

Meteorologische Einflüsse auf die Luftqualität in einem verkehrsbelasteten Alpental

Klaus Schäfer (1), Johannes Vergeiner (2), Julia Wittig (2), Stefan Emeis (1), Herbert Hoffmann (1),
Esther Griesser (2), Peter Suppan (1)

(1) Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung
Forschungszentrum Karlsruhe, Kreuzeckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen
klaus.schaefer@imk.fzk.de

(2) Institut für Meteorologie und Geophysik, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck
Innrain 52, A-6020 Innsbruck

Abstract

In einer Tal-Atmosphäre wird die Luftqualität von den Industrie-, Hausbrand- und Verkehrsemissionen sowie der meteorologischen Situation beeinflusst. Bedingt durch das begrenzte Luftvolumen insbesondere bei stabiler Schichtung kann es zu sehr hohen Luftschadstoffbelastungen kommen. Die Folge sind Überschreitungen der Grenzwerte der Konzentrationen von PM₁₀ und NO₂, die von den Tochterrichtlinien 1999/30/EG und 2000/69/EG der Europäischen Union festgelegt sind.

Maßnahmen zur Minderung der Luftschadstoffbelastung sind somit dringend erforderlich. Zur Abschätzung der Wirksamkeit solcher Maßnahmen sind Messungen an repräsentativen Punkten, an denen die Auswirkungen einzelner Minderungsmaßnahmen beobachtet werden können, erforderlich.

Im Winter 2005/2006 wurden in einer Luftschadstoff-Messkampagne im Inntal bei Schwaz die räumlichen Konzentrationsverteilungen von NO₂ und NO_x (bzw. NO₂/NO_x-Verhältnisse) sowie PM₁₀ unter Einbeziehung des Messnetzes des Landes Tirol untersucht. Die Luftschadstoffe wurden in situ und mit DOAS gemessen. Die Schichtung der Tal-Atmosphäre wurde mit SODAR und Ceilometer sowie meteorologischen Messprofilen an den Hängen bestimmt.

Besonders hohe Schadstoffbelastungen wurden während beständiger Hochdruckwetterlagen erfasst. Häufig wurden deutlich geringere Belastungen in einer Station in 280 m Höhe über dem Talboden festgestellt. Die Messungen zeigen eine starke räumliche Variation der Konzentrationen von PM₁₀ und NO₂, die im Wesentlichen durch den horizontalen wie vertikalen Abstand zu den wesentlichen Emissionsquellen Autobahn und Hausheizungen zurückzuführen sind.

1. Einleitung

Die Luftqualität in einem Alpental wird neben den Industrie- und Hausbrandemissionen vor allem von den Verkehrsemissionen bestimmt. Andererseits hat die meteorologische Situation erhebliche Einflüsse auf die Verteilung und die Konzentration der Luftschadstoffe. Dies kann zu einer deutlichen Minderung der Luftqualität in den belasteten Tälern und angrenzenden Bereichen mit all ihren negativen Auswirkungen auf die touristischen Zentren und Fremdenverkehrsregionen führen.

Für die Luftqualität sind Regelungen in den Tochterrichtlinien 1999/30/EG und 2000/69/EG der Europäischen Union für die Luftschadstoffe O₃, SO₂, NO₂, NO_x, PM₁₀ und Benzol festgelegt. Insbesondere die Schadstoffe PM₁₀ und NO₂ sind derzeit im Fokus der öffentlichen Diskussion mit bereits eingeführten und in Aussicht gestellten neuen schärferen Grenzwerten ab 01.01.2010 für NO₂

(200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 dürfen nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden, Jahresmittelwert kleiner 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}) und PM_{10} (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} dürfen nicht öfter als 7-mal im Kalenderjahr überschritten werden, Jahresmittelwert kleiner 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}). Die Konzentrationen dieser Schadstoffe liegen insbesondere in verkehrsbelasteten Tälern bei stabilen Wetterlagen im Winter bereits jetzt deutlich über den geltenden Grenzwerten, so dass nur durch einschneidende Emissionsminderungsmaßnahmen die ab 2010 geltenden Grenzwerte eingehalten werden können. Hinzu kommt, dass die NO_2 -Immissionskonzentrationen durch eine wachsende Anzahl Diesel-Fahrzeuge und die Einführung moderner Kfz-Katalysatoren und -Partikelfilter weiter steigen werden, denn die Entwicklung der Kfz-Technik geht wegen der Kraftstoffeinsparungsziele weiter in diese Richtung (Carslaw, 2005).

