

**Forschungszentrum Karlsruhe**  
in der Helmholtz-Gemeinschaft

**Wissenschaftliche Berichte**  
FZKA 7300



**Fachtagung des Fachausschusses  
Umweltmeteorologie der  
Deutschen Meteorologischen Gesellschaft**

**24. bis 26. April 2007,  
Garmisch-Partenkirchen**

**Ausführliche Vortragszusammenfassungen**

**S. Emeis (Hrsg.)**

**Institut für Meteorologie und Klimaforschung**

**April 2007**



**Forschungszentrum Karlsruhe**

**in der Helmholtz-Gemeinschaft**

**Wissenschaftliche Berichte**

**FZKA 7300**

**METTOOLS<sup>VI</sup>**

**Fachtagung des Fachausschusses Umweltmeteorologie  
der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft**

**24. bis 26. April 2007 in Garmisch-Partenkirchen**

**Ausführliche Vortragszusammenfassungen**

**Stefan Emeis (Hrsg.)**

**Institut für Meteorologie und Klimaforschung**

**Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe  
2007**

Ausrichter:  
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH,  
Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Bereich Atmosphärische Umweltforschung

Die Fachtagung wird dankenswerterweise von der  
Deutschen Meteorologischen Gesellschaft (DMG) finanziell und  
von der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN  
technisch unterstützt.

#### Wissenschaftliches Programmkomitee

Stefan Emeis  
Werner-Jürgen Kost  
Helmut Mayer  
Ulrich Reuter

Garmisch-Partenkirchen  
Gerlingen  
Freiburg  
Stuttgart

Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor,  
er nimmt ausführlichere Publikationen in begutachteten Zeitschriften nicht vorweg.

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH  
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe

Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft  
Deutscher Forschungszentren (HGF)

ISSN 0947-8620

urn:nbn:de:0005-073000

## Inhalt

1.1	Jutta Holst, Helmut Mayer, Thomas Holst Uni Freiburg/Uni Lund (S)	Auswirkungen meteorologischer Austauschparameter auf PM10-Tagesmittelwerte	1
1.2	Stephan Weber, ..., Konradin Weber, ... Uni Duisburg-Essen/FH Düsseldorf	Untersuchung der Kopplung von Partikelmassenkonzentrationen zwischen einer stark befahrenen Straßenschlucht und einem angrenzenden Innenhof	4
1.3	T. Litschke, Wilhelm Kuttler Uni Duisburg-Essen	Über die Filterung von Partikeln durch Vegetation – ein Literaturüberblick	5
1.4	Julia Wittig, Klaus Schäfer et al. Uni Innsbruck/FZK IMK-IFU Garmisch	Meteorologische Einflüsse auf die Schadstoffbelastung im Inntal bei Schwaz	8
1.5	R. Lazar, D. Eckart Uni Graz	"Kältepole" in der Steiermark und deren Relevanz für die Raumplanung	11
1.6	Fazia Ali Toudert, Helmut Mayer, CSTB Marne-la-Vallée/Uni Freiburg	Rückwirkungen des Designs von Straßenschluchten auf den thermischen Komfort von Menschen	14
1.7	Matthias Türk, Stefan Emeis FZK IMK-IFU Garmisch	Wind- und Turbulenzparameter in der Deutschen Bucht - Auswertung der Daten von der FINO1-Plattform	17
1.8	Arne Spekat, Frank Kreienkamp, Wolfgang Enke Climate + Environment Consulting GmbH Potsdam	Statistische Regionalisierung von Klimaszenarios für das 21. Jahrhundert mit Schwerpunkt auf umweltrelevanten Indikatoren	20
1.9	Lutz Katschner, Edward Ng Uni Kassel/Chinese Uni Hong Kong	Bewertung der Belüftungsverhältnisse Hong Kongs zur Verbesserung der thermischen Komponente des Stadtklimas	23
1.10	Stefan Emeis, Klaus Schäfer, Peter Suppan FZK IMK-IFU Garmisch	Beobachtung von Wind- und Turbulenzprofilen in der städtischen Wärmeinsel mit Fernerkundungsverfahren	26
1.11	Klaus Schäfer, S. Emeis, H. Hoffmann, C. Jahn FZK IMK-IFU Garmisch	Bestimmung der bodennahen räumlichen Verteilung von Schwebstaubkonzentrationen mittels Satellitenbildern (ICAROS-NET-Plattform)	29
2.1	Ulrich Reuter, Jürgen Baumüller Stadt Stuttgart	Stuttgart atmet auf - "Eine Großstadt kämpft gegen die Luftschadstoffbelastung"	32
2.2	Georg Ludes, Björn Siebers, Fred Weber Stadt Hagen/simuPLAN Dorsten	"Immissionsabhängige dynamische Verkehrslenkung" im Rahmen der Luftreinhalteplanung am Beispiel der Stadt Hagen	35
2.3	Wolfgang Bächlin, ..., M. Struschka, ..., A. Trukenmüller Lohmeyer/Uni Stuttgart/Umweltbundesamt Dessau	Tool für die Planung zur Abschätzung der Luftbelastung in Wohngebieten auf Grund verstärkter Verfeuerung fester Biomasse	38
2.4	Tim Böhme ANECO GmbH & Co. Mönchengladbach	Diffuse Emissionen von Feinstaub (PM10) beim Umschlag von Schüttgütern am Beispiel von Steinkohle	41
2.5	Alexander Podesser, Hannes Rieder ZAMG Wien	Tagesgang der vertikalen Feinstaubverteilung in Graz und Immissionsprognose mit numerischen Wettermodellen	44

## VI

2.6	Elke Sähn, Matthias Klingner Fraunhofer IVI Dresden	Modellgestützte Bewertung der Wirkung ordnungsrechtlicher Maßnahmen auf die Feinstaubbelastung	47
2.7	Jost Nielinger, W.-J. Kost, J. Bläsing, J. Namyslo iMA Richter&Röckle Gerlingen/DWD St.+Offenb.	Ergebnis-Variabilität aufgrund Verwendung unterschiedlicher Eingangsdaten eines Mess- standortes: Wie genau ist ein repräsentatives Jahr	50
2.8	Joachim Namyslo Deutscher Wetterdienst Offenbach	Verfahren für eine "virtuelle Windmessstation" und erste Ergebnisse	53
2.9	Jürgen Baumüller, Ulrich Reuter Stadt Stuttgart	Stufen der räumlichen Planung in Deutschland in Bezug auf stadtklimatische Belange	56
2.10	Michael Bruse, C. Drey, H. Mayer, L. Katschner Uni Bochum/Uni Kassel/Uni Freiburg/Uni Kassel	Verbundprojekt KLIMES - Planerische Strategien und städtebauliche Konzepte zur Reduzierung von Hitzestress in Städten bei klimatischen Extremen	59
2.11	Rainer Kunka Thüringer Landesanstalt f. Umwelt u. Geol., Jena	Regionalklima in Thüringen - was der Klimawandel dabei bewirken kann	62
2.12	Meinolf Kossmann, Joachim Namyslo Deutscher Wetterdienst Offenbach	Bestimmung der effektiven aerodynamischen Rauhigkeitslänge aus Windmessungen	65
2.13	Anna Mahlau, V. Diegmann, U. Hartmann IVU Umwelt GmbH Freiburg/LANUW Essen	Internetservice für ein landesweites kommunales Screening der Luftschadstoffsituation nach aktuellen EU-Richtlinien	68
2.14	Frank Braun, C.-J. Richter, N. von der Pütten iMA Richter&Röckle Freiburg/HLUG Wiesbaden	Anlagenbezogene Emissionsmodellierung für Staub und Ausbreitungsrechnung nach TA Luft: Vergleich mit Messungen	71
2.15	Hans-Christian Höfl, Jost Nielinger iMA Richter&Röckle Freiburg/Gerlingen	Berücksichtigung von Inversionswetterlagen in Immissionsprognosen nach TA Luft	74
3.1	J. Eichhorn, A. Kniffka Uni Mainz	Eine verbesserte Version des Modells MISKAM – Evaluation nach VDI-Richtlinie 3783-9	75
3.2	Lina Neunhäuserer, Uwe Hartmann IVU Umwelt GmbH Freiburg/LANUV NRW Essen	Einsatz der Datenassimilation bei der flächenhaften Darstellung von Messnetzdaten	78
3.3	Uwe Hartmann, Ulf Janicke LANUV NRW Essen/Büro Janicke Meersburg	Vergleich von gemessenen und berechneten Windgeschwindigkeitsfluktuationen und die Auswirkungen auf Geruchsimmissionsprognosen	81
3.4	Markus Mast, Peter Suppan, Renate Forkel FZK IMK-IFU Garmisch	Pre-processing Tool mit Schnittstellen zur graphischen Darstellung von Zwischenkonvertierungsschritten und Zielformatierung von Emissionsdaten	84
3.5	Thomas Flassak, H. Lorentz, A. Lohmeyer Lohmeyer Karlsruhe/Lohmeyer Radebeul	Berechnung synthetischer Windrosen mit Hilfe des prognostischen mesoskaligen Modells METRAS-PC	87
3.6	Markus Hasel, J. Nielinger, U. Corsmeier iMA Richter&Röckle/FZK IMK-TRO KA	Darstellung konvektiver Grenzschichten im TA Luft- Modell und die Realität in Messungen	90
3.7	Karl-Heinz Enderle, Claus-Jürgen Richter iMA Richter&Röckle Freiburg	Anwendung von Rechteckgittern und Radialgittern bei der Ermittlung von Geruchsimmissionen: Eine kritische Gegenüberstellung	93

## VII

3.8	Wolfram Bahmann, Georg Ludes ArguMet Mechnich/simuPLAN Dorsten	Verschattung durch Kühlturmschwaden – Modell- konzept und Ergebnisse von Beispielrechnungen - Simulationsmodell SPLaSh -	94
4.1	Barbara Hennemuth, Hans-Jürgen Kirtzel Ber. Meteorol. Hamburg/METEK GmbH Elmshorn	Bestimmung der Grenzschichthöhe mit Sodar / RASS	97
4.2	Johannes Vergeiner, S. Emeis, E. Griesser, F. Obleitner Uni Innsbruck/FZK IMK-IFU Garmisch	Was sagen uns verschiedene Messsysteme über den vertikalen Luftaustausch in einem Alpental im Winter	100
4.3	Stefan Emeis, ..., C. Münkkel, J. Vergeiner, ... FZK IMK-IFU Garmisch/Väisälä GmbH/Uni Innsbr.	Bestimmung der Mischungsschichthöhe mit Fernerkundungsverfahren	103
4.4	Dominika Ptak, Wilhelm Kuttler Uni Duisburg-Essen	Mobile Messungen der bodennahen CO2 Konzentrationen in zwei unterschiedlich reliefierten Städten in NRW	106
4.5	Christoph Münkkel Vaisala GmbH Hamburg	Einsatzmöglichkeiten eines Laser-Ceilometers in der Umweltmeteorologie	109
4.6	Friedl Obleiter et al. Uni Innsbruck	MOMAA (Automatische Wetterstation)	112
5.1	Volker Diegmann, Uwe Hartmann IVU Umwelt GmbH Freiburg/LANUV NRW Essen	Qualitätssicherung in der Ausbreitungsrechnung – Validierung eines Screeningmodells	113
5.2	Klaus Schäfer, ..., Johannes Vergeiner, ... FZK IMK-IFU Garmisch/Uni Innsbruck	Repräsentativität von Messstation für die Überwachung der Luftqualität in einem verkehrsbelasteten Alpental	116
5.3	Werner-Jürgen Kost, J. Nielinger, M. Hasel iMA Richter&Röckle GbR Stuttgart	Qualitative Mindestanforderungen und Prüfliste an meteorologische Daten zur Anwendung im Rahmen von Immissionsprognosen	119
5.4	J. Nielinger, W.-J. Kost, U. Hartmann, M. Hölscher iMA Richter&Röckle/LANUV NRW Essen	Geländesteigungen zwischen 1:7 und 1:1 in Genehmigungsverfahren - Standardverfahren nach TA Luft und Verwendung prognostischer Windfelder	122
5.5	Bernd Stiller Wettermuseum e.V. Lindenberg	Über Richard Abmanns genaue Temperaturmessung, über alte und neue Messtechnik und das Wettermuseum Lindenberg	125
5.6	Wolfgang Müller, W. Bächlin, U. Janicke et al. ehem. NLÖ Laatzen/Lohmeyer/Janicke Meersb.	Qualitätssicherung in der Anwendung von Ausbreitungsmodellen – Stand und Vorstellung der Arbeiten in der KRdL des VDI	128
5.7	Frank Kreienkamp, Wolfgang Enke, Arne Spekat Climate + Environment Cons. GmbH Potsdam	SYSTWARN – Ein Tool zur operationellen Datenprüfung von Luftgütedaten am Umweltbundesamt	130

## Vorwort

Die Serie der Fachtagungen METTOOLS, die der Fachausschuss Umweltmeteorologie (FA UMET) der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft (DMG) in regelmäßigen Abständen ausrichtet, dient dem Kontakt zwischen Wissenschaftlern und Anwendern in Fragen der Umweltmeteorologie. Bisher gab es fünf solcher Tagungen:

- 28.3. – 1.4.1990 METTOOLS<sup>I</sup>, Hamburg
- 13.9. – 17.9.1993 METTOOLS<sup>II</sup>, Hohenheim
- 10.3. – 12.3.1997 METTOOLS<sup>III</sup>, Freiburg
- 3.4. – 5.4.2000 METTOOLS<sup>IV</sup>, Stuttgart
- 6.10. – 8.10.2003 METTOOLS<sup>V</sup>, Essen

Das Schwergewicht der Beiträge hat dabei bisher auf Fragen der Luftreinhaltung und des Stadtklimas gelegen.

Obwohl auf dem Gebiet der Luftreinhaltung in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa viel erreicht worden ist und die wesentlichen Mechanismen inzwischen gründlich wissenschaftlich analysiert worden sind, hat das Thema noch nichts von seiner Aktualität verloren. Dies liegt zum einen daran, dass die zur Verfügung stehenden Mess- und Modellierungsmethoden in den letzten Jahren noch einmal deutlich weiterentwickelt wurden und damit ganz neue Möglichkeiten der praktischen umweltmeteorologischen Tätigkeit ermöglicht haben. Zum anderen gewinnen auch lufthygienische Fragen in dem sich immer deutlicher abzeichnenden globalen Klimawandel wieder an Bedeutung. In wenigen Jahren werden mehr als die Hälfte der Menschheit in urbanen Räumen leben, in denen lufthygienische und klimatologische Fragen auf das Engste verknüpft sind.

Diese Fragestellungen prägen daher auch die Gliederung der sechsten METTOOLS-Tagung in Garmisch-Partenkirchen. Gleich in den ersten beiden Sitzungen stehen Fragen im Vordergrund, die von den mittlerweile klassischen klimatologischen und lufthygienischen Themen bis hin zur Nutzung erneuerbarer Energien und den Auswirkungen der zu erwartenden Klimaänderungen in diesem Jahrhundert reichen. Die restlichen drei Sitzungen beschäftigen sich dann mit Modellierungs- und Messtechniken und der mit den immer moderneren Techniken verbundenen, zunehmend komplexer werdenden Frage der Qualitätssicherung.

Es ist zu wünschen, dass Wissenschaftler und Anwender gleichermaßen viele neue Anregungen und Erkenntnisse von dieser Tagung mitnehmen. Das Wechselspiel von Wissenschaft und Anwendung kommt auch dadurch zum Ausdruck, dass dankenswerterweise die DMG finanziell und die Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN technisch diese Tagung unterstützen. Zudem wird angestrebt, die wichtigsten Resultate dieser Tagung - wie bei früheren METTOOLS-Tagungen auch - in der Meteorologischen Zeitschrift zu veröffentlichen.

Priv.-Doz. Dr. Stefan Emeis.  
Vorsitzender des FA UMET der DMG  
Garmisch-Partenkirchen im April 2007



## 1.1 Auswirkungen meteorologischer Austauschbedingungen auf PM<sub>10</sub> Tageswerte

Jutta Holst<sup>1)</sup>, Helmut Mayer<sup>1)</sup>, Thomas Holst<sup>1,2)</sup>

<sup>1)</sup> Meteorologisches Institut der Universität Freiburg

<sup>2)</sup> Department of Physical Geography and Ecosystems Analysis, Universität Lund, Schweden

### Zusammenfassung

Tageswerte der PM<sub>10</sub> Konzentration von Luftmessstationen in Baden-Württemberg wurden vergleichend mit lokalen meteorologischen Parametern analysiert. Für niederschlagsfreie Zeiträume deutet die Synthese auf einen dominanten Einfluss der immissionsrelevanten meteorologischen Austauschbedingungen, gekennzeichnet über die Mischungsschichthöhe und den Stagnationsindex, auf die PM<sub>10</sub> Konzentration hin.

### Einleitung

Der seit dem 1. Januar 2005 verbindliche 24 Stunden-Immissionsgrenzwert für die Schwebstaubfraktion PM<sub>10</sub> wird im Winterhalbjahr an Luftmessstationen in Deutschland in unterschiedlicher Häufigkeit überschritten. Überschreitungen von Grenzwerten für Luftkomponenten haben Überlegungen von Maßnahmen zur Folge, die zu einer Reduzierung der Konzentrationen der Luftbeimengungen, wie hier PM<sub>10</sub>, führen sollen. Bereits frühere Studien wiesen auf den bipolaren Charakter der PM<sub>10</sub> Konzentrationen hin, die zum einen von den lokalen Emissionscharakteristiken und zum anderen durch die meteorologischen Austauschbedingungen gesteuert werden (z.B. Harrison et al., 2004; Kukkonen et al., 2005).

Am Meteorologischen Institut der Universität Freiburg wurden im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) statistische Untersuchungen durchgeführt, die die Analyse der Einflüsse der meteorologischen Austauschbedingungen auf Tageswerte der PM<sub>10</sub> Konzentration in einem längeren Zeitraum und auch während regionaler PM<sub>10</sub> Grenzwertüberschreitungsepisoden als Zielsetzung hatten (Holst et al., 2005, 2006a, 2006b; Rost et al., 2007). Darauf bauen die nachfolgend diskutierten Ergebnisse auf.

### Methodik

Für die Analyse wurden Daten von Luftmessstationen im Luftmessnetz Baden-Württemberg der LUBW herangezogen. Das Stationskollektiv umfasste sowohl die Hintergrundsituation des städtischen und ländlichen Raums als auch Straßenstationen. Die PM<sub>10</sub> Konzentrationen lagen als Tageswerte aus den gravimetrischen Messungen vor. Meteorologische Daten an den Hintergrundstationen standen als Mittelwerte über 30 Minuten zur Verfügung. Zusätzlich zu diesen meteorologischen Daten wurden Resultate (Daten auf dem 2 m Niveau sowie Profildaten) aus Simulationen mit dem Lokalmittelmodell des Deutschen Wetterdienstes (3.5 km Raster) verwendet. Daraus konnten die regional differenzierte Mischungsschichthöhe (Holst et al., 2005) und der regional differenzierte Stagnationsindex (Fett, 1974; Holst et al., 2006a, b) berechnet werden. Beide Variablen wurden als komplexe Kenngrößen für den immissionsrelevanten Luftmassenaustausch in der unteren Atmosphäre aufgefasst, deren Signifikanz diejenige von meteorologischen Basisvariablen, wie Globalstrahlung, Lufttemperatur oder Windgeschwindigkeit, übertrifft.

## Ergebnisse

Die Mischungsschichthöhe  $h_{\text{mix}}$  gibt die Obergrenze des Austauschvolumens der am Boden aufliegenden Luftmasse an, d.h. je niedriger die  $h_{\text{mix}}$  Werte sind, desto geringer ist das Austauschvolumen. Aus den exemplarischen Ergebnissen in der Abb. 1 für Luftmessstationen in Freiburg (FR), Karlsruhe (KA), Mannheim (MA) und Stuttgart (S) lässt sich der prägnante Einfluss der meteorologischen Austauschbedingungen erkennen (u.a. Klingner et al., 2006). Mit niedrigeren Mittelwerten für  $h_{\text{mix}}$  steigen die  $\text{PM}_{10}$  Mittelwerte an Straßenstationen und an Stationen des städtischen Hintergrunds an. Wie zu erwarten sind an den Straßenstationen die  $h_{\text{mix}}$  abhängigen  $\text{PM}_{10}$  Mittelwerte etwas größer als an den vergleichbaren Hintergrundstationen. In der Tendenz nimmt diese absolute Differenz mit steigenden  $h_{\text{mix}}$  Mittelwerten ab.

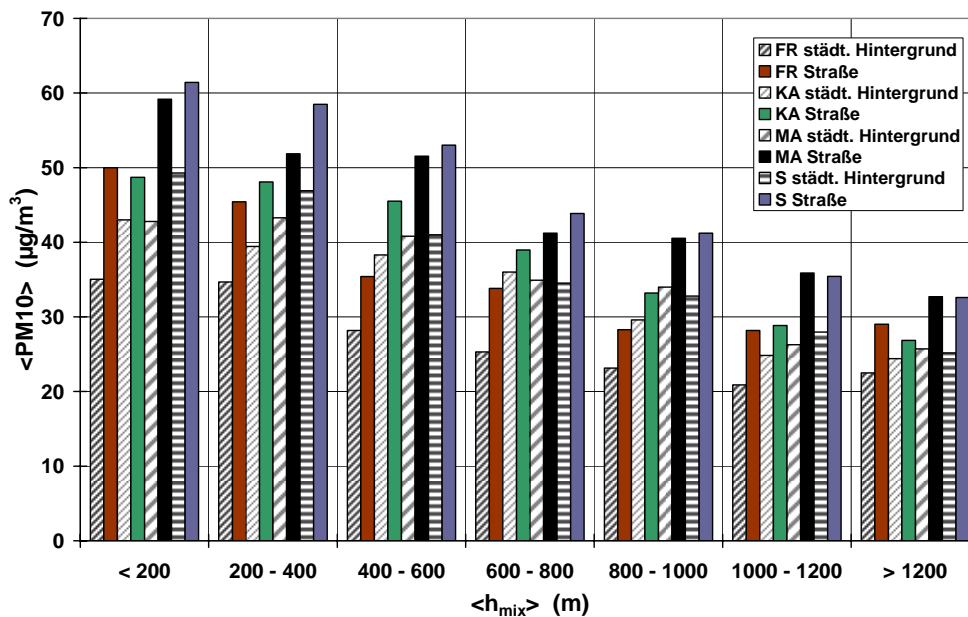


Abb. 1: Mittelwerte der  $\text{PM}_{10}$  Konzentration für Klassen der Mischungsschichthöhe  $h_{\text{mix}}$  an Tagen ohne Niederschlag; ausgewählte Luftmessstationen in Baden-Württemberg im Zeitraum Januar 2001 bis Mai 2005

Der Stagnationsindex  $I_{\text{stag}}$  nach Fett (1974) gibt die Zeitspanne in Sekunden an, die eine belastende Luftströmung in einem Volumen von 1 m Breite und einer Höhe von  $h_{\text{mix}}$  stagniert, bevor sie um  $1 \text{ m}^3$  weiterrückt (Holst et al., 2006a, 2006b). Aus den exemplarischen Ergebnissen in der Abb. 2 für die gleichen Stationen wie in der Abb. 1 folgt, dass mit zunehmenden  $I_{\text{stag}}$  Werten die  $\text{PM}_{10}$  Mittelwerte ansteigen.

## Schlussfolgerung

In niederschlagsfreien Perioden des Untersuchungszeitraums wird die mittlere  $\text{PM}_{10}$  Konzentration an den berücksichtigten Luftmessstationen deutlich vom meteorologischen Luftmassenaustausch geprägt, der sich über  $h_{\text{mix}}$  und  $I_{\text{stag}}$  in regionaler Auflösung kennzeichnen lässt. Allerdings sind während  $\text{PM}_{10}$  Grenzwertüberschreitungsepisoden die  $\text{PM}_{10}$  Differenzen zwischen Straßenstationen und vergleichbaren Hintergrundstationen deutlich niedriger als in den Abb. 1 und 2 angegeben. Im Fall von Niederschlagsereignissen nivelliert sich der Einfluss sowohl von  $h_{\text{mix}}$  als auch  $I_{\text{stag}}$ , so dass dann der dominante Einfluss vom Niederschlagsereignis selbst ausgeht, das zu einer deutlichen Reduzierung der  $\text{PM}_{10}$  Konzentration führt.

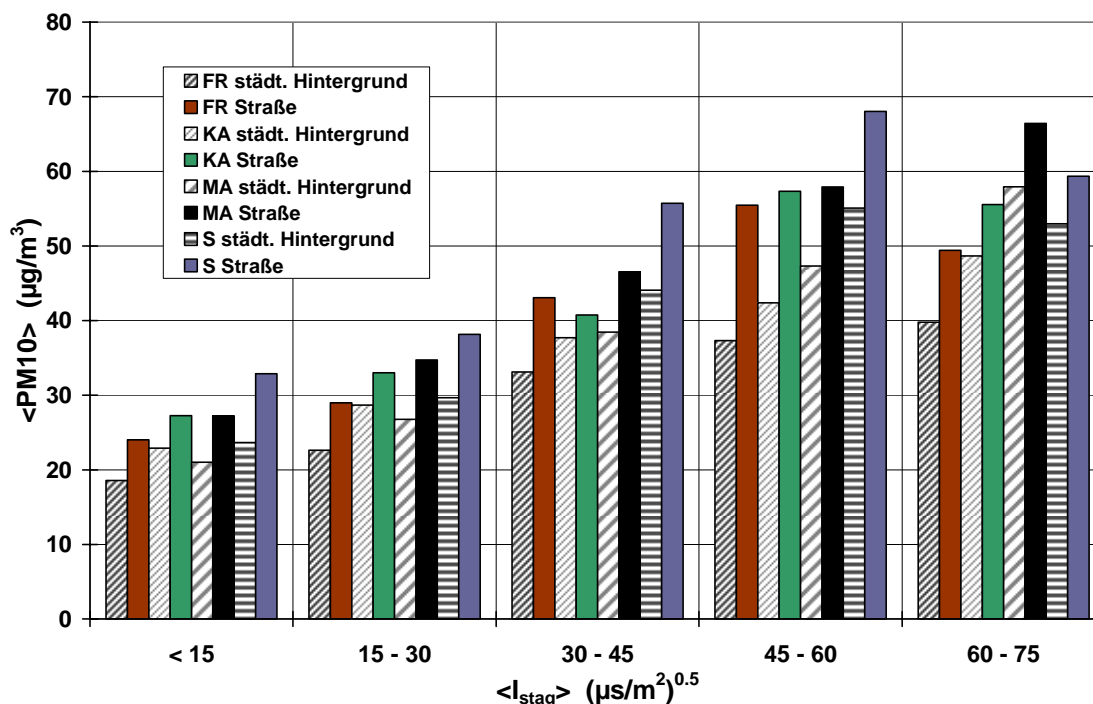


Abb. 2: Mittelwerte der PM<sub>10</sub> Konzentration für Klassen des Stagnationsindex  $I_{\text{stag}}$  an Tagen ohne Niederschlag; ausgewählte Luftmessstationen in Baden-Württemberg im Zeitraum Januar 2001 bis Mai 2005

## Literatur

- Fett W (1974): Ein Index für das Stagnieren der bodennahen Luft. Beilage zur Berliner Wetterkarte 41/74.
- Harrison RM, Jones AM, Barrowcliffe R (2004): Field study of the influence of meteorological factors and traffic volumes upon suspended particle mass at urban roadside sites of differing geometries. *Atmospheric Environment* 38, 6361-6369.
- Holst T, Rost J, Mayer H (2005): Analyse meteorologischer Einflussgrößen auf regionale und lokale Muster von Schwebstaub (PM<sub>10</sub>) und Stickstoffoxid-Immissionen (NO<sub>2</sub>, NO). Ber. Meteor. Inst. Univ. Freiburg.
- Holst T, Rost J, Mayer H (2006a): Muster regional differenzierter atmosphärischer Austauschbedingungen bei Überschreitungen des Tagesgrenzwerts für PM<sub>10</sub> von 50 µg/m<sup>3</sup>. Ber. Meteor. Inst. Univ. Freiburg.
- Holst T, Rost J, Mayer H (2006b): Analyse der lokalen Austauschbedingungen während der Feinstaubepisode Januar 2006. Ber. Meteor. Inst. Univ. Freiburg.
- Klingner M, Sähn E, Anke K, Holst T, Rost J, Mayer H, Ahrens D (2006): Reduktionspotenziale verkehrsbeschränkender Maßnahmen in Bezug zu meteorologisch bedingten Schwankungen der PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Immissionen. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 66, 326-334.
- Kukkonen J, Pohjola M, Sokhi RS, Luhana L, Kitwiroon N, Fragkou L, Rantamäki M, Berge E, Ødegaard V, Slørdal LH, Denby B, Finardi F (2005): Analysis and evaluation of selected local-scale PM<sub>10</sub> air pollution episodes in for European cities: Helsinki, London, Milan and Oslo. *Atmospheric Environment* 39, 2759-2773.
- Rost J, Holst T, Sähn E, Klingner M, Anke K, Ahrens D, Mayer H (2007): Variability of PM<sub>10</sub> concentrations dependent on meteorological conditions. *Int. J. Envir. Poll.*, im Druck.

## **1.2 Untersuchung der Kopplung von Partikelmassenkonzentrationen zwischen einer stark befahrenen Straßenschlucht und einem angrenzenden Innenhof**

Stephan Weber#, Wilhelm Kuttler#, Konradin Weber\*, Günther van Haren\*, Christian Fischer\*

# Universität Duisburg-Essen, Abteilung Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie, Universitätstr. 5, 45141 Essen, E-Mail: stephan.weber@uni-due.de

\* Fachhochschule Düsseldorf - FB 4, Umweltmeßtechnik, Josef-Gockeln-Str. 9, 40474 Düsseldorf

Die Immissionskonzentration von Partikeln (z.B. PM<sub>10</sub>, feine Partikel) in der urbanen Grenzschicht und deren Dynamik im Tagesgang wird nicht nur von der Art und Stärke der Emissionsquellen, sondern auch durch die meteorologische Situation bzw. den turbulenten Zustand der bodennahen Atmosphäre bestimmt.

Im Rahmen einer Messkampagne innerhalb einer stark befahrenen Straßenschlucht (durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke  $\approx$  46.000 Kfz 24 h<sup>-1</sup>) und einem angrenzenden Innenhof in Düsseldorf, NRW, wurden im Zeitraum vom 20. September 2006 bis zum 15. November 2006 Partikelimmissionskonzentrationen im Größenbereich  $0,3 < D_p < 10 \mu\text{m}$  mittels optischer Partikelzähler erhoben (eine Messhöhe ü. Gr. in der Straßenschlucht, zwei Messhöhen ü. Gr. im Innenhof). Zusätzlich wurden die turbulenten Strömungseigenschaften mit Ultraschallanemometern gemessen.

Die Datenanalyse des Projektes wird momentan durchgeführt; erste Ergebnisse zeigen aber deutliche mittlere Konzentrationsunterschiede zwischen Innenhof und Straßenschlucht. Die Konzentrationsdifferenzen sind auch im Tagesgang bzw. bei unterschiedlicher Anströmung der Straßenschlucht ausgeprägt. Im Rahmen des Vortrages werden beeinflussenden Effekte der meteorologischen Gegebenheiten auf die resultierenden horizontalen und vertikalen Konzentrationsdifferenzen zwischen Straßenschlucht und Innenhof vorgestellt und diskutiert.

### 1.3 Die Filterung von Partikeln durch Vegetation – ein Literaturüberblick

T. Litschke und W. Kuttler

Abt. Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie  
Universität Duisburg-Essen, Campus Essen  
tom.litschke@uni-due.de

Die Einführung des Immissionsgrenzwertes für Partikel (PM<sub>10</sub>) am 01.01.2005 hat die Deposition von Staub auf Vegetationsoberflächen in einem neuen Licht erscheinen lassen. Während in den vergangenen drei Jahrzehnten die schädigende Wirkung von Staubablagerungen auf Pflanzen im Vordergrund des wissenschaftlichen Interesses stand, gewinnt heutzutage eine mögliche Filterung der Luft durch Vegetation immer stärkere Bedeutung. So wäre die Reduktion von Immissionsbelastungen durch Pflanzung von Straßenbäumen und Fassadenbegrünung eine relativ kostengünstige und langfristige Alternative zu eher unpopulären Maßnahmen wie der Nassreinigung von Straßen bzw. dem Verhängen von Fahrverboten.

In den vergangenen Jahren wurde die Deposition von Partikeln auf Vegetationsoberflächen mit einer Vielzahl von Methoden sowohl in Feldstudien als auch im Windkanal untersucht und modelliert. Tabelle 1 enthält eine Zusammenstellung der untersuchten Pflanzenarten und der dabei auftretenden Depositionsgeschwindigkeiten für Partikel unterschiedlicher Größe. Die Ergebnisse zeigen einen Wertebereich der Depositionsgeschwindigkeit von 0,01 bis 10 cm s<sup>-1</sup>. Diese starke Aufspreizung über vier Größenordnungen erschwert die Einschätzung des Filterungspotentials von Straßenvegetation.

Deshalb sollen in einer exemplarischen Berechnung am Beispiel der Gladbecker Straße in Essen die PM<sub>10</sub>-Emission des lokalen Kfz-Verkehrs der Deposition auf Vegetationsoberflächen gegenübergestellt werden, um Rückschlüsse auf die für einen messbaren Effekt nötige Depositionsgeschwindigkeit zu ermöglichen. Die Gladbecker Straße ist mit zuletzt 60 Überschreitungstagen des PM<sub>10</sub>-Grenzwertes im Jahre 2006 diesbezüglich ein „Hot Spot“ in NRW (LUA 2007). Für einen Straßenabschnitt von 100 Metern, eine durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke von 40.000 Kfz und einen angenommenen Emissionsfaktor von 100 mg km<sup>-1</sup> Kfz<sup>1</sup> (z.B. DÜRING et al. 2004) beträgt die Emissionsrate des Kfz-Verkehrs 4,63 mg s<sup>-1</sup>. Durch eine beidseitige Bepflanzung mit 40 Laubbäumen (5 m Kronendurchmesser, Blattflächenindex LAI von 5) würde ca. 4.000 m<sup>2</sup> Vegetationsoberfläche geschaffen und bei einer Fassadenhöhe von 12 m ergibt sich auf dem 100 m langen Straßenabschnitt für eine beidseitige Fassadenbegrünung eine maximale Fläche von 2.400 m<sup>2</sup> (4.800 m<sup>2</sup> bei einem Blattflächenindex LAI von 2), wodurch der Grenzwert für die rechnerisch mögliche Vegetationsoberfläche im Straßenabschnitt der Gladbecker Straße *in summa* bei ca. 9.000 m<sup>2</sup> liegt.

In Abbildung 1 ist die mögliche Deposition auf die Vegetationsoberfläche (9.000 m<sup>2</sup>) bei den verschiedenen Depositionsgeschwindigkeiten im Verhältnis zur Kfz-Emission dargestellt. Es wird deutlich, dass für die theoretisch mögliche Vegetationsoberfläche – ohne Berücksichtigung einer Resuspension von Partikeln und der Verringerung des Luftaustausches durch die Vegetation – bei einer Depositionsgeschwindigkeit von 0,01 cm s<sup>-1</sup> nur 0,8 % und bei 0,1 cm s<sup>-1</sup> nur 8 % der lokalen verkehrsbedingten Zusatzbelastung kompensiert werden könnten. Erst im Bereich einer Depositionsgeschwindigkeit um 1 cm s<sup>-1</sup> erreicht die Deposition vergleichbar hohe Werte wie die Kfz-Emission. Die in Tabelle 1 dargestellten Ergebnisse zeigen für einige Pflanzenarten Depositionsgeschwindigkeiten in dieser Größenordnung, wobei meist die Nadelgehölze aufgrund ihrer komplexeren räumlichen Struktur eine hohe Depositionsgeschwindigkeit aufweisen (z.B. BECKETT et al. 2000, FREER-SMITHS et al. 2004).

Die mit der Bepflanzung einhergehende Verringerung der Windgeschwindigkeit in der Straßenschlucht würde aber sowohl den Luftaustausch als auch die Depositionsgeschwindigkeit verringern. In Modellrechnungen (z.B. RIES und EICHHORN 2001) wurde für das bodennahe

Windfeld in einer idealisierten Straßenschlucht eine Verringerung der Windgeschwindigkeit von bis zu 8 % und eine Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen um 2 % errechnet. FREER-SMITHS et al. (2004) zeigten außerdem, dass die Windgeschwindigkeit ein entscheidender Faktor für die Höhe der Depositionsgeschwindigkeit ist. So verringerte sich z.B. die Depositionsgeschwindigkeit auf einer Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) von  $6,0 \text{ cm s}^{-1}$  bei  $9 \text{ m s}^{-1}$  auf  $1,3 \text{ cm s}^{-1}$  bei  $3 \text{ m s}^{-1}$  (Gladbecker Straße: im Mittel um  $1 \text{ m s}^{-1}$  Windgeschwindigkeit). BRUSE (2005) errechnete sogar für drei Begrünungs-Szenarien in der Gladbecker Straße in allen Fällen eine Verschlechterung der bodennahen Immissionssituation.

Rein rechnerisch ist jedoch unter Zugrundelegung der bisher veröffentlichten Ergebnisse, bei entsprechend groß angelegten Begrünungsmaßnahmen mit geeigneten Pflanzenarten eine Deposition in der Größenordnung der Kfz-Zusatzbelastung möglich.

Betrachtet man nur die feineren Partikel ( $\text{PM}_{10}$ ) zeichnet sich ein eindeutigeres Bild ab. FREER-SMITHS et al. (2005) errechneten mittels Parallel-Messungen der Staubaufgabe und der Immissionskonzentration für fünf verschiedene Pflanzenarten an zwei verschiedenen Standorten durchgehend Depositionsgeschwindigkeiten von mehr als  $10 \text{ cm s}^{-1}$ . In dieser Größenordnung ist bereits bei wenig Vegetationsoberfläche mit einer erheblichen Verringerung der Immissionsbelastung zu rechnen.

## Literatur

BECKETT, K. P., P. H. FREER-SMITH, G. TAYLOR (2000). Particulate pollution capture by urban trees: Effect of species and windspeed. *Global Change Biology* 6(8): 995-1003

BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2005). Aktionsplan Essen (Gladbecker Straße). [http://www.essen.de/Deutsch/Rathaus/Aemter/Ordner\\_59/Luft/Aktionsplan\\_endgültige\\_Fassung.pdf](http://www.essen.de/Deutsch/Rathaus/Aemter/Ordner_59/Luft/Aktionsplan_endgültige_Fassung.pdf)

BRUSE, M. (2005). Beurteilung der Auswirkungen von Änderungen in der Straßenstruktur der B224 (Gladbecker Str.) in Essen auf die lokale Feinstaubbelastung durch numerische Simulationen. Unveröff. Gutachten für Regionalverband Ruhrgebiet, Essen.

DÜRING, I., A. MOLDENHAUER, M. STOCKHAUSE; E. NITZSCHE, A. LOHMEYER (2004). Berechnung der KFz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen, Arbeitspakete 1 und 2, Endbericht.

FREER-SMITH, P. H., K. P. BECKETT, G. TAYLOR (2005). Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* 'Beaupre' *Pinus nigra* and × *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution* 133(1): 157-67

FREER-SMITH, P. H., A. A. EL-KHATIB, G. TAYLOR (2004). Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American species. *Water, Air, and Soil Pollution* 155(1-4): 173-187

LANDESUMWELTAMT NRW (2007). Überschreitungstage 2006.

[http://www.lanuv.nrw.de/luft/immissionen/aktluftqual/PM10\\_Tage\\_2006.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/luft/immissionen/aktluftqual/PM10_Tage_2006.pdf)

RIES, K. und J. EICHHORN (2001). Simulation of effects of vegetation on the dispersion of pollutants in street canyons. *Meteorologische Zeitschrift* 10(4): 229-233.

SEHMEL, G. A. (1980). Particle and gas dry deposition: A review. *Atmospheric Environment - Part A General Topics* 14(9): 983-1011

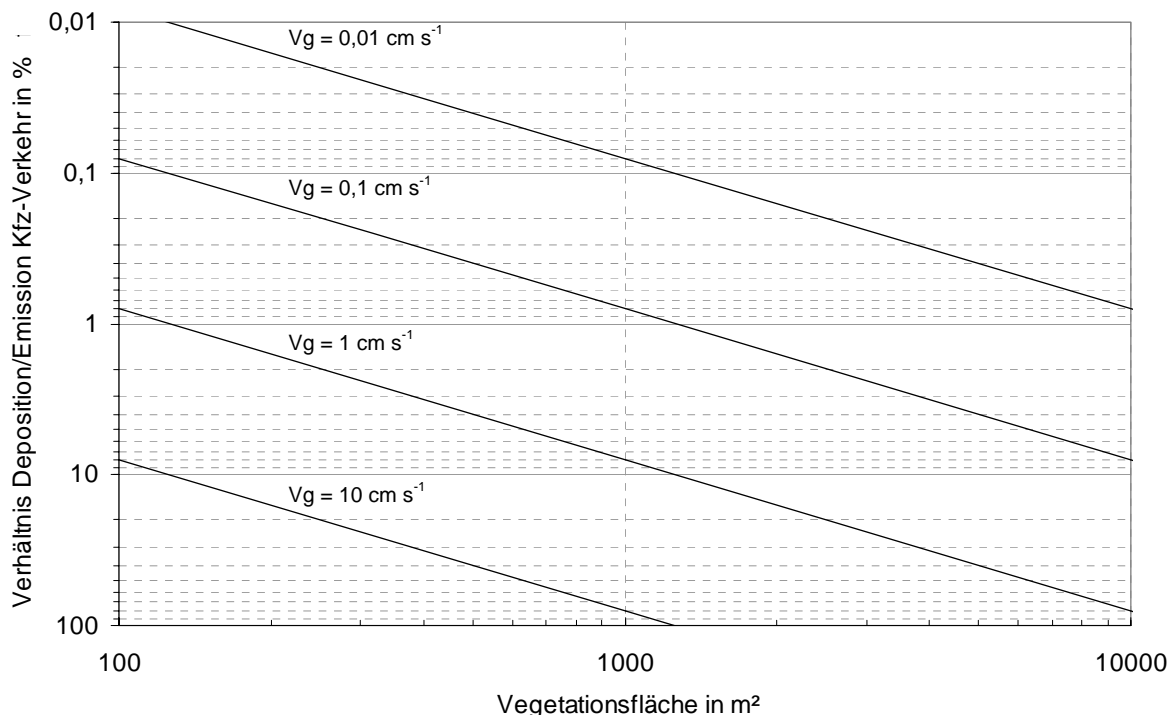


Abbildung 1: Verhältnis von Deposition zur Emission des Kfz-Verkehrs in Abhängigkeit von der Vegetationsfläche und der Depositionsgeschwindigkeit ( $V_g$ ) für einen 100 m Abschnitt der Gladbecker Straße in Essen

Tabelle 1: Eine Zusammenstellung von gemessenen Depositionsgeschwindigkeiten unter Berücksichtigung der Pflanzenspezies, Partikelgröße ( $D_p$ ) und Windgeschwindigkeit ( $u$ ) (Zusammenstellung aus FREER-SMITH et al. 2005 und SEHMEL 1980)

Autor	Jahr	Pflanzenart	$D_p$ in $\mu m$	$u$ in m/s	$V_g$ in cm/s
Bunzl et al.	1989	Gemeine Fichte			
White und Turner	1970	Gemeine Esche	0,1-20	2	
		Traubeneiche	0,1-20	2	
		Moor-Birke	0,1-20	2	
		Gemeine Hasel	0,1-20	2	
Hori	1953	Sachalin-Fichte	20	1,4	
Peters und Eiden	1992	Gemeine Fichte	1	0,5	
Beckett et al.	2000	Schwarzkiefer	1,28	1-3	█
		Leyland-Zypresse	1,28	1-3	█
		Feldahorn	1,28	1-3	█
		Hybrid-Pappel 'Beaupre'	1,28	1-3	█
		Schwedische Mehlbeere	1,28	1-3	█
Freer-Smith et al.	2004	Traubeneiche	0,8	3	
		Schwarzerle	0,8	3	
		Gemeine Esche	0,8	3	
		Berg-Ahorn	0,8	3	
		Douglasie	0,8	3	
		Feige ( <i>F. nitida</i> )	0,8	3	
		Eukalyptus ( <i>E. globulus</i> )	0,8	3	
QUARG	1996	Gras	0,1-12		█
Gallagher et al.	1997	Douglasie	0,01-10		█
Chamberlain	1966	Gras	32	1-7,4	█
Belot und Gauthier	1975	Kiefern- und Eichentriebe	2	1-10	█
Nickola und Clark	1976	Wüsten-Beifuß	5		█
Horbert et al.	1976	Gras	1-3		█
Simpson	1961	Wüsten-Beifuß	2,5		
Clough	1973	Gras	1-10	6	

## 1.4 Meteorologische Einflüsse auf die Schadstoffbelastung im Inntal bei Schwaz

**Julia Wittig\*), Klaus Schäfer\*\*), Stefan Emeis\*\*), Johannes Vergeiner\*), Friedrich Obleitner\*)**

\*)Institut für Meteorologie und Geophysik, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck  
Innrain 52, A-6020 Innsbruck, E-Mail: julia.wittig@student.uibk.ac.at

\*\*)Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung  
Forschungszentrum Karlsruhe, Kreuzeckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen

### 1 Einleitung

Im Rahmen des EU-Projektes ALPNAP wurde eine Messkampagne von Oktober 2005 bis Februar 2006 im Inntal bei Schwaz in Tirol durchgeführt. In Bezug auf die Luftqualität (Grenzwertüberschreitungen) gilt diese Region gilt schon seit längerem als kritischer Lebensraum.

Während dieser Messkampagne wurden, an zwei 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.

### 2 Instrumentierung

An zwei Standorten wurden zugleich meteorologische Parameter und Schadstoffimmissionen gemessen. Ein in-Situ Messfahrzeug befand sich westlich von Schwaz am Talboden, das NO<sub>x</sub>-, PM<sub>10</sub>-, CO- und O<sub>3</sub>-Konzentrationen erfasste. Unmittelbar daneben stand die automatische Wetterstation „Basis“ (10m-Mast). In etwa 120 m über der Talstation am südlich gelegenen Hang waren an der Station „Arzberg“ eine automatische Wetterstation und ein NO<sub>x</sub>-Analysator in Betrieb.

Direkt neben der Inntal-Autobahn A12 wurde ein DOAS (Differentielle Optische Absorptionsspektroskopie) aufgestellt, das entlang dreier horizontal gerichteter Trassen (quer, parallel und von der Autobahn weg gerichtet; Trassenlänge 120 m) Messungen der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen direkt an der Hauptquelle lieferte.

Für die Bestimmung der Mischungsschichthöhen wurden ein SODAR und ein Ceilometer eingesetzt.

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 (AS-FINAG).

### 3 Ergebnisse

Die Klimatologie während dieser Messkampagne war sehr untypisch. Im Vergleich zum 10-jährigen Mittel wichen die Monate 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 (ZAMG). Dadurch wurden hohe Belastungen und Grenzwertüberschreitungen von NO<sub>2</sub> und PM<sub>10</sub> begünstigt. Auch kurzfristige Überschreitungen wurden beim NO<sub>2</sub> beobachtet. CO und O<sub>3</sub> lagen nie oberhalb des Grenzwertes.

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 NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Arzberg festgestellt. Diese Konzentrationsunterschiede waren am größten, je stärker die Temperaturinversion in der Atmosphäre war.

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 PM<sub>10</sub>) 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 <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	NO	PM <sub>10</sub>	CO	O <sub>3</sub>
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 Durchgang einer Kaltfront hingegen führte zu gleich hohen Werten an beiden Stationen (Abbildung 1, z.B. 5.-9. Dezember 2005).

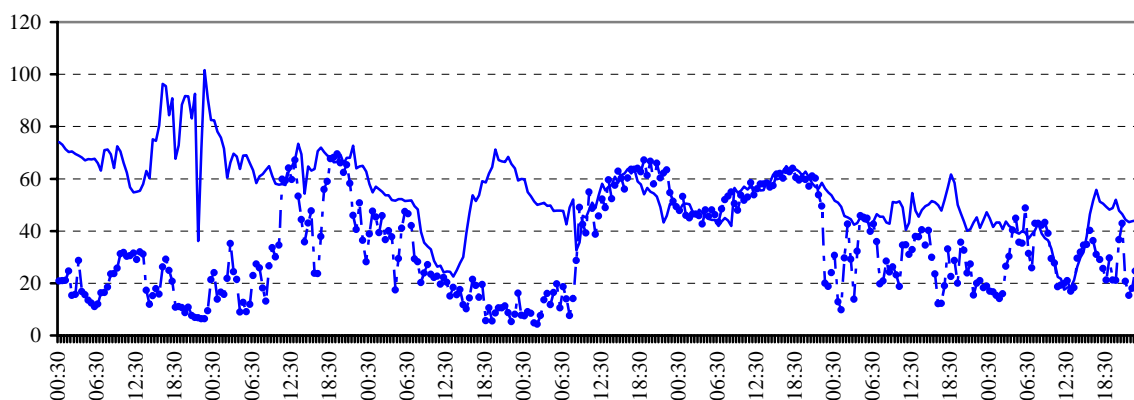


Abbildung 1: 2. Dezember 2005 00:30 MEZ bis 9. Dezember 2005 00:00 MEZ, Halbstundenwerte von NO<sub>2</sub> [µg/m<sup>3</sup>] bei Schwaz (durchgezogen) und in Arzberg (strichliert).

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 (Schäfer et al., 2006, Schönwiese, 2003). Generell zeigen hier Temperatur und Windgeschwindigkeit mit NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> und CO nahezu signifikante Ergebnisse, was sich durch die tieferen Temperaturen während stabiler Wetterlagen und die Durchmischung bei hohen Windgeschwindigkeiten erklären lässt (Abbildung 2).

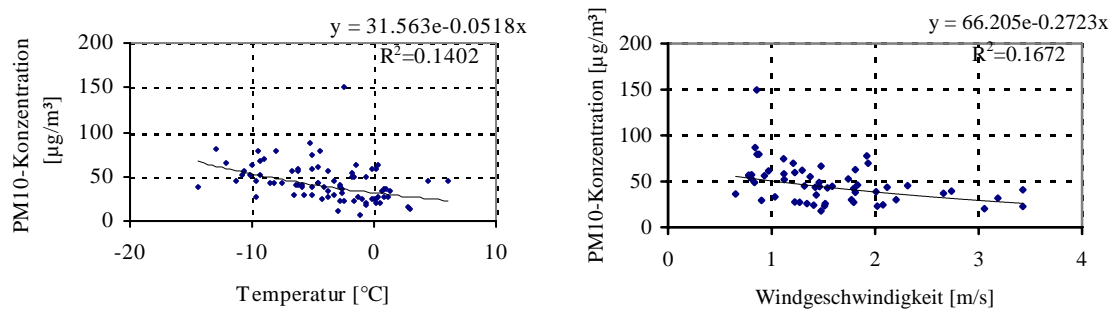


Abbildung 2: PM<sub>10</sub>-Konzentration mit Temperatur (links) und Windgeschwindigkeit (rechts) bei Schwaz von November 2005 bis Februar 2006, Tagesmittelwerte.

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 850hPa-Niveau (Berliner Wetterkarten) charakterisiert. Wie erwartet treten die höchsten Konzentrationen bei gradientschwachen Hochdruckwetterlagen auf. Die geringsten Konzentrationen konzentrieren sich bei Wetterlagen mit variablen Bedingungen, wie man sie bei Frontpassagen vorfindet (Abbildung 3).

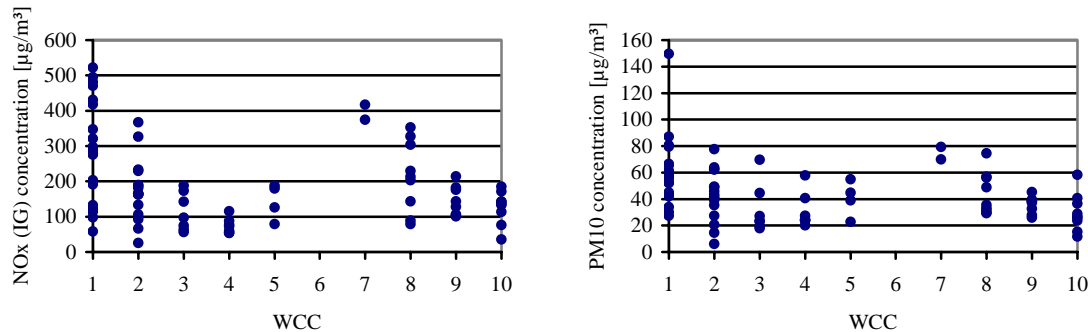


Abbildung 3: Vergleich der Tagesmittelwerte von NO<sub>x</sub> und PM<sub>10</sub> bei Schwaz mit der Wetterlagenklassifizierung (WCC) nach Steinacker (1: gradientschwach, 2: variabel, 3: Nord, 4: Nordost, 5: Ost, 6: Südost, 7: Süd, 8: Südwest, 9: West, 10: Nordwest).

NO<sub>x</sub> 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<sub>x</sub> und des NO.

Einen guten Zusammenhang erkennt man zwischen der positiven Änderung der PM<sub>10</sub>-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 Schwerverkehrs mit seinen Dieselrußpartikeln.

Nicht zu vernachlässigen ist der Faktor, dass im Januar 2006 neben dem Messfeld bei Schwaz die Arbeiten einer Baustelle begannen. Dies dürfte die Situation der PM<sub>10</sub>-Belastung noch zusätzlich beeinflusst haben. In dieser Zeit wurde eine Baugrube mit Baggern ausgehoben und das Material von LKWs abtransportiert, die nahezu direkt neben dem in-situ Messfahrzeug verkehrten. Diese Arbeiten hielten für die restliche Zeit der Messkampagne an.

#### 4 Danksagung

Wir danken der Europäischen Kommission für die Förderung der Arbeiten des Projektes ALPNAP (<http://www.alpnep.org/>) des Programms "Interreg III B Alpine Space". Wir danken Herbert Hoffmann, Peter Suppan, Esther Grießer, Carsten Jahn und Andreas Krismer für die gute Zusammenarbeit.

#### 5 Literatur

ASFINAG, Autobahnen- und Schnellstraßen- Finanzierungs- Aktiengesellschaft

Berliner Wetterkarten, Institut für Meteorologie, FU Berlin

Schäfer K., S. Emeis, H. Hoffmann, C. Jahn, Influence on mixing layer height upon air pollution in urban and sub-urban area, *Meteorologische Zeitschrift* (2006), Fast Track DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0164

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

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

Zentralanstalt für Meteorologie und Geophysik ZAMG, Jahrbücher, [www.zamg.ac.at](http://www.zamg.ac.at)



## 1.5 „Kältepole“ in der Steiermark und deren Relevanz für die Raumplanung

Reinhold Lazar, David Eckart

Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Geographie und Raumforschung

### Einleitung

Gut abgeschlossene Tal- und Beckenlagen weisen in thermischer Hinsicht große Differenzen zu ihrer Umgebung auf. Besonders ausgeprägt sind diese bei so genannten Strahlungswetterlagen, die sich durch geringe Bewölkung und daher entsprechend niedrige Gegenstrahlung bzw. auch durch geringe Bodendruckgegensätze (Schwachwindlagen) auszeichnen. Aufgrund der Dichteunterschiede unterschiedlich temperierter Luftmassen fließt kältere Luft in reliefiertem Gelände ab und wird durch nachströmende wärmere Luft aus der Umgebung ersetzt. In abgeschlossenen Mulden und Talkesseln stagniert die abgeflossene Kaltluft und kühlt an Ort und Stelle weiter aus. Damit kommt es hier zu besonders tiefen nächtlichen Minimumtemperaturen auch unter  $-30^{\circ}\text{C}$  (Rekord: Kainisch im Ausseer Land mit  $-38,7^{\circ}\text{C}$  im Jänner 1985), die speziell bei einer Mindestschneedecke von ca. 20 cm und mehr infolge Isolation gegenüber dem Bodenwärmestrom nach einem Arktiklufteinbruch eintreten können. In der Steiermark gibt es aufgrund des reich gegliederten Reliefs sowohl im Vorland als auch im inneralpinen Raum einige gut abgeschlossene Becken, welche die Bezeichnung „Lokaler Kältepol“ verdienen. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden ab dem Winter 2005/06 einige dieser Beckenlagen unter die Lupe genommen, wobei nur Standorte im besiedelten Raum betrachtet wurden.

### Südöstliches Alpenvorland

Otternitz liegt im südweststeirischen Riedelland ca. 20km südwestlich von Graz. Die Talsohle befindet sich in ca. 320 m, die umgebenden Riedel ragen bis in eine Höhe von etwa 380 – 400 m. Das Otternitzer Becken zeigt sich besonders bei Schneebedeckung im Winter außergewöhnlich kalt. Wie Abb. 1 zeigt, liegen die mittleren täglichen Minima im Winter durchschnittlich um etwa 4 K tiefer als an den Referenzstationen Graz-Flughafen (337 m) und Deutschlandsberg (353 m). In klaren Nächten werden bis über 10 K erreicht. Im Sommer sind die Differenzen deutlich geringer, was neben der fehlenden Isolierung durch die Schneedecke auch auf erhöhte Nebelbereitschaft durch das Feuchteangebot der vielen künstlichen Teiche im Otternitzer Becken zurückzuführen sein dürfte.

### Randalpine Talbecken

Das Passailer Becken ist im Steirischen Randgebirge eingebettet, die Talsohle liegt in einer Seehöhe zwischen etwa 600 und 700 m. Da eine Referenzstation in ähnlicher Seehöhe fehlt, wurden zum Vergleich Graz-Flughafen (337 m) und die am Beckenrand gelegene Station Rechberg (926 m) herangezogen. Besonders im Winter zeigt sich in der aperiodischen Tagesschwankung deutlich die Kontinentalität der Beckensohlenstation Passail (613 m) gegenüber dem Rechberg (Abb. 2). Aber auch im Sommer ist die Beckensohle nachts trotz eines Höhenunterschiedes von über 300 m thermisch benachteiligt.

### Inneralpiner Raum

Das Hörfeld (929 m) liegt in der Neumarkter Passlandschaft und ist gegen Witterungseinflüsse von außen nach allen Richtungen hin gut abgeschirmt. Als Moorstandort stellt es im Rahmen der o. g. Diplomarbeit einen Sonderstandort dar, allerdings befindet sich die nächstgelegte

gene Siedlung nur 1 km entfernt wenige Meter über der Beckensohle. Von allen beobachteten Standorten wurde hier die höchste aperiodische Tagesschwankung verzeichnet (im Jänner und Juni 2006 über 16 K im Monatsmittel). Dabei sticht gegenüber den ohnehin recht kontinentalen Referenzstationen Neumarkt (866 m) und Zeltweg (670 m) die thermische Begünstigung tagsüber hervor, besonders im Winter, während die nächtlichen Minima im Monatsmittel 3 – 5 K unter jenen der Referenzstationen liegen (Abb. 3).



Abb. 1: Otternitz



Abb. 2: Passailer Becken

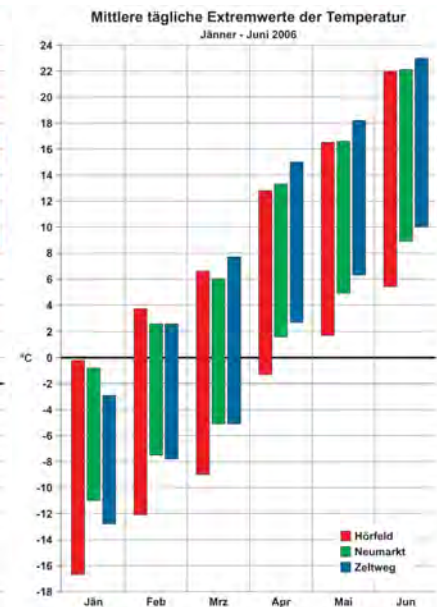


Abb. 3: Hörfeld

### Für die Raumplanung ergeben sich daraus folgende wichtige Aspekte:

In der Steiermark werden seit dem Jahre 1993 Klimaeignungskarten für die Steiermark erarbeitet (R. LAZAR et al. 1993), wobei das Kartenwerk im Jahre 2006 abgeschlossen wurde. Die Karten im Maßstab 1:50.000 enthalten neben einer Reihe von Klimainformationen (Inversionshäufigkeit, Durchlüftung, Nebelhäufigkeit) auch eine Karte mit planerischen Empfehlungen. Diese Empfehlungen dienen als Grundlage für die überörtlichen Planungskonzepte aber auch für die Flächenwidmungspläne, die die jeweiligen Raumplaner für die Gemeinden erstellen.

Im Wesentlichen betrifft es dabei die Ausweisung neuer gewidmelter Flächen für Siedlungen und weiters die Standortbestimmung von neuen Industrie- und Gewerbestandorten. Bei den untersuchten „Kältepolen“ sind naturgemäß die Ausbreitungsbedingungen für Luftschadstoffe sehr ungünstig, was eigens im Bewertungsplan gekennzeichnet wird. Diese Regelung sieht dabei vor, dass damit vom Raumplaner eine entsprechende Widmung für Gewerbestandorte erst gar nicht vorgenommen werden kann. Analoges gilt aber auch für die Ausweisung von Siedlungsstandorten, im Detail von Baulandausweisungen im Bereich der Tal- und Beckensohlen der „Kältepole“ infolge der Klimaungunst; in diesen Fällen wird empfohlen, auf die klimatisch günstigeren Talrandlagen auszuweichen. Weiters wird in den Klimaeignungskarten darauf hingewiesen, dass Verbauungen quer zum Tal (erzwungene Kaltluftstagnation) zu vermeiden sind und ferner auf die Bedeutung der Seitentäler als Frischluftzubringer zu achten ist (von Bebauung freizuhalten).

### Literatur:

BENDIX, J., 2004: Geländeklimatologie. – Gebr. Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin – Stuttgart, 288 S.

ECKART, D., 2006: Kältepole in der Steiermark. – Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Graz, 223 S.

GEIGER, R. ARON, R. H, TODHUNTER, P., 1995: The Climate Near the Ground<sup>5</sup>. – Vieweg & Sohn, Braunschweig - Wiesbaden, 528 S.

LAZAR, R., KUNCIC, E., 1997: Bisherige Erfahrungen mit Klimaeignungskarten in der Steiermark, Arb. Inst. f. Geographie, Univ. Graz, Bd-35, S. 139 –152.

VOGT, J., 2001: Lokale Kaltluftabflüsse. – Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie, Bd. 14, 354 S.

## 1.6 Impacts of street design on outdoor thermal comfort

Fazia Ali Toudert<sup>1)</sup> and Helmut Mayer<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> CSTB, Département Développement Durable DDD – Division Environnement et Ville Durable DEVD, F-77447 Marne-la-Vallée, France

<sup>2)</sup> Meteorological Institute, University of Freiburg, D-79085 Freiburg, Germany

### Summary

The dependence of outdoor thermal comfort on street design with emphasis on summer conditions in hot-dry climate is presented. The effects of the height-to-width ratio (H/W) and street orientation, the asymmetry of the vertical profile, the use of galleries, overhanging façades, as well as the use of rows of trees were investigated. The study was conducted by means of the 3D-model ENVI-met. Thermal comfort is assessed by means of the physiologically equivalent temperature PET. The results revealed that the vertical profile and orientation of the urban canyon have a decisive impact on the thermal sensation at street level, as well as all other design details studied. This is mostly because affecting the sun exposure and so the heat gained by a human body. Shading appeared as the most important condition of comfort in the summertime, which can be reached by an appropriate combination of all those urban design descriptors.

### 1. Introduction

The relationship between urban geometry and human thermal comfort is less well understood than the urban climate itself. Although urban design concepts for climate regulation do exist (e.g. Ali-Toudert, 2000), the quantitative assessment of these solutions is lacking or performed with weak methods. This observation justifies the present study.

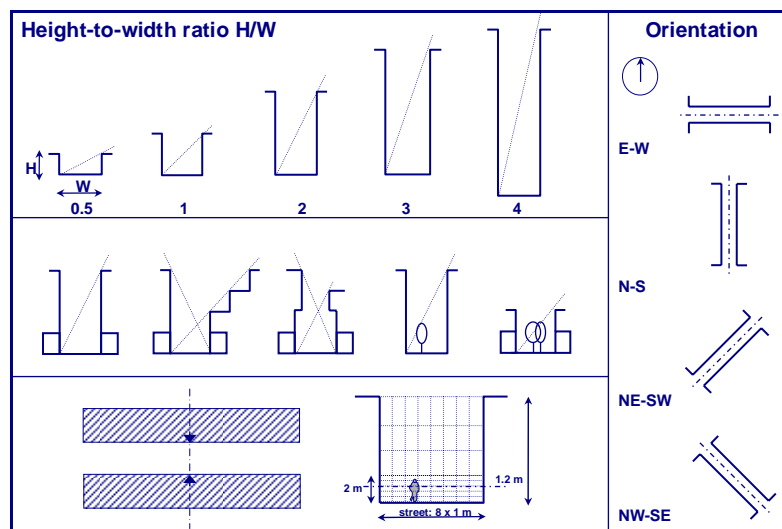


Fig. 1: Schematic of the urban canyon geometries simulated with ENVI-met

### 2. Methods and case studies

Numerical modelling was chosen as suitable method for its fastness and low-cost, which allows an easy comparison between manifold urban configurations together with their influence on urban microclimate. The investigation is carried out by using the 3D model ENVI-met (Bruse, 1999), which simulates the microclimatic changes within urban environments in a high spatial and temporal resolution. Model calculations were run for typical summer conditions in Ghardaia, Algeria (32.40° N, 3.80° E), a subtropical region characterized by a hot-dry climate. Fig. 1 shows the urban canyons simulated, whose properties included the aspect ratio H/W, street orientation and a number of design details:

- symmetric urban canyons with H/W equal to 0.5, 1, 2 and 4 and four different solar orientations (i.e. E-W, N-S, NE-SW and NW-SE),
- asymmetric profiles with different openness to the sky, together with the role of galleries, overhanging façades or including rows of trees.

The analyses focused on the local spatial differences across the street (i.e. street centre vs. sidewalks). They were performed on a daily basis in order to deal with the subjective dimension of people's frequentation of the space.

The state-of-art for assessing thermal comfort outdoors relies on the use of thermal indices, which sum up the simultaneous effects of all meteorological factors, including the additional solar radiation fluxes, and human data (weight, size, sex, etc.) by solving the human energy balance (e.g. Höppe, 1993). So, a special emphasis is placed on a human-biometeorological assessment of these microclimates by using the physiologically equivalent temperature PET (Mayer and Höppe, 1987) as appropriate thermal index.

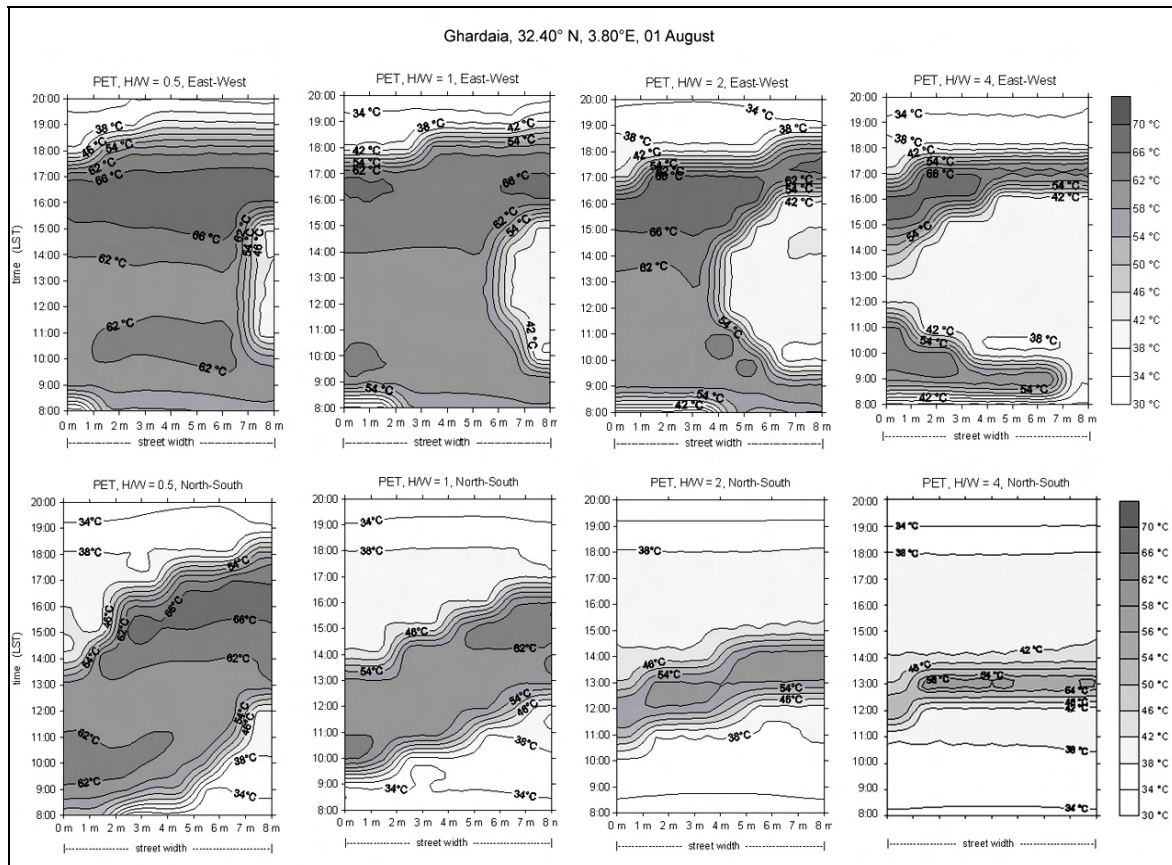


Fig. 2: Spatial and temporal distribution of the thermal index PET in urban canyons with H/W from 0.5 to 4 for E-W and N-S orientations (summer situation in a city with hot-dry climate)

### 3. Results

The main results can be summarized as follows:

- Air temperature  $T_a$  was found to decrease moderately with the increase of H/W. The warming rate of the canyon air follows the irradiances patterns of the canyon facets. As a relatively inert quantity in relation to urban geometry variations,  $T_a$  can only be considered as secondary indicator for thermal comfort outdoors.
- Fig. 2 shows the temporal and spatial distribution of PET for all canyons from H/W = 0.5 to 4 for E-W and N-S orientations. The simulation results indicate that the thermal comfort is difficult to reach passively in a subtropical hot-dry climate. The duration and period of day of extreme heat stress as well as the spatial distribution of PET across the canyon depend strongly on aspect ratio and street orientation. Wide streets (H/W  $\leq 1$ ) are highly uncomfortable for both orientations. Yet, N-S streets have some advantage over E-W streets as the thermal conditions at their edges along the walls are thermally less stressful. Increasing the aspect ratio ameliorates the thermal comfort for both E-W and N-S orientations, but the N-S orientation still offers a better thermal situation. For

shallow canyons, implementing shading strategies at street level (galleries, trees, etc.) is the only way to improve substantially the thermal comfort.

- c) The differentiated thermal situation observed across the street (centre and edges) is also worthy of note since this will directly influence the design choices in relation to street usage, e.g. streets exclusively planned for pedestrian use or including motor traffic, and also the time of frequentation of urban spaces.
- d) These results also confirm the dominant role of the sun exposure, i.e. the radiation fluxes expressed by the mean radiant temperature  $T_{\text{mrt}}$  under summer conditions. Hence, shading is the main strategy for keeping the street area in comfort range; as this was found elsewhere by experimental studies (Ali-Toudert, 2005; Ali-Toudert et al., 2005; Ali-Toudert and Mayer, 2007a).
- e) Using galleries reveals to be beneficial for mitigating thermal stress. This is due to the reduced direct solar radiation received by a human body and to less long-wave irradiation emitted by the surrounding surfaces, in particular the ground. However, discomfort can shortly extend under galleries when the sun is low and reaches the pedestrian and the ground surface. This is more marked for wide canyons and depends on street orientation and gallery's height and width.
- f) The asymmetry, as expected, increases the sun exposure of the street and hence the thermal stress. Yet, the asymmetric profile investigated ( $H_1/W = 2$ ,  $H_2/W = 1$ ) shows a better thermal situation than a symmetric street with  $H/W = 1$  in the morning and late afternoon and a trend to cool faster than a canyon with  $H/W = 2$ .
- g) Overhanging façades as horizontal shading devices (can also be balconies) help to increase substantially the area and duration of shade at street level and reduce further the heat stress. This design solution is advisable for ensuring more shading at street level in the summer and more internal solar access in the winter. Moreover, these "self-shading" façades reduce the overheating of indoor spaces.
- h) The use of a row of trees improves the thermal comfort situation within the canyon, mostly because the direct solar radiation under the tree crowns is strongly decreased. So, shading is the main property of the vegetation that leads to heat stress mitigation. However, almost no extent of these advantages could be observed in the surrounding space.

Details on the irregular geometries investigated are also available in Ali-Toudert and Mayer (2007b).

#### 4. Conclusion

This study shows that all urban street descriptors influence the thermal comfort with a differentiated situation across the street. Manifold design possibilities are available for controlling the thermal environment. In summer, shading is a key strategy for promoting thermal comfort. This can be reached by (1) a judicious choice of aspect ratios and orientation, (2) by arranging complementary solutions, e.g. galleries, planting trees, or shading devices on the façades. This work also highlights the necessity of more on-site measurements and more subjective votes of people for validating the simulations results.

#### References

- Ali-Toudert F, 2000: Intégration de la dimension climatique en urbanisme. Mémoire de Magister, EPAU, Alger.
- Ali-Toudert F, 2005: Dependence of outdoor thermal comfort on street design in hot and dry climate. PhD Thesis, Rep. Meteorol. Inst. Univ. Freiburg No. 15, <http://www.freidok.uni-freiburg.de/volltexte/2078>.
- Ali-Toudert F, Djenane M, Bensalem R, Mayer H, 2005: Outdoor thermal comfort in the old desert city of Beni-Isguen, Algeria. *Climate Research* 28, 243-256.
- Ali-Toudert F, Mayer H, 2007a: Thermal comfort in an east-west oriented street canyon in Freiburg (Germany) under hot summer conditions. *Theor. Appl. Climatol.* 87, 223-237.
- Ali-Toudert F, Mayer H, 2007b: Effects of asymmetry, galleries, overhanging façades and vegetation on thermal comfort in urban street canyons. *Solar Energy*, in press, <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2006.10.007>.
- Bruse M, 1999: Die Auswirkungen kleinskaliger Umweltgestaltung auf das Mikroklima. Entwicklung des prognostischen numerischen Modells ENVI-met zur Simulation der Wind-, Temperatur-, und Feuchtverteilung in städtischen Strukturen. PhD Thesis, Univ. Bochum, Germany.
- Höppe P, 1993: Heat balance modelling. *Experientia* 49, 741-746.
- Mayer H, Höppe P, 1987: Thermal comfort of man in different urban environments. *Theor. Appl. Climatol.* 38, 43-49.



## 1.7 Wind- und Turbulenzparameter in der Deutschen Bucht – Auswertung der Daten von der FINO1-Plattform

Matthias Türk und Stefan Emeis

Institut für Meteorologie und Klimaforschung - Atmosphärische Umweltforschung -  
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Kreuzeckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen  
[matthias.tuerk@imk.fzk.de](mailto:matthias.tuerk@imk.fzk.de)

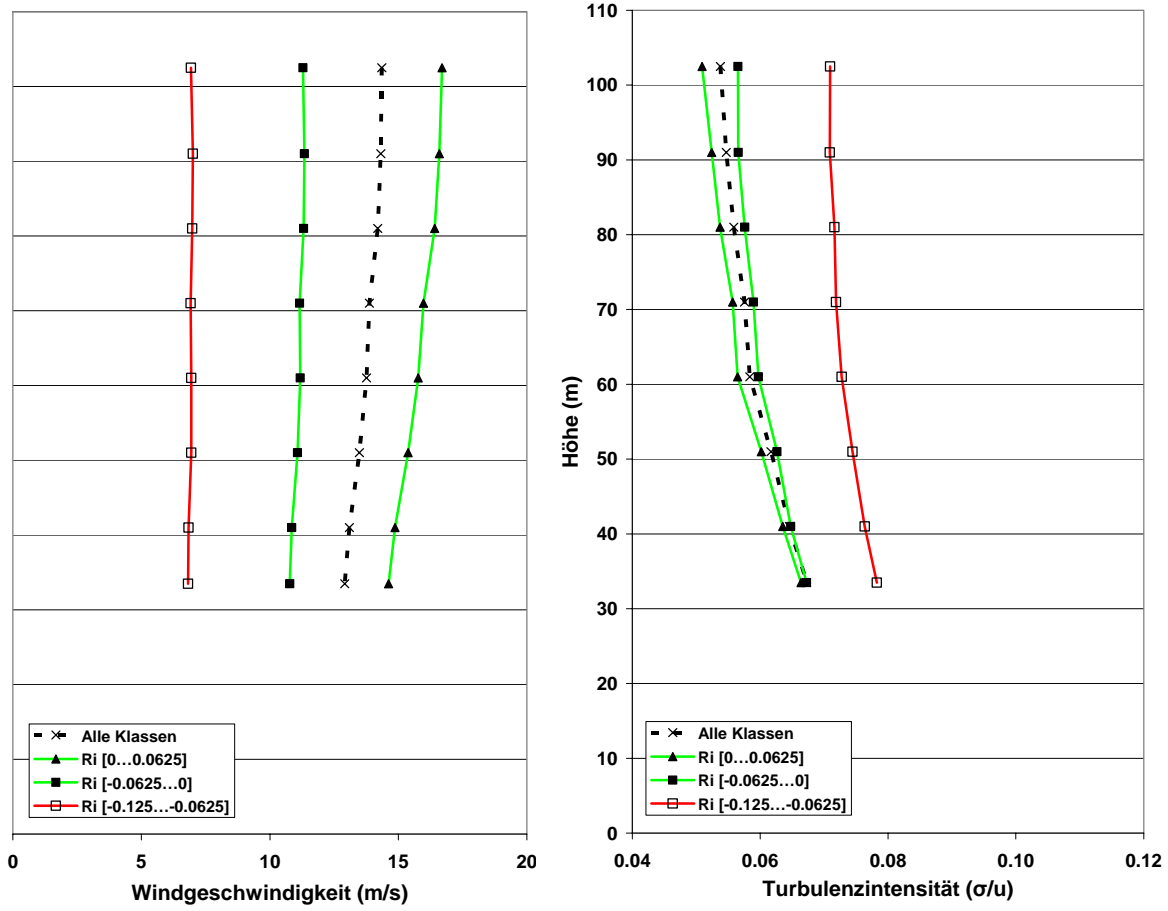
### Einleitung

Vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussion über den anthropogen bedingten Klimawandel und die zwingend notwendigen Maßnahmen zur Gegensteuerung gewinnen die so genannten regenerativen Energien zunehmend an Bedeutung. Um die gesetzten Klimaschutzziele (Reduktion des CO<sub>2</sub>-Ausstoßes) zu erreichen, soll der Anteil der Windenergie an der Energieversorgung in Deutschland dabei nach dem Willen der Bundesregierung in den nächsten Jahren deutlich zunehmen. Der größte Teil der neu installierten Leistung soll dabei offshore gebaut werden. Für die Planung, Auslegung und den Betrieb von Offshore-Windkraftanlagen bzw. -parks in den entsprechenden Seegebieten z.B. in der Deutschen Bucht ist eine detaillierte Kenntnis des Windklimas zwingende Voraussetzung. Seit Herbst 2003 ist die mit einer Höhe von gut 100 m und einer Höhenauflösung von 10 m bei der Windmessung die weltweit bislang einzigartige Offshore-Forschungsplattform FINO1 in der Deutschen Bucht, ca. 45 km nördlich vor Borkum, in Betrieb und soll zur Verbesserung der Datenlage und zum besseren Verständnis der maritimen Grenzschicht beitragen. Die FINO1-Messdaten werden im Rahmen des BMU-finanzierten Verbundprojektes OWID ausgewertet.

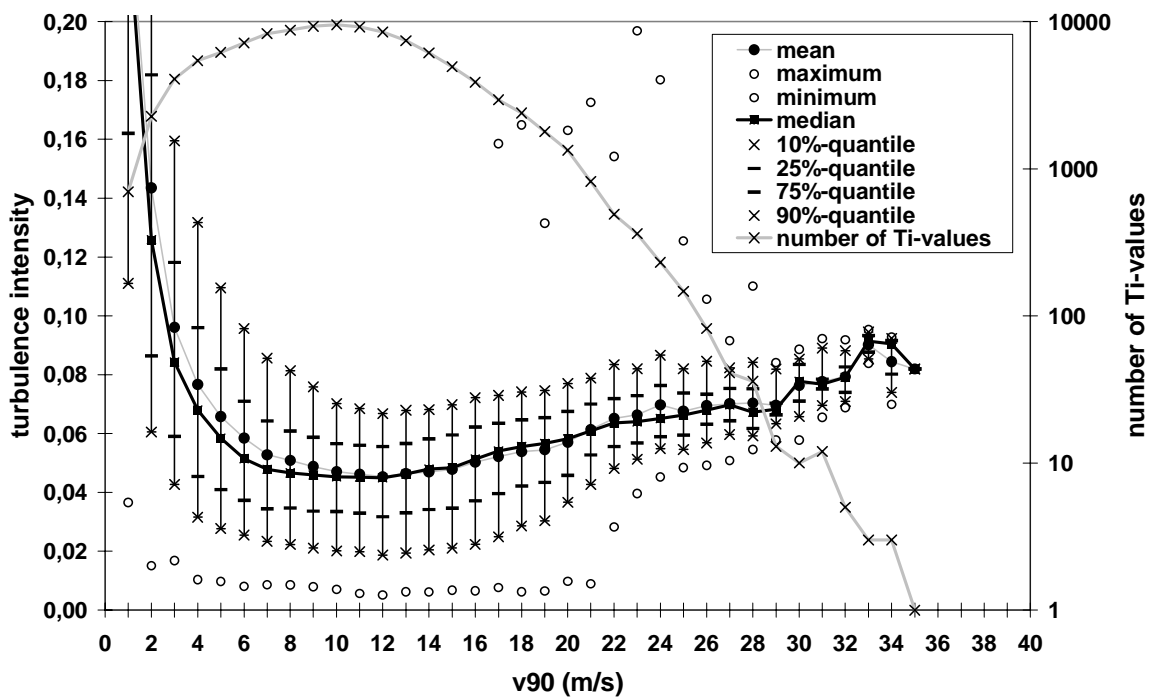
### Ergebnisse

Aus den 10-Minuten-Mittelwertdaten der Schalenkreuzanemometer in 8 Messhöhen zwischen 33 und 103 m Höhe werden in Abb. 1 Analysen der Wind- und Turbulenzprofile für verschiedene Stabilitätszustände der Atmosphäre - definiert nach Bulk-Richardson-Zahl - gezeigt (Lange et al. 2004). Der Vertikalgradient der Windgeschwindigkeit nimmt mit zunehmend stabiler Schichtung zu, während er bei stark labiler Schichtung wegen der guten Durchmischung der atmosphärischen Grenzschicht kaum noch ausgeprägt ist. Die Windgeschwindigkeit ist bei Bulk-Richardson-Zahlen nahe Null (also annähernd neutraler Schichtung) am größten. Die Turbulenzintensität nimmt mit kleineren Bulk-Richardson-Zahlen und somit instabilerer atmosphärischer Schichtung zu, da die thermisch erzeugte Turbulenz hier immer wichtiger wird und im Vergleich zu Fällen mit stabilerer Schichtung eine geringere Dämpfung der Turbulenz auftritt.

Die Oberflächenrauigkeit und somit auch die Turbulenzintensität auf See sind aufgrund der windabhängigen Wellenhöhe im Gegensatz zu Landoberflächen von der Windgeschwindigkeit abhängig. Abb. 2 zeigt daher die Turbulenzintensität als Funktion der Windgeschwindigkeit. Bis zu einer Windgeschwindigkeit von ca. 12 m/s nimmt die Turbulenzintensität ab, da bei diesen Windgeschwindigkeiten die thermisch erzeugte Turbulenz noch eine größere Rolle spielt. Ab einer Windgeschwindigkeit von ca. 12m/s nimmt die Turbulenzintensität aufgrund der zunehmenden mechanischen Turbulenz mit zunehmender Windgeschwindigkeit wieder zu.

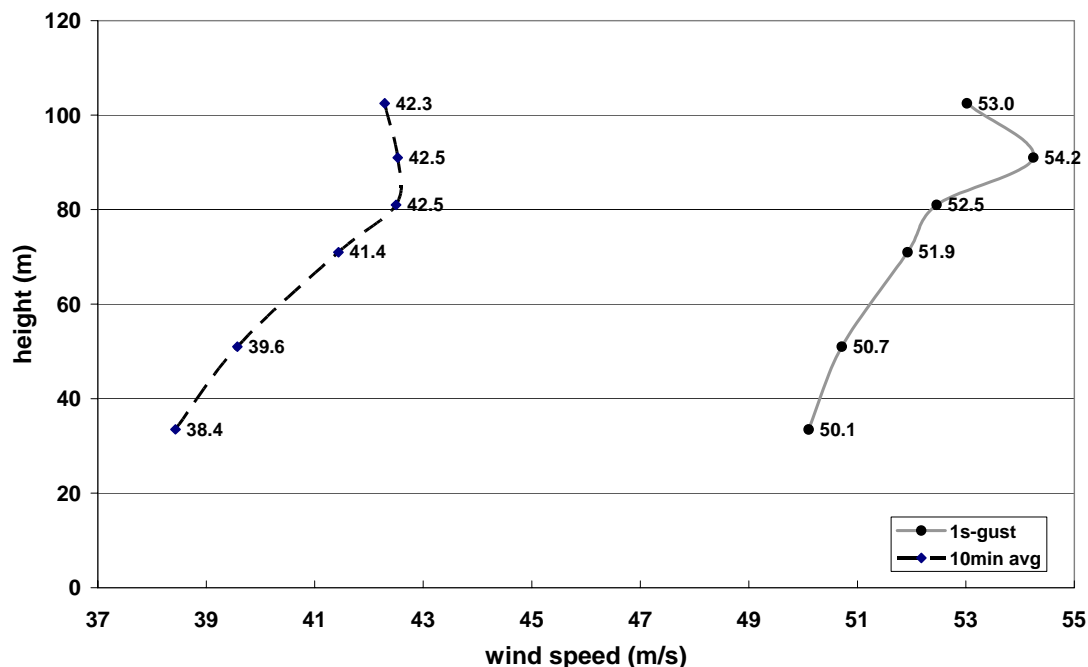


**Abb.1:** Profile der der mittleren Windgeschwindigkeit und der Turbulenzintensität ( $\sigma/u$ ) in Abhängigkeit der Bulk-Richardson-Zahl (Ri). Oktober 2004 bis Januar 2005, Sektor 210-250°,  $v_{100} > 5\text{m/s}$



**Abb.2:** Turbulenzintensität in Abhängigkeit der Windgeschwindigkeit in 90m Höhe. Januar 2004 bis November 2006.

Auf Basis Schalenkreuzanemometer-Daten (10-Minuten-Mittelwerte und 1-Sekunden Maximum innerhalb eines 10-Minuten-Intervalls) der Jahre 2004 und 2005 wird mittels einer modifizierten Gumbel-Methode über eine Bestimmung von Überschreitungswahrscheinlichkeiten eine Extremwertextrapolation für das 10-Minuten Mittel und die maximale 1-Sekunden Böe in verschiedenen Höhen präsentiert (Abb. 3). Zunächst wird eine Häufigkeitsverteilung der 1-Sekunden-Böe im Beobachtungszeitraum 2004-2005 erstellt. Es wird die Summenhäufigkeit gebildet, d.h. die relativen Häufigkeiten der Klassen werden aufsummiert, so dass die aufsummierte Häufigkeit mit zunehmender Klassennummer gegen 1 tendiert. Für die aufsummierte Häufigkeit jeder Klasse wird der doppelte negative Logarithmus gebildet und auf der Ordinate gegen die Klassenuntergrenzen der 1-Sekunden Böe aufgetragen. Es ergibt sich eine Gerade, wenn die Häufigkeitsverteilung der Gumbelschen Extremwertverteilung entspricht (Schroers und Lösslein 1983). Während sich die Häufigkeitsverteilung aller Werte (Windgeschwindigkeitsklassen) sehr gut durch eine Weibull- bzw. Rayleighverteilung beschreiben lässt, folgt die Verteilung der hohen Windgeschwindigkeiten (=Extremwerte) oberhalb von 18-20m/s eher der Gumbel'schen Extremwertverteilung.



**Abb.3:** Vertikalprofil der extrapolierten 50-Jahres Ereignisse für den 10-Minuten Mittelwert (gestrichelte Linie) und die 1-Sekunden Böe (durchgezogene Linie).

Neben diesen auf Schalenkreuzanemometermessungen beruhenden Ergebnissen werden auch Auswertungen von zeitlich hoch auflösenden Ultraschallanemometer-Daten gezeigt, wie die Auswertung von Turbulenzspektren und die Bestimmung der turbulenten Längenskala.

### Literatur:

Lange, B.; Larsen, S.; Højstrup, J.; Barthelmie, R. (2004): The influence of thermal effects on the wind speed – profile of the coastal marine boundary layer. *Boundary-Layer Meteorol.* 112, 587-617.

Schroers, H.; Lösslein, H. (1983): Extremwertextrapolation und Windprofile bei Starkwind und Sturm. *Meteorol. Rdsch.* 36, 205-213.

Taylor, P.; Yelland, M. (2001): The Dependence of Sea Surface Roughness on the Height and Steepness of the waves. *J. Phys. Ocean.* 31, 572-590.

## 1.8 Statistische Regionalisierung von Klimaszenarios für das 21. Jahrhundert mit Schwerpunkt auf umweltrelevante Indikatoren

Arne Spekat, Frank Kreienkamp, Wolfgang Enke

Climate and Environment Consulting Potsdam GmbH (www.cec-potsdam.de)

[arne.spekat@cec-potsdam.de](mailto:arne.spekat@cec-potsdam.de)

### Abstract

Die sich bereits in der unmittelbaren Vergangenheit abzeichnenden Klimaveränderungen zeigen, dass sich ein Entwicklungsprozess aufbaut, in dessen Folge die statistischen Eigenschaften der Klimatelemente Änderungen erfahren. Mit einer statistischen Methode, die an zukünftige Veränderungen im großräumigen Strömungsregime gekoppelt ist werden Werkzeuge zur Diagnose und Bandbreitenabschätzung wahrscheinlicher Klimaänderungen präsentiert. Mit ihnen lassen sich außerdem Indikatoren erstellen, die Aussagen zu umweltrelevanten Größen ermöglichen, darunter auch die Wahrscheinlichkeit des Eintretens von Extremen. Zusätzlich sind dies für den Wissenstransfer relevante Kenngrößen, da sie sowohl an Umweltmeteorologie-Experten als auch die Öffentlichkeit gut vermittelbar sind.

### Einführung

Das Klima und seine Wirkungen für die Zukunft darzustellen ist zentrale Aufgabe von Modellen, deren Resultate wiederum den Entscheidungsträgern und der Öffentlichkeit vermittelt werden müssen. Die hier vorgestellte statistische Methode WETTREG (**W**etterlagenbasierte **R**egionalisierung) wurde primär entwickelt, um Ausgangsmaterial für Klimawirkungsstudien zu erzeugen. Durch ihrem Einsatz entstehen in hoher räumlicher Dichte Zeitreihen von atmosphärischen Parametern in täglicher Auflösung. Der Weg dorthin führt über statistische Bestimmung der Beziehung zwischen lokaler Beobachtungen an Klimastationen und großräumigen atmosphärischen Zirkulationsmustern. Die Grundannahme ist, dass globalen Zirkulationsmodelle diese großräumigen Strukturen sowie deren zukünftige Veränderungen zutreffend wiedergeben.

### Daten und Methode

Zur Erarbeitung der hochauflösenden Klimaszenarios sind drei Datenquellen notwendig: (i) Klimabeobachtungen (Periode 1961-1990, rund 2000 Klima- und Niederschlagsstationen in Deutschland); (ii) Reanalysedaten atmosphärischer Felder (Periode 1961-1990, ERA40-Daten); (iii) Szenarioläufe eines globalen Klimamodells (ECHAM5, SRES-Szenarios A1B, A2 und B1).

Die Zirkulationsmuster werden bei WETTREG mit Hinblick auf *Klimawirkungen* definiert: In ihnen werden Wettersituationen – für die Untersuchungen des gegenwärtigen Klimas aus den Felder der Reanalysen – gruppiert, die in diesem Zeitraum besonders tiefe/hohe Temperaturwerte resp. Niederschlagswerte hervorrufen. Hernach kombiniert ein stochastischer Wettergenerator die sich abwechselnde Perioden, z.B. von regionalen Mitteltemperaturanomalien bezüglich des Jahresganges, zu Zeitreihen eines hypothetischen Klimas. Die "Montage" dieser Reihen erfolgt dabei so, dass in ihnen die zugehörigen Zirkulationsmuster in der für die entsprechende Dekade bestimmten Häufigkeit enthalten sind. Am Anfang steht dabei eine Studienphase, in der die Zeitabschnitte aus dem gegenwärtigen Klima rekombiniert werden, um die Häufigkeitsverteilungen der Zirkulationsmuster im Kontrolllauf eines Klimamodells zu reproduzieren. Die Verteilungen entstehen dadurch, dass die aus den Reanalysedaten ermittelten Zirkulationsmuster mit einem objektiven Verfahren in den Realisierungen des globalen Klimamodells wiedererkannt werden. Damit lässt sich auf die Stabilität und Realitätsnähe des stochastischen Modells schließen. Zukünftige Klimaentwicklungen werden analysiert, indem der Wettergenerator so betrieben wird, dass in den synthetisierten Zeitreihen die in *Szenario*-Rechnungen objektiv ermittelten Häufigkeitsverteilungen der Zirkulationsmuster enthalten sind. Ein weiteres Kriterium beim Betrieb des Wettergenerators sei hier noch erwähnt: Zwischen dem Zirkulationsmuster des letzten Tages einer zu Ende gehenden Periode und dem Muster des ersten Tages der zufällig Periode muss eine Übergangswahrscheinlichkeit von mindestens 10 % vorliegen. Mit dieser Vorgehensweise wird ein synoptisch sinnvoller Übergang zwischen Wettersituationen gewährleistet.

Mit WETTREG wird also die Klimaveränderung in Form von lokalen Zeitreihen ermittelt, wie sie durch die Veränderung der großräumigen atmosphärischen Muster moduliert wird. Um noch weiter gehende Realitätsnähe zu erreichen und eine noch bessere Ankopplung an die physikalischen Prozesse der Atmosphäre zu gewährleisten (was bei vielen anderen statistischen Verfahren nur unzureichend geschieht), wird das Temperatursignal (oder bei anderen Rechnungen das Niederschlagssignal) weiter moduliert, indem per Regressionsanalyse von atmosphärischen Feldern des Klimamodells weitere relevante

Einflussfaktoren hergeleitet werden. Damit können die Zeitreihen auch den "Ereignishorizont" des gegenwärtigen Klimas verlassen und es entsteht das Potenzial für neue Wetterextreme. Zudem ist mit WETTREG eine Regionalisierung für ganz Deutschland mit einer einheitlichen Methode verwirklicht. Die Methode erfordert nur wenig Computer-Ressourcen und aus Gründen der statistischen Stabilität werden Hunderte von Simulierungsjahren benutzt.

Die Weiterentwicklung der WETTREG-Methode wurde von den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Thüringen sowie dem Umweltbundesamt ganz entscheidend vorangetrieben. Der verwendete Wettergenerator ist in [Enke et al., 2005a] und [Enke et al., 2005b] beschrieben. Eine Beschreibung der gesamten WETTREG-Methode findet sich in [Enke et al., 2006] und [Spekat et al., 2007].

## **Klimaänderungen und deren Bandbreite**

Zu den wichtigsten Erkenntnissen der weltweit in den IPCC Reports veröffentlichten Resultate gehört, dass alle Klimaänderungen eine große Bandbreite besitzen. Die Entscheidungsträger stehen also vor dem Dilemma, aus einem unscharfen Signal klare Entscheidungen treffen zu müssen. Zudem ist die Simulation regionaler Klimaänderungen ein ambitioniertes Unterfangen, das jedoch in den letzten Jahren mehr und mehr belastbare Resultate produziert. Welche räumlichen Unterschiede sich dabei für die Temperatur ergeben und wie dies zudem von den zugrunde liegenden Emissionsszenarios abhängt ist in den Abbildungen 1 und 2 erkennbar. Dort ist, aufgrund der Ergebnisse an rund 300 Klimastationen in Deutschland für die Fläche die Temperaturzunahme von 1961-1990 zum Ende des 21. Jahrhunderts errechnet.

## **Kenngrößen**

Wenn das Ensemble der WETTREG-Simulationen, die als Zeitreihen an den Orten der Klima- und Niederschlagsstationen verfügbar sind untersucht wird, ist es möglich, Einblicke in die Feinstruktur der Klimaänderungen zu gewinnen und dies anhand von Indikatoren zu gewinnen. Für Aussagen zu Klimaimpakten, aber auch zur Veranschaulichung von Klimaänderungen für die Öffentlichkeit ist zum Beispiel die Entwicklung der so genannten Kenntage von großer Bedeutung, das sind Tage, an denen Schwellwerte über- bzw. unterschritten werden (Eistage: Temperatur ist ganztägig nicht über dem Gefrierpunkt; Frosttage: Der Gefrierpunkt wird zeitweilig unterschritten; Sommertage: Es wird mindestens 25°C warm; Heiße Tage: Es wird mindestens 30°C warm; Tropennächte: Es kühlt nicht unter 20°C ab). In Abb. 3 ist dieses Entwicklung für die Station Garmisch-Partenkirchen im Vergleich zwischen der Jetztzeit (blaue Balken) und dem Ende des 21. Jahrhunderts (rote Balken) dargestellt. Es gibt eine sehr große Zahl weiterer Kenngrößen – hier nicht dargestellt – darunter die Entwicklung der Andauer von Hitzewellen oder Trockenperioden sowie die Verschiebung der Vegetationsperioden. Diese Indikatoren sind für einen breitgefächerten Anwendungsbereich bedeutungsvoll, der auch Zivilschutz zu Umweltschutz beinhaltet.

## **Literatur**

Enke, W., F. Schneider and Th. Deutschländer (2005): A novel scheme to derive optimized circulation pattern classifications for downscaling and forecast purposes. *Theoretical and Applied Climatology*, Vol. 82, 51-63. DOI10.1007/s00704-004-0116-x

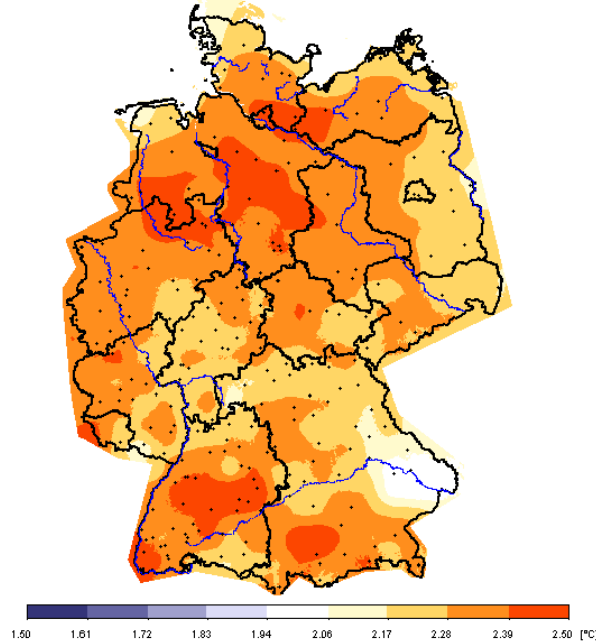
Enke, W., Th. Deutschländer and F. Schneider (2005): Results of five regional climate studies applying a weather pattern based downscaling method to ECHAM 4 climate simulation. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 14 No. 2, 247-257. DOI10.1127/0941-2948/2005/0028.

Enke, W., A. Spekat und F. Kreienkamp (2006): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES Szenarios B1, A1B und A2. Zwischenbericht: Szenario A2. Meteo-Research, Potsdam, Im Auftrag des Umweltbundesamts, Dessau, 80 pp.

Spekat, A., W. Enke und F. Kreienkamp (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES Szenarios B1, A1B und A2. Endbericht. CEC-Potsdam GmbH, Im Auftrag des Umweltbundesamts, Dessau. 148 pp. [[www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3133.pdf](http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3133.pdf)]

Abbildungen:

USA : EC-HAMS; A1 : Mittel; 207\_L\_2080; 208\_L\_2090; 209\_L\_2100; Mittel\_Temp; meteorologisches Jahr  
 USA : EC-HAMS; A1 : Mittel; 196\_L\_1970; 197\_L\_1980; 198\_L\_1990;



USA : EC-HAMS; B1 : Mittel; 207\_L\_2080; 208\_L\_2090; 209\_L\_2100; Mittel\_Temp; meteorologisches Jahr  
 USA : EC-HAMS; A1 : Mittel; 196\_L\_1970; 197\_L\_1980; 198\_L\_1990;

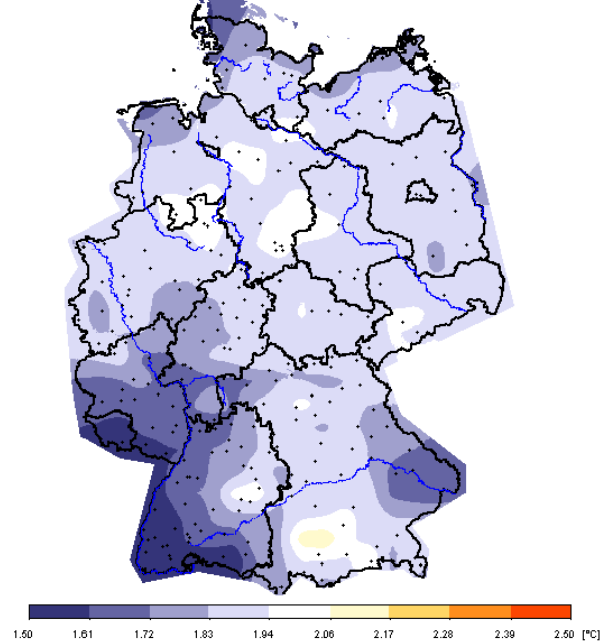


Abbildung 1 (links): Änderung der Mitteltemperatur in Deutschland als Vergleich der Perioden 2071-2100 (ECHAM5-Modell, SRES-Szenario A1B) mit 1961-1990 (ECHAM5-Modell, Kontrolllauf).

Abbildung 2 (rechts): Wie Abb. 1, jedoch für das SRES-Szenario B1 in der Periode 2071-2100. Die Farbskalen von Abb. 1 und 2 sind gleich; blaue Farbe bedeutet keine Abkühlung sondern geringere Erwärmung.

USA : EC-HAMS; A1 : Mittel; 2091\_L\_2100; Kenngröße; GARMISCH-PARTENKIRCHEN; Mittel  
 USA : EC-HAMS; A1 : Mittel; 1981\_L\_1990;

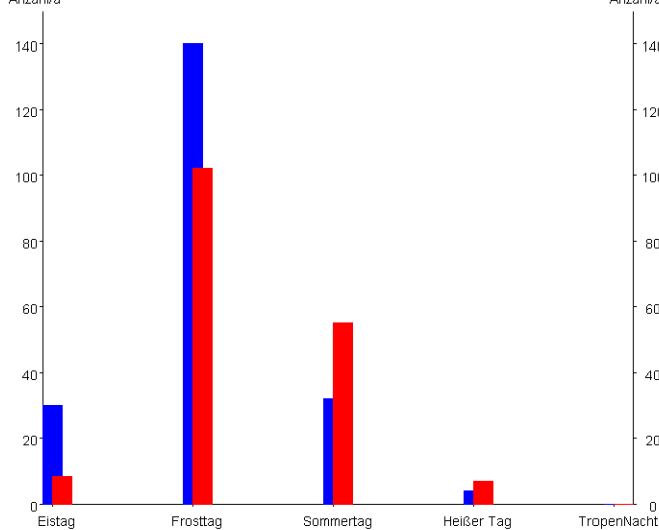


Abbildung 3: Veränderung der Kenntage (s. Abschnitt *Kenngrößen* im Text) für die Station Garmisch-Partenkirchen im Vergleich der Dekaden 2091-2100 (rot) mit 1981-1990 (blau) unter den Bedingungen des SRES-Szenarios A1B.

## **1.9 Ventilation Investigations in a densely built up Area of Hong Kong to describe Thermal Comfort**

### **Bewertung der Belüftungsverhältnisse Hong Kongs zur Verbesserung der thermischen Komponente des Stadtklimas**

Lutz Katzschner<sup>1</sup> and Edward Ng<sup>2</sup>

<sup>1</sup>University Kassel, Environmental Meteorological Institute, Planning Department, Kassel, Germany

<sup>2</sup>Department of Architecture, Chinese University of Hong Kong, Shatin, NT, Hong Kong

#### **Abstract**

For the tropical climate of Hong Kong better ventilation is needed urgently for the improvement of thermal comfort conditions. The investigation shows the influence of building structures, orientation of streets and the local sea breeze effect on the ventilation conditions inside the Urban Canopy Layer.

The government of Hong Kong has recently published an Air Ventilation Assessment System (AVAS) for guiding development and planning. Developments of a certain characteristics are required to undertake the assessment in order to ensure that they do not obstruct too much of the wind/air movement at ground level for pedestrian comfort. This is the first governmental legal system in the world dealing with weak wind conditions, design and planning. In this framework wind measurements were carried out. The case study site was within a densely built up area under reconstruction on Hong Kong Island. Topics were influence of sea breeze inside the urban fabric, thermal induced circulation systems and air temperature. On that base thermal comfort was calculated. Results were taken to study the conditions within the UCL in 2 m height.

#### **1 Introduction**

For Hong Kong ventilation is an important factor for any comfort discussions. The government of Hong Kong has recently published an Air Ventilation Assessment System (AVAS) for guiding development and planning. In the development of an older part of Hong Kong, on Hong Kong Island, the discussion was how dense and at what height future developments can go without destroying the thermal comfort completely.

The recent unfortunate events of Severe Acute Respiratory Syndrome (SARS) has brought the Government of Hong Kong Special Administration Region (HKSAR), Team Clean, and the inhabitants of Hong Kong to the realization that a quality built environment is the aim of Hong Kong to become a "world class city that we can proudly call home". Gradation of development height profile, provision of breezeways, layout planning and disposition of building blocks to allow more open space, greater building setbacks to facilitate air movement, reduction of development intensity, increased open space provisions especially in older districts, and more greenery are all coined as measures to improve our built environment.

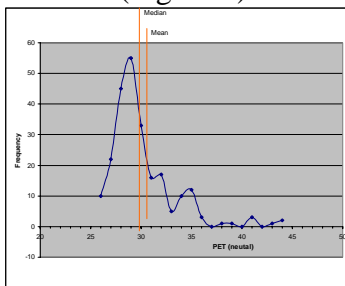
The Team Clean report also highlighted the need to establish methods for air ventilation to guide future planning actions (Team Clean 2003). With this case study one can show an approach how to promote a better layout of building blocks in the city, within one case study the ventilations was examining This study concentrates on seeing if it is indeed possible, or feasible, based on current knowledge, such as the already existing investigations, and state of the art scientific know how, technology and facilities, for the Planning Department to establish an Air Ventilation Assessment System (AVAS) or Guidelines for better city design.



**Fig. 1:** Typical skyline for blocking land sea breeze at Hong Kong Island and its geographical situation ;red circle is investigation site from google earth (Google Earth 2006)

## 2 Outdoor thermal comfort in Hong Kong

Outdoor thermal comfort could be achieved when the following factors are balanced: air temperature, wind speed, humidity, activity, clothing and solar radiation. Under the regional climate conditions in the hot tropical summer months of Hong Kong outdoor comfort can be improved by maximizing wind speed and minimize solar radiation. Typically, the desirable environment over the pedestrian is a balance between air temperature, solar radiation and wind speed. A higher wind speed might be needed if a pedestrian is only partly shaded, likewise, a lower wind speed might be desired if the air temperature is lower. Based on recent researches, when a pedestrian is under shade, a steady mean wind at pedestrian level of around 1.5 m/s will be beneficial for providing thermal relief and a comfortable outdoor urban environment in summer in Hong Kong. Factoring in the macro wind availability of Hong Kong, it might be quoted statistically that a good probability of achieving this 1.5 m/s mean wind speed (over 50% of the time) is desirable. In the case study mentioned below (Figure 3 right) the thermal index PET was calculated and interviews show a neutral temperature with 28 °PET (Figure 2).



**Fig. 2: Neutral thermal comfort conditions with PET**

Referring to Hong Kong's general macro wind availability data (from Hong Kong Observatory), in order to capture this "mean 1.5 m/s wind over 50% of the time", it is desirable to have a city morphology that is optimized, and as much as possible, designed to capture the incoming macro wind availability. Properly laid out urban patterns and street widths, careful disposition of building bulks and heights, open spaces and their configurations, breezeways and air paths, and so on are all important design parameters. Achieving a conducive outdoor thermal environment for Hong Kong is an important planning consideration. A well designed urban wind environment will also benefit the individual buildings and their probability of achieving indoor comfort, as well as contributing to other benefits, like the dispersion of an-

thropogenic wastes.

## 3 Case study

The investigation site was located at Hong Kong Island (see Figure 1). The aim was to find the ventilation pattern during the normal easterly wind situation. Therefore mobile measurements were carried out. At all points the daily course was measured of wind direction and wind speed as well as the air temperatures. The distribution of measurement points follows from near harbour to the financial sites to a very densely built up area with narrow roads. Field measurement were carried out on 26.11.2005 from 2pm to 4pm in Hong Kong Island to understand the urban climate of certain areas that would be influenced by urban planning or design so that we could establish or suggest appropriate and practical planning guidelines to



improve our urban climate and to prevent worsening thermal comfort and air pollution. It is known that urban features such as urban textures, street pattern and orientation have implication on urban heat island effect. In Hong Kong, tall concrete residential buildings with sharp edges and low aspect ratio could trap both short and long wave radiation. This trapped radiation could contribute to UHI, which eventually could lead to air pollution (Giridharan et al. 2005).



**Fig. 3:** Case study wind distribution (left), climate mapping with UHI and wind reduction zonings (right), PET values and neutral thermal conditions (right) from a one day experiment with easterly wind flow. Measurements were taken at 26<sup>th</sup> November 2005. Each point again had three different spots to get the average characteristic of the place.

## 5 RESULTS

In respect to thermal comfort one has to judge air temperature for the radiation processes, humidity and wind speed. The humidity as well as the air temperatures differences were very small in space and time resolution. So the main important factor for thermal comfort is wind and sun/shadow situation. But even within the shadow parts air temperature does not decrease considerable so that main wind is dominant for thermal comfort. Results are shown in table 1. The conclusions are that see a wind breeze penetrate into the site only in the office houses in a plain shore situation. This circulation system is stopped at the denser built up areas. Sometimes a counter wind flow was observed, which lead at the wider street to opposite wind directions and to high turbulences around the corner. The second important observation was a downhill wind flow, which is a thermal induced circulation coming from cool vegetation type slopes. This again is stopped by the opposite sea breeze. This situation is shown in Figure 3.

## 6. Cconclusions for thermal aspects

Based on our observation and findings:

1. If we can layout these small streets grid in the direction of regional wind;
  2. Not to allow tall and wide building blocking the wind before the wind reaches the site;
  3. Limit the height of buildings flanking these small streets;
  4. Make use of the sloping streets because these help to generate downhill air movement.
- Then we can create a thermal comfort outdoor space for the neighbourhood.

## References

- Team Clean, 2003, Report on Measures to Improve Environmental Hygiene in Hong Kong, HKSAR, p. 87.
- Giridharan, R., S. Ganesan, S.S.Y. Lau, Nocturnal heat island effect in urban residential developments of Hong Kong, Energy and Buildings 37 (2005) 964-971.
- Google earth 2006; google-digital

## 1.10 Beobachtung von Wind- und Turbulenzprofilen in der städtischen Wärmeinsel mit Fernerkundungsverfahren

Stefan Emeis, Klaus Schäfer, Peter Suppan

Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung  
Forschungszentrum Karlsruhe, Kreuzackbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen  
stefan.emeis@imk.fzk.de

### Einleitung

Die thermische Überwärmung einer Stadt im Vergleich zu ihrem Umland (städtische Wärmeinsel) ist ein zusätzlicher Antrieb für den aufwärts gerichteten Transport von Spurenstoffen über der Stadt. Die Wärmeinsel bestimmt auf diese Weise die Dynamik der Stadt-Umland-Wechselwirkung in lufthygienischer Sicht mit. Wegen der fortschreitenden Klimaerwärmung und der steigenden anthropogenen Wärmeproduktion durch den Energieverbrauch in den auch aufgrund der weltweiten Bevölkerungsentwicklung wachsenden Städten muss in Zukunft mit einer wachsenden Bedeutung der städtischen Wärmeinsel für die Luftqualität gerechnet werden.

Diese auf mittleren Aufwinden und turbulenten Fluktuationen beruhenden vertikalen Transportvorgänge in der Wärmeinsel über der Stadt entziehen sich längerfristigen In-situ-Messungen. Daher haben Fernerkundungsverfahren hier eine große Bedeutung für die Analyse der Abläufe in der Grenzschicht. Mit akustischer Fernerkundung (SODAR, METEK DSDR3x7) lassen sich die Wind- und Turbulenzprofile und qualitativ die thermische Schichtung bis in ca. 1000 m Höhe erfassen. Wenn man dann mit optischer Fernerkundung (Ceilometer, Vaisala LD-40) parallel dazu das vertikale Profil des Aerosolgehalts der Luft abschätzt, kann man erste Aussagen über Stofftransporte in dem System Stadt-Umland machen.

Im Folgenden werden typische Wind- und Turbulenzprofile über Städten vorgestellt, die sich von Profilen über homogenen ländlichen Gebieten deutlich unterscheiden. Dabei wird mit ca. 500 m eine deutliche mächtigere Schicht als in Emeis (2004) analysiert werden. Die Möglichkeit der analytischen Beschreibung der beobachteten Profile mit einem gemeinsamen Ansatz für Prandtl- und Ekman-Schicht wird untersucht, da für einen Höhenbereich von ca. 500 m sowohl der reine Prandtl-Schicht-Ansatz (Emeis 2005) als auch ein reiner Ekman-Schicht-Ansatz (Emeis 2001) nicht ausreichend sind.

### Messungen von Wind- und Turbulenzprofilen

Abb. 1 zeigt Monatsmittel der Wind- und  $\sigma_w$ -Profile für den August 2003 für Hannover. Es ist bei beiden Größen ein klarer Tagesgang erkennbar. Bei den nächtlichen Windprofilen fällt ein Maximum in gut 300 m Höhe auf, das durch das häufige Auftreten von nächtlichen Grenzschichtstrahlströmen (low-level-jets) in diesem Monat verursacht wird. Die Turbulenzintensität, die aus  $\sigma_w$  abgeschätzt werden kann, zeigt ein Maximum in ca. 350 m zu allen Tageszeiten. Die Turbulenzzunahