vier Standorten im Dorf selbst vorlagen. Pro 30-min-Wert konnte die aktuelle Windrichtung und damit das für die aktuelle Messungen relevante Emissionsgebiet der Luftschadstoffe bestimmt werden. Meteotest [1] und Infrac [2] schätzten die Emissionsanteile der verschiedenen NO<sub>x</sub>-Quellgruppen getrennt für drei Gebiete, unterschiedliche Tageszeiten, Wochentage und Monate des Jahres. Am Hintergrundstandort H1 wurde damit in 30-min-Auflösung bestimmt, wieviele ppb den

einzelnen Quellgruppen zugeordnet werden mussten. Durch Berechnung der Excess-Konzentration bei B1 im Vergleich zu H1 wurde anschliessend wiederum in 30-min-Auflösung bestimmt, wie hoch die Zusatzbelastung durch die nahen Autobahnemissionen ist<sup>15</sup>.

Im Dorf wurden die NO<sub>2</sub>-Immissionen an vier verschiedenen Orten kontinuierlich erfasst aber jeweils nur stichprobenweise. Die Analyse der NO<sub>2</sub>-Passivsammlermessungen ergab, dass die Immissionen innerhalb des flachen Teil des Dorfes unterhalb der Kantonsstrasse keine systematische Abweichungen aufwiesen, insbesondere waren die Standorte näher an der Autobahn nicht stärker belastet als die übrigen (vgl. Diskussion zur Formel 3.2). Wenn man davon ausgeht, dass keine zu starke Beeinflussung durch ganz lokale Quellen vorhanden waren, so können die vier für die kontinuierlichen Messungen ausgewählten Standorte als gleichwertig und repräsentativ für das Dorf betrachtet werden. Aus diesem Grund wurden die Messungen an den vier Messstandorten so ausgewertet als wären sie an einem einzigen repräsentativen Standort gemessen worden. Trotz dieses Kunstgriffs war jedoch auf Grund der Versuchsplanung und wegen Messausfällen keine lückenlose Messreihe vorhanden. Während rund 20% der Zeitpunkte waren im bebauten Gebiet keine Messdaten vorhanden. Es wurde deshalb ein komplexes Imputationsverfahren entwickelt, welches die fehlenden Messwerte mit Schätzungen ersetzte. Die Imputation erfolgte in fünf Schritten und wird im Anhang detailliert beschrieben. Obwohl im Dorf selbst diverse Quellen vorhanden waren wie Heizaktivitäten, lokaler Verkehr, Gewerbeaktivitäten, wurden in 44% (!) der Fälle im Hintergrund bei H1 höhere Werte gemessen als im Dorf selbst. Für die negativen Excesswerte im Dorf wurde kein systematisches Verhalten gefunden, insbesondere gab es keine typischen tageszeitlichen oder saisonalen Muster. Diese Beobachtung könnte mit zwei nicht verifizierbaren Hypothesen erklärt werden: 1.) In unmittelbarer Nähe der Hintergrundstation befand sich eine gewaltige Aushubdeponie, welche während der Messperiode in Folge des gleichzeitig statt findenden NEAT-Baus entstand. Diese Emissionen, deren genauer zeitlicher Verlauf nicht bekannt ist, könnten die Werte der Hintergrundmessung zu gewissen Zeiten in die Höhe getrieben und damit im Dorf negative Excess-Konzentrationen verursacht haben. 2.) Die Bauten im Dorf lenkten die von der Autobahn stammenden Abgaswolken teilweise in höhere Luftschichten ab und kompensierten dadurch einen Teil der Schadstoffproduktion im Dorf. Letztere Hypothese wird durch die Beobachtung gestützt, dass im Dorf kleinere Windgeschwindigkeiten gemessen wurden als auf freiem Feld, obwohl der Talquerschnitt im Dorf enger ist (vgl. Diskussion auf Seite 22).

Die im Dorf geschätzten Anteile der verschiedenen Verursacherguppen wurden deshalb analog zur Schätzung am Hintergrund berechnet. Die Schätzungen für den Anteil, welcher von der Autobahn stammt, müssen im bebauten Gebiet als Maximalwerte aufgefasst werden, da hier die Distanzen zu den lokalen Quellen im Schnitt viel geringer sind als diejenigen zur Autobahn. In Abbildung 3.13 sind die erhaltenen Resultate zusammengefasst.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass je knapp 15% der Immissionen im bebauten Gebiet und an Hintergrundstandorten aus dem Transitgüterverkehr (nur Lastwagen auf der A2), dem nationalen Güterverkehr (Lastwagen und Lieferwagen auf der A2) und dem Personenverkehr auf der A2 (Personenwagen, Busse und Motorräder) stammten. Der gesamte

<sup>15</sup> In 15% (NO<sub>2</sub>) bzw. 11% (NO<sub>x</sub>) der Fälle wurde eine (i.d.R.) leicht negative Excess-Konzentration gefunden. Dieses Phänomen ist darauf zurückzuführen, dass wir bei obigen Analysen von ideal gemischten Luftmassen ausgingen. In Tat und Wahrheit werden aber immer Luftschadstoffwolken transportiert, so dass obiges Bild nur im statistischen Mittel stimmt. Insbesondere könnten die Emissionen der NEAT-Baustelle, welche sich in der Nähe des Hintergrundstandortes befand, dazu geführt haben, dass der Hintergrundstandort ab und zu (leicht) höhere Konzentrationen als der autobahnnahe Standort aufwies. Die negativen Excess-Konzentrationen wurden bevorzugt zu Zeiten beobachtet, während welcher sich die Immissionen stark änderten.

Güterschwerverkehr auf der A2 zeichnete somit für rund 25% der Immissionsbelastung in Erstfeld verantwortlich – der Gesamtverkehr auf der A2 für rund 40%. Rund 15% der NO<sub>2</sub>-Belastung musste dem lokalen Verkehr auf der Kantonsstrasse und den Strassen im Dorfkern zugeschrieben werden. Die NO<sub>x</sub>-Emissionen aus stationären Quellen inkl. Offroad-Verkehr trugen im Sommer 15% und im Winter etwas weniger als 25% zu den NO<sub>2</sub>-Immissionen bei. Wegen vermehrter Heizaktivitäten war der Anteil der stationären Quellen im Winter zwischen 5 und 10 Prozentpunkten erhöht. Die Emissionen, welche durch Aktivitäten im Zusammenhang mit dem Bau der neuen Alpentransversale (NEAT) standen, trugen rund 25% zu den NO<sub>2</sub>-Immissionen bei. Diese Emissionen sind jedoch nur vorübergehender Natur.

Nach Abschluss der Bauarbeiten an der NEAT wird der entsprechende Emissionsanteil verschwinden, so dass bei sonst gleichen Bedingungen wie von Herbst 2007 bis Herbst 2009 die NO<sub>2</sub>-Immissionen um etwas weniger als 25% abnehmen dürften<sup>16</sup>. Gleichzeitig dürften die Anteile der übrigen Quellen an den Gesamtmissionen um rund ein Drittel ansteigen. Der Anteil, welcher auf die Emissionen des Verkehrs auf der A2 zurückzuführen sein wird, wird dann voraussichtlich bei rund 55% liegen. Der Anteil des schweren Güterverkehrs (Transit- und nationaler Güterverkehr) auf der A2 an den NO<sub>2</sub>-Immissionen beträgt nach Abschluss der NEAT-Bauarbeiten ca. 35%, der Anteil des lokalen Verkehrs rund 20% und der Anteil der stationären Quellen rund 25%.

Die Resultate für NO<sub>x</sub> werden hier nicht gezeigt. Sie sind aber mit Ausnahme des autobahn-nahen Standortes B1 innerhalb der Genauigkeit der Berechnungen identisch. Bei B1 liegt der Anteil der NO<sub>x</sub>-Immissionen, welche von der Autobahn stammt, 10%-Punkte über demjenigen für NO<sub>2</sub>. Dies ist durch die wegen der Quellennähe bei B1 stark erhöhten NO-Werte<sup>17</sup> zu erklären, welche bei der NO<sub>2</sub>-Messung nicht erfasst werden.

---

<sup>16</sup> Wenn die Gesamtbelastung an NO<sub>x</sub> abnimmt, verschiebt sich das chemische Gleichgewicht zwischen NO und NO<sub>2</sub> bei sonst gleichen Witterungsbedingungen von NO zu NO<sub>2</sub>. Damit fällt die Abnahme von NO<sub>2</sub> geringer aus als diejenige von NO<sub>x</sub>.

<sup>17</sup> Mit zunehmender Distanz der Messung zur NO<sub>x</sub>-Quelle, wird der Anteil des NO geringer, so dass sich die Aussagen für NO<sub>x</sub> und NO<sub>2</sub> angleichen.

## 4 Literatur

- [1] Bestimmung von Emissionsanteilen im untern Urner Reusstal; Thomas Künzle, Genossenschaft Meteotest; 22.6.2010, Bern
- [2] Verkehrsemissionen Urner Reusstal; Mario Keller, Infrac; 12.4.2011, Bern
- [3] Einfache Auswertungen der kontinuierlichen Messungen in Erstfeld, September 2007 – September 2009; im Auftrag des BAFU; Reto Bürgin, René Locher; IDP (ZHAW), 3.8.2010, Winterthur
- [4] Alpinfo 2009; Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK; Bundesamt für Verkehr BAV; 21.01.11

## 5 Anhang

Dieser Anhang dient der technischen Dokumentation der Arbeitsschritte, welche im Bericht nur summarisch erwähnt wurden.

### 5.1 Imputation der Immissionswerte

Die Imputation der Immissionswerte, welche vor der Berechnung der Anteile der verschiedenen Quellgruppen durchgeführt wurde, wurde in den folgenden Schritten durchgeführt:

1. Bestimmung der allgemeinen *Windrichtung* aus den Messungen bei B1 und H1, wobei nur noch in Tal- (= Nordwind) und Bergwind (= Südwind) unterschieden wurde. Wenn keine Messungen bei B1 und H1 vorhanden waren, wurde die für die Windrichtung von Altdorf<sup>18</sup> herangezogen. Wenn an keiner der drei Messstationen eine gültige Windrichtung vorhanden war, wurde die Windrichtung auf Grund der Uhrzeit und Saison bestimmt. Dazu wurden jeweils je zwei Stunden des Tages pro zwei Monate (= Zeitfenster m2h2) zusammengefasst und die fehlenden Windrichtungen mit der im entsprechenden Zeitfenster häufigeren Windrichtung ersetzt.
2. Die *Windgeschwindigkeit* wurde anschliessend aus dem Mittelwert der Werte bei B1 und / oder H1 bestimmt<sup>19</sup>. Fehlte die Windmessung an beiden Orten, so wurde analog zur Imputation der Windrichtung der Median über alle Windgeschwindigkeiten eingesetzt, welche im entsprechenden m2h2-Zeitfenster und bei gleicher Windrichtung gemessen wurde.
3. Nachdem nun lückenlose Zeitreihen für Windrichtung und -geschwindigkeit vorhanden waren, wurden die fehlenden *NO<sub>x</sub>-* und *NO<sub>2</sub>-Immissionen bei B1* mit dem folgenden Modell unter Verwendung des R-Package *mgcv* berechnet, wobei für Berg- und Talwindsituationen je ein separates Modell gerechnet wurde. Analog wurde auch mit den *NO<sub>2</sub>-Immissionen* verfahren:

```
gam(logNOx.B1 ~ s(WS,bs="tp",sp=0.05)+m2wdh2, gamma=1, dat=B1S.dat,)
```

mit

logNOx.B1 = log(NO<sub>x</sub>) bzw. log(NO<sub>2</sub>) bei B1,

WS = Windgeschwindigkeit bei B1,

m2wdh2 = Faktorvariable, welche das Zeitfenster kodiert: Es wurden jeweils 2 Monate und zwei Tagesstunden zusammengefasst und unterschieden nach Wochentag(= Mo-Fr), Samstag bzw. Sonntag. Diese Faktorvariable kodiert die Emissionsbelastung als Funktion des Wochengangs und der Saison.

4. Für die Imputation der *NO<sub>x</sub>-* und *NO<sub>2</sub>-Messwerte bei H1* wurde folgendes Modell verwendet:

```
gam(logNOx.H1 ~ s(logNOx.B1,bs="tp") +
      s(WS,bs="tp",sp=0.05) + m2h2,
      gamma=1, dat=H1S.dat)
```

mit

logNOx.H1 = log(NO<sub>x</sub>) bzw. log(NO<sub>2</sub>) bei H1,

logNOx.B1 = log(NO<sub>x</sub>) bzw. log(NO<sub>2</sub>) bei B1,

WS = Windgeschwindigkeit bei B1,

m2h2 = Faktorvariable, welche das Zeitfenster kodiert: Es wurden jeweils 2 Monate und zwei Tagesstunden zusammenge-

<sup>18</sup> Die Ausrichtung des Tales ist in Altdorf um 22° mehr nach Westen ausgerichtet als in Erstfeld. Wenn also die Windrichtung bei Erstfeld aus derjenigen von Altdorf bestimmt werden musste, so wurden zur in Altdorf gemessenen Windrichtung 22° dazu addiert.

<sup>19</sup> Die Windgeschwindigkeit von Altdorf wurde für die Imputation nicht verwendet.

fasst, analog zur Imputation der Windgeschwindigkeit.

5. Die 4 Standorte *im Dorfgebiet* wurden als ein einziger repräsentativer Standort und damit als eine einzige Zeitreihe betrachtet. Die  $NO_x$ - und  $NO_2$ -Messwerte wurden in der Folge analog wie die Immissionen an der Hintergrundstation H1 imputiert.

## 5.2 Qualität der Schätzung der Anteile der verschiedenen Quellgruppen an den Immissionen

Die Qualität der Schätzung der Anteile der verschiedenen Quellgruppen an den Immissionen hängt von den folgenden Punkten ab:

1. Genauigkeit der Schätzungen der stationären Emissionen: Die Inventare basieren auf dem aktuellen Stand der Technik. Nebst der Unsicherheit aus der Schätzung der Anzahl Quellen pro Quellgruppe müssen auch die Unsicherheiten der ihr zugeordneten Emissionsfaktoren und der zeitlichen Aktivitätsverläufe berücksichtigt werden. Für die Emissionsfaktoren musste häufig auf schweizerische Mittelwerte und für die Aktivitätsverläufe sogar auf internationale Daten zurückgegriffen werden. Die entsprechenden Auswirkungen auf die Genauigkeit der Inventare konnte deshalb innerhalb des zur Verfügung stehenden Budgets nur sehr grob abgeschätzt werden. Eine detaillierte Auflistung der Unsicherheiten findet sich im Bericht von Meteotest [1].
2. Genauigkeit der Schätzungen der Verkehrsemissionen: Die Berechnung der Emissionen basiert auf den realen Verkehrszählungen auf der A2 und der Kantonsstrasse, den Emissionsfaktoren gemäss HBEFA Version 3.1. und dem Verkehrsmodell VM-UVEK 2005. Wie bei den stationären Emissionen<sup>20</sup> kennt man nicht die Einzelemission eines Fahrzeugs sondern nur die durchschnittliche Emission pro Fahrzeugkategorie. Für die Schätzung des Transitgüterverkehrs wurde auf Alpinfo [4] zurückgegriffen, welche diese auf 60% des schweren Güterverkehrs schätzt [2]<sup>21</sup>. Somit stammt der grösste Teil der Unsicherheit bei den Verkehrsemissionen aus der mangelnden Kenntnis der Fahrzeugzusammensetzung und des individuellen Fahrverhaltens der Lenker. Gemäss Infras bewegen sich die Unsicherheiten ( $2\sigma$ ) für  $NO_x$ -Emissionen je nach Fahrzeugkategorie zwischen 20 und 40% [2].
3. Abweichungen von den Idealvorstellungen der „perfekten“ Mischung der verschiedenen Emissionsquellen: Die Berechnung der Beiträge der einzelnen Emissionsquellen an die Immissionen an einem bestimmten Standort basiert auf der Annahme, dass alle Emissionen von den Quellen bis zum Rezeptorort gleichmässig verdünnen und ideal miteinander mischen und dass die verschiedenen Quellen in der Nord-Süd-Ausrichtung im Tal gleichmässig verteilt sind. Diese Idealvorstellung ist mit Sicherheit nicht zu jedem Zeitpunkt und an jedem Standort eingehalten. Bei H1 könnte der Beitrag aus den Emissionen beim Bau der NEAT unterschätzt werden, da einige der Bauaktivitäten nur 50 m von der Messstation entfernt statt fanden. Bei den Standorten im Dorf (D1, D2, D5 und D6) werden unter obigen Annahmen tendenziell die Anteile der lokalen Emissionen unterschätzt. Ferner wurde bei der Abschätzung der Quellanteile nicht berücksichtigt, dass die Emission je nach Quelle in unterschiedlicher Höhe über Boden erfolgt. Der Einfluss dieser Abweichungen von der Idealvorstellung konnte im Rahmen dieser Arbeiten nicht näher quantifiziert werden.

<sup>20</sup> Ausgenommen sind einige weniger Grosse mittente

<sup>21</sup> In der Alpinfo 2009 wird der Anteil des Transitverkehrs am gesamten Güterverkehr auf der Strasse über den Gotthard zu 57% ausgewiesen. In unserem Bericht wurde aus Konsistenzgründen der gerundete Anteil von 60% verwendet wie dies auch Infras machte.