Es ist daher dringend erforderlich, das Minderungspotential von einzelnen Maßnahmen abzuschätzen, um deren Einfluss auf den Verkehr und die ansässige Industrie zu kennen. Dazu ist die lokale Grenzwertüberschreitung der Schadstoffe zu betrachten. Die Bearbeitung dieser Fragestellung kann entweder mit Luftqualitätssimulationen oder mit messtechnischen Werkzeugen wie z.B. der Festlegung repräsentativer Punkte, an denen die Auswirkungen einzelner Minderungsmaßnahmen beobachtet werden können, bearbeitet werden.

Im Rahmen einer Luftschadstoff-Messkampagne im Inntal bei Schwaz wurden von Oktober 2005 bis Februar 2006 als Teil des EU-Projektes ALPNAP die räumlichen Konzentrationsverteilungen von NO_2 und NO_x (bzw. NO_2/NO_x -Verhältnis) sowie PM_{10} unter Einbeziehung des Messnetzes des Landes Tirol untersucht. In Bezug auf die Luftqualität (Grenzwertüberschreitungen) gilt diese Region schon seit längerem als kritischer Lebensraum.

Während der Messkampagne wurden an drei räumlich unterschiedlichen Orten meteorologische Parameter sowie Schadstoffimmissionen erfasst. Ein Hauptaugenmerk lag hier u. a. auf der Untersuchung des meteorologischen Einflusses auf die Verteilung und die Konzentration der Schadstoffe, der neben den Hauptquellen (Verkehr, Hausbrand, Industrie) eine sehr große Rolle spielt. Die Messungen wurden auch hinsichtlich der verschiedenen Abstände der Messorte zur Autobahn, der wesentlichen Emissionsquelle, analysiert. Auf der Grundlage von meteorologischen Messprofilen an den Hängen wurden Informationen über die Schichtung der Tal-Atmosphäre gewonnen und interpretiert.

2. Untersuchungsmethoden

Es wurden ein

- DOAS (Differenzielle Optische Absorptionsspektroskopie) an der Autobahn A12 bei Vomp Sende-Empfangseinheit auf einer Seite (570 m ü. NN) für NO und NO_2 mit Retroreflektoren (siehe Abbildung 1):
 - a) auf der anderen Seite der Autobahn – Messpfad quer über die Autobahn in 10 m Höhe,
 - b) an der Autobahn – Messpfad parallel zur Autobahn sowie
 - c) abseits der Autobahn – Messpfad von der Autobahn weg gerichtet,
- in situ Messgeräte auf dem Talboden bei Schwaz (47°20' N / 11° 41' E / 540 m ü. NN) für NO , NO_x , CO , O_3 und PM_{10} sowie am Südhang (NO , NO_x , Arzberg, 720 m ü. NN) sowie

- Wetterstationen und

- ein SODAR und ein Ceilometer zur Erfassung der Schichtung der Atmosphäre (540 m ü. NN) eingesetzt. Die Entfernung zwischen den Messungen an der Autobahn A12 und dem Messstandort bei Schwaz sind ca. 800 m. Die Abbildung 2 zeigt die Anordnung dieser Messsysteme auf einer Landkarte.

Die Luftbelastungen durch Emissionen in einem Gebirgstal werden durch den geringen Luftmassenaustausch und geringe Windgeschwindigkeiten verschärft. Besonders hohe Luftschadstoffkonzentrationen treten bei stabiler atmosphärischer Schichtung auf, was häufig im Winter auftritt. Dadurch entstehen Grenzwert-Überschreitungen bei PM_{10} und/oder NO_2 , die von den Messnetzen erfasst werden müssen.

Das DOAS liefert längengemittelte NO - und NO_2 -Konzentrationen über Pfadlängen von ca. 120 m (OPSIS, 1997; Schäfer et al., 2005). Eine der Stationen des Messnetzes des Landesumweltamt Tirol – LÜT ist direkt an der Autobahn A 12 (3 m Abstand, 560 m ü. NN) unterhalb des DOAS-Pfades a) installiert. Mit dem SODAR (Sound Detection and Ranging) werden vertikale Profile des Windes und der Turbulenz und mit dem Ceilometer (Mini-LIDAR – Light Detection and Ranging) vertikale Profile der optischen Rückstreuung gewonnen. Die verschiedenen Messinstrumente wurden am Beginn bzw. Ende der Messkampagne untereinander und mit den Stationsmessungen des Messnetzes verglichen (Schäfer et al., 2006).

Für die Analyse der Emissionen standen Hausbranddaten aus der monatlichen Berechnung der Heizgradtage (HGT) von den angrenzenden Ortschaften und die Verkehrszahlen des gesamten Verkehrs der Autobahn an der Zählstelle Vomp/Raststätte A12 zur Verfügung.

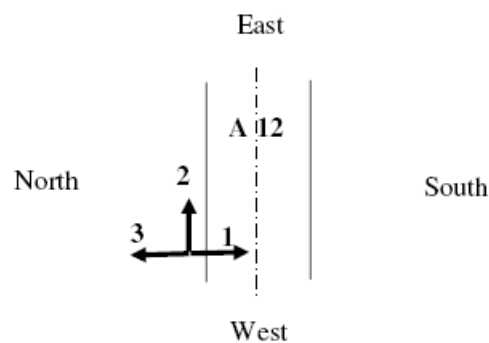


Abbildung 1: Lage des DOAS-Messpfades quer (Tr1), parallel (Tr2) und abseits der Autobahn A12 (Tr3) bei Vomp.

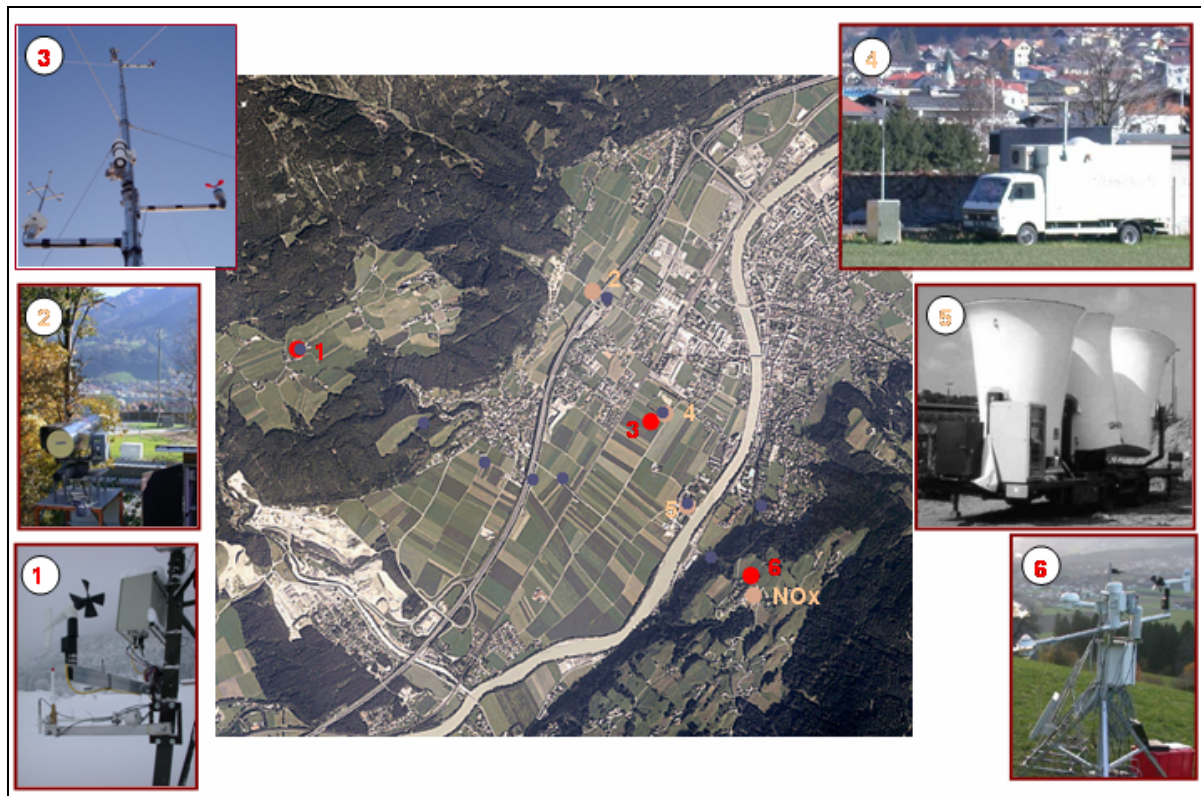


Abbildung 2: Untersuchungsgebiet Schwaz / Vomp und Anordnung der Messinstrumente. Der Inn und die Autobahn A12 (nahe dem Nordhang) sind dargestellt. Die Bilder stellen im Uhrzeigersinn von unten nach oben dar: (1) Automatische Wetterstation an einem Mast, (2) Sende-Empfangeinheit des DOAS, (3) 10 m Mast mit automatischer Wetterstation, (4) Messwagen mit in situ Instrumenten für NO/NO_x, CO, O₃ und PM₁₀, (5) SODAR and (6) Automatische Wetterstation auf einem Dreibein. An Station 5 wird das Ceilometer eingesetzt. Die blauen Kreise markieren die Standorte für die NO₂-Passivsammler.

3. Ergebnisse

3.1 Meteorologische Einflüsse

Die Klimatologie während dieser Messkampagne war sehr untypisch. Im Vergleich zum 10-jährigen Mittel wichen die Monatsmittelwerte der Temperatur November 2005 bis Februar 2006 um -1 °C bis -4 °C ab. Zudem war dieser Winter von einer früh gebildeten und lang anhaltenden Schneedecke (November 2005 bis März 2006) geprägt und durch beständige Hochdruckperioden, die bis zu 10 Tagen anhielten, charakterisiert. Dadurch wurden hohe Belastungen und Grenzwertüberschreitungen von NO₂ und PM₁₀ begünstigt. Auch kurzfristige Überschreitungen wurden beim NO₂ beobachtet. CO und O₃ lagen nie oberhalb des Grenzwertes. In der Tabelle sind die Abweichungen der monatlichen Mittelwerte der Schadstoffe des Winters 2005/2006 zum 5-jährigen Mittel (2000 bis 2004/2005 bzw. 2001 bis 2004/2005 für PM₁₀) bei Vomp (Station Land Tirol) dargestellt.

Tabelle: Abweichungen der monatlichen Mittelwerte der Schadstoffe des Winters 2005/2006 zum 5-jährigen Mittel (2000 bis 2004/2005 bzw. 2001 bis 2004/2005 für PM₁₀) bei Vomp (Station Land Tirol). Mittelwerte des CO bei Kramsach/Angerberg (Station Land Tirol, 5-jähriges Mittel) und in situ Messungen bei Schwaz für Winter 2005/2006.

	NO _x	NO ₂	NO	PM ₁₀	CO	O ₃
November 2005	357.5 (+2.1)	70.8 (+18.2)	221.1 (-6.1)	35 (+5.1)	0.5 (-21.9)	12 (-28.6)
Dezember 2005	392.7 (-0.6)	87.9 (+21.2)	224.6 (-12.4)	43 (+8.3)	0.6 (-33.3)	16 (+21.2)
Januar 2006	562.8 (+35.7)	126.0 (+50.4)	321.8 (+35.7)	66 (+53.8)	0.8 (-20.0)	14 (-14.1)

Der überdurchschnittliche prozentuelle Zuwachs der NO₂-Konzentrationen in allen Monaten ist sowohl auf den ständig steigenden Schwerlastverkehr als auch auf die gestiegenen NO₂-Emissionen der neueren Dieselmotoren zurückzuführen.

Anhand von Fallbeispielen mit Betrachtung der Wetterlagen, der Windverhältnisse und der Schichtung, wurde bei Föhn, bei Frontdurchgang und bei stabilen Hochdruckwetterlagen die Emissionssituation analysiert und beide Standorte miteinander verglichen. Zumeist wurden deutlich geringere NO₂-Konzentrationen in Arzberg festgestellt. Diese Konzentrationsunterschiede waren am größten, je stärker die Temperaturinversion in der Atmosphäre war. Andererseits wurde in Arzberg ein spürbarer Einfluss der Belastung des Talbodens beim Aufbrechen der stabilen Schichtung am Nachmittag erfasst.

Der Durchgang einer Kaltfront hingegen führte zu guter Durchmischung der Tal-Atmosphäre und folglich gleich hohen Werten an beiden Stationen (Abbildung 3, z.B. 5. - 9. Dezember 2005).

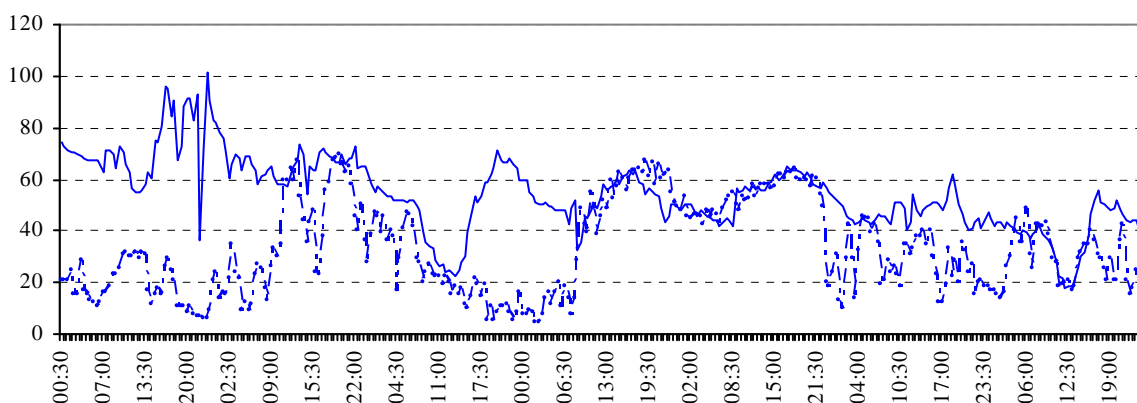


Abbildung 3: 2. Dezember 2005, 00:30 MEZ bis 9. Dezember 2005, 00:00 MEZ, Halbstundenwerte von NO₂ [µg/m³] bei Schwaz (durchgezogen) und in Arzberg (gestrichelt).

Um die meteorologischen Einflüsse und die Einflüsse der Schadstoffemissionen auf die Schadstoffbelastung differenzieren zu können, wurden u. a. Korrelationen von meteorologischen Parametern (Temperatur, Windgeschwindigkeit, -richtung und Niederschlag) mit Konzentrationen der

Schadstoffe untersucht. Generell zeigen hier Temperatur und Windgeschwindigkeit mit NO_x , PM_{10} und CO nahezu signifikante Ergebnisse, was sich durch die tieferen Temperaturen während stabiler Wetterlagen und die Durchmischung bei hohen Windgeschwindigkeiten erklären lässt (siehe Abbildung 4).

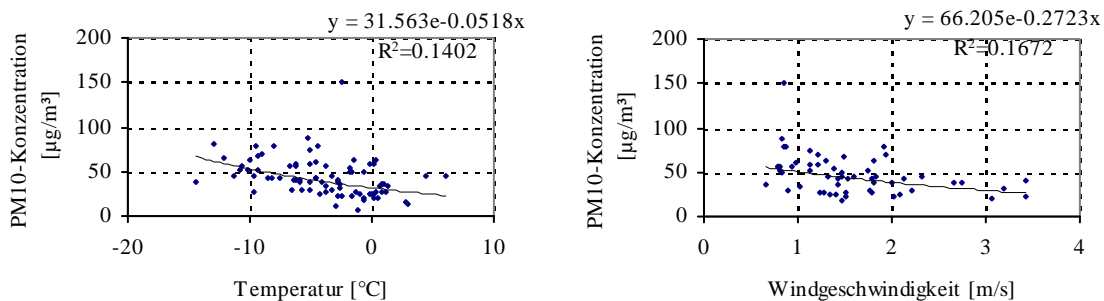


Abbildung 4: PM_{10} -Konzentration mit Temperatur (links) und Windgeschwindigkeit (rechts) bei Schwaz von November 2005 bis Februar 2006, Tagesmittelwerte.

Für eine Abschätzung des Einflusses der Wetterlage auf die Schadstoffbelastung bei Schwaz wurde mit Hilfe der Wetterlagenklassifikation nach Steinacker jeder einzelne Tag nach seiner Anströmung im 850-hPa-Niveau (Berliner Wetterkarten) charakterisiert. Wie erwartet treten die höchsten Konzentrationen bei gradient-schwachen Hochdruckwetterlagen auf. Die geringsten Konzentrationen konzentrieren sich bei Wetterlagen mit variablen Bedingungen, wie man sie bei Frontpassagen vorfindet (siehe Abbildung 5). Erwähnenswert, dass auch bei Süd, also potentieller Föhnlage, sehr hohe Belastungen aufgetreten sind. Wenn der Föhn nicht ins Tal durchbricht, verstärkt er über der bodennahen Kaltluft die Inversion!

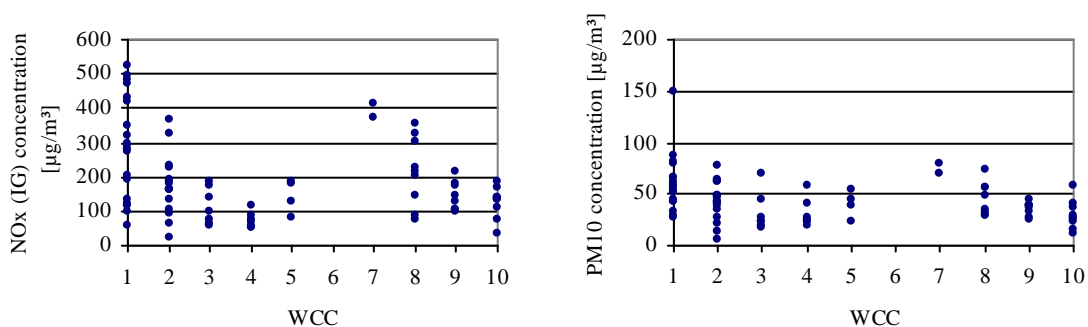


Abbildung 5: Vergleich der Tagesmittelwerte von NO_x und PM_{10} bei Schwaz mit der Wetterlagenklassifizierung (WCC) nach Steinacker (1: gradient-schwach, 2: variabel, 3: Nord, 4: Nordost, 5: Ost, 6: Südost, 7: Süd, 8: Südwest, 9: West, 10: Nordwest).

NO_x wird besonders stark durch den schweren LKW-Verkehr beeinflusst. Die Änderungen des mittleren Tages- und Wochenganges des Verkehrsaufkommens sind proportional zu den Änderungen des NO_x und des NO.

Einen guten Zusammenhang erkennt man zwischen der positiven Änderung der PM₁₀-Konzentration (+53,8 %, aus der Tabelle) und dem starken Anstieg der HGT mit einem Maximum im Januar 2006 (+29.6 % im Vergleich zu einem 10-jährigen Mittel). Hier gibt es auch eine positive Änderung des Schwerlastverkehrs mit seinen Dieselruß-Partikel-Emissionen.

3.2 Räumlich Variation der Schadstoffbelastung

In Abbildung 6 sind die Messergebnisse des DOAS für NO parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den Messungen quer über die Autobahn (Tr1) entsprechend für die Messungen abseits zur Autobahn (Tr3) dargestellt. Die entsprechenden Darstellungen für die NO₂-Konzentrationen sind in Abbildung 7 gezeigt. Die Abbildungen zeigen eine leichte Abnahme der NO₂-Konzentrationen mit zunehmender Entfernung von der Autobahn (Korrelationskoeffizient R² ca. 80 % und Gradient ca. 0,85), während die NO-Konzentration deutlich abnimmt (Korrelationskoeffizient R² ca. 50 % und Gradient ca. 0,6). Die NO- und NO₂-Konzentrationen sind somit im Wesentlichen von den Emissionen, d.h. der Verdünnung, sowie der NO₂-Bildung aus NO (NO₂-Zunahme, NO-Abnahme) bestimmt. Somit zeigt sich in der Umgebung einer einzelnen Quelle mit wachsender Entfernung bzw. zunehmendem „Luftalter“ eine Zunahme des NO₂/NO-Konzentrationsverhältnisses. Diese unterschiedliche Entfernungsabhängigkeit der NO- und NO₂-Konzentrationen von der Emissionsquelle liegt ebenfalls bei den Messungen am Standort Schwaz gegenüber den DOAS-Messungen quer über die Autobahn (siehe Abbildung 8) vor. Allerdings sind die Verhältnisse bei ähnlichen Werten der Korrelationskoeffizienten R² und der Gradienten umgekehrt gegenüber der Betrachtung der Konzentrationen der drei DOAS-Messpfade, denn die NO₂-Konzentrationen nehmen nun deutlich stärker ab als die NO-Konzentrationen. Die gleichen Ergebnisse liegen bei der Verwendung der Messnetz-Station an der Autobahn A12 vor. Dieser Unterschied ist durch die relativ schnelle NO_x-Chemie zu erklären, d.h. die NO₂-Bildung vor allem in der Nähe der Emissionsquelle. Weiterhin werden die Messungen in Schwaz von weiteren NO-Emissionen aus der Nähe beeinflusst, wie z.B. Hausbrand in Schwaz (der im Gegensatz zum Straßenverkehr weniger NO₂-Emissionen verursacht).

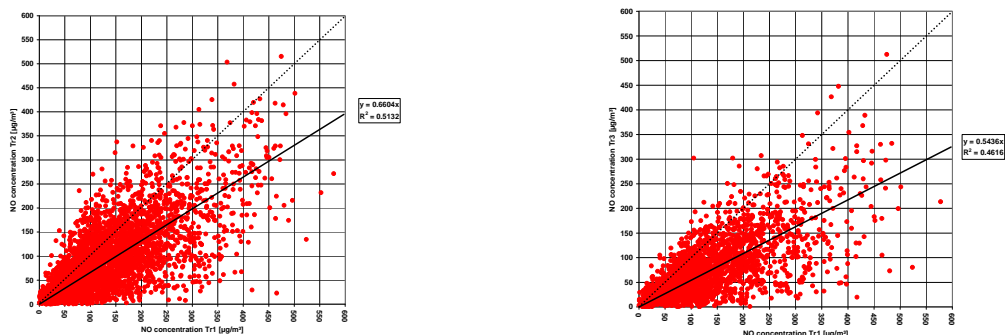


Abbildung 6: Links: NO-Konzentrationen parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den NO-Konzentrationen quer über die Autobahn (Tr1). Rechts: NO parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den NO-Konzentrationen abseits zur Autobahn (Tr3). Eine 1 : 1 Linie (gepunktet) und eine lineare Regressionskurve sind jeweils eingetragen.

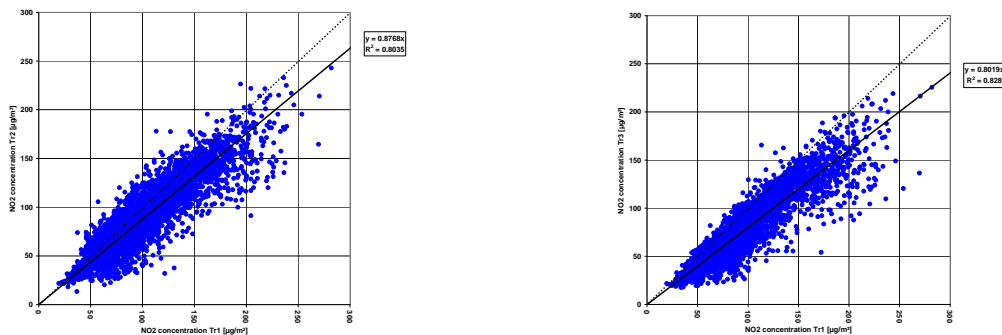


Abbildung 7: Links: NO₂-Konzentrationen parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den NO₂-Konzentrationen quer über die Autobahn (Tr1). Rechts: NO₂ parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den NO₂-Konzentrationen abseits zur Autobahn (Tr3). Eine 1 : 1 Linie (gepunktet) und eine lineare Regressionskurve sind jeweils eingetragen.

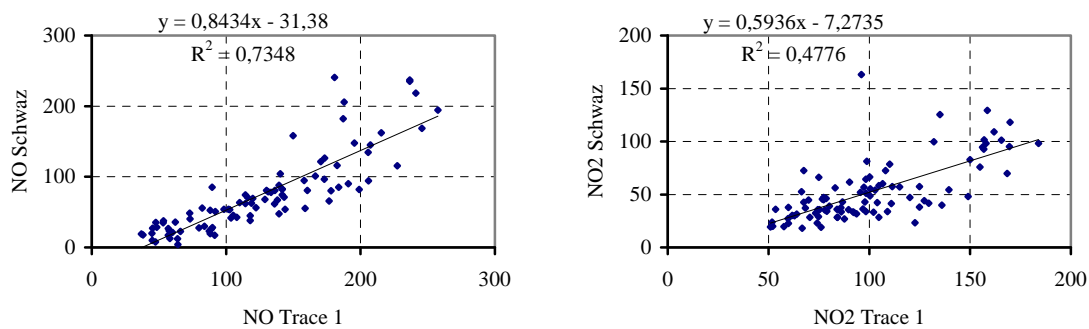


Abbildung 8: Links: Tagesmittelwerte der NO-Konzentrationen an der Station bei Schwaz in Abhängigkeit von den NO-Konzentrationen quer über die Autobahn (Tr1). Rechts: Tagesmittelwerte der NO₂-Konzentrationen an der Station bei Schwaz in Abhängigkeit von den NO₂-Konzentrationen quer über die Autobahn (Tr1).

4. Zusammenfassung

Die Korrelationen zwischen Luftbelastung und Luft-Temperatur bzw. Windgeschwindigkeit sind normalerweise gering. Sie erreichen die höchsten Werte während Föhn und Kalt-Front-Durchgängen. Niedrige Temperaturen am Talboden zeigen im Winter eine stabile Schichtung an und sind häufig mit erhöhten Luftschadstoff-Emissionen verbunden. Hohe Windgeschwindigkeiten verursachen niedrige Luftschadstoff-Konzentrationen, da diese zu einer guten Durchmischung und Verdünnung von Luftschadstoffen führen.

Stabile Schichtung hat einen enormen Einfluss auf die Immission am Talboden und am Hang.

Eine relativ starke räumliche Variation der Luftschadstoff-Konzentrationen quer zum Tal wurde gefunden, da die Autobahn die dominierende Emissionsquelle für NO_x und die Hausheizungen die dominierende Emissionsquelle für PM₁₀ sind. Die typischen winterlichen NO₂-Konzentrationen sind direkt an der Autobahn 50 – 200 µg/m³, bei Schwaz: 10 – 100 µg/m³ und bei Arzberg: 10 – 50 µg/m³.

Die Messstelle bei Schwaz ist repräsentativ für die Luftbelastung am Talboden. Die Messstation an der Autobahn ist dominiert von den Emissionen des Verkehrs. Die Messstelle Arzberg ist bei stabilen

Wetterlagen oberhalb der bodennahen Mischungsschicht und damit während dieser Situationen nicht von den Emissionen im Tal belastet.

Generell beeinflussen sowohl Emissionen als auch die meteorologischen Verhältnisse die Luftqualität. Eine stagnierende Hochdruckperiode, wie sie über mehrere Tage im Januar stattfand, führt zu einem Anstieg der Luftschadstoff-Konzentrationen von Tag zu Tag am Talboden und wird erst durch eine generelle Wetteränderung, wie z.B. einen Frontdurchgang, beendet.

5. Danksagung

Wir danken der Europäischen Kommission für die Förderung der Arbeiten des Projektes ALPNAP (<http://www.alpnap.org/>) des Programms "Interreg III B Alpine Space". Wir danken Friedrich Obleitner, Carsten Jahn und Andreas Krismer für die gute Zusammenarbeit.

6. Literatur

ASFINAG, Autobahnen- und Schnellstraßen-Finanzierungs-Aktiengesellschaft, Innsbruck.

FU Berlin, *Berliner Wetterkarten*, Institut für Meteorologie, Freie Universität Berlin.

Carlaw, D.C.: Evidence of an increasing NO₂/NO_x emissions ratio from road traffic emissions. *Atmos. Environ.* 39 (2005), 4793-4802, doi: 10.1016/j.atmosenv.2005.06.023.

OP SIS, *DOAS User Guide*, OP SIS AB, Furulund, Schweden, 1997.

Samoli, E., Aga, E., Touloumi, G., Nisiotis, K., Forsberg, B., Lefranc, A., Pekkanen, J., Wojtyniak, B., Schindler, C., Niciu, E., Brunstein, R., Dodic Fikfak, M., Schwartz, J., Katsouyanni, K.: Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: an analysis within the APHEA project. *European Respiratory Journal* (2006), doi: 10.1183/09031936.06.00143905.

Schäfer, K., S. Emeis, H. Hoffmann, C. Jahn, W.-J. Müller, B. Heits, D. Haase, W.-D. Drunkenmölle, W. Bächlin, H. Schlünzen, B. Leidl, F. Pascheke, M. Schatzmann, Field measurements within a quarter of a city including a street canyon to produce a validation data set. *Int. J. Environment and Pollution* 25 (2005), 201-216.

Schäfer, K., Hoffmann, H., Emeis, S., Wittig, J., Vergeiner, J.: Highway emission study by DOAS within the Inn valley near Innsbruck. In: *Remote Sensing of Clouds and the Atmosphere XI*, James R. Slusser, Klaus Schäfer, Adolfo T. Comeron (eds.), Proceedings of SPIE, Bellingham, WA, USA, Vol. 6362 (2006), 63621G-1, doi: 10.1117/12.690760.

Schäfer, K., Emeis, S., Hoffmann, H., Jahn, C.: Influence of mixing layer height upon air pollution in urban and sub-urban area. *Meteorol. Z.* 15 (2006), 647-658, DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0116.

Schönwiese, C.-D.: *Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler*, 3. Auflage, Gebrüder Bornträger Berlin Stuttgart, 2003.

Steinacker, R.: *Eine ostalpine Strömungslagenklassifikation*, Institut für Meteorologie und Geophysik, Universität Wien, Österreich.

Zentralanstalt für Meteorologie und Geophysik ZAMG, *Jahresbücher*, www.zamg.ac.at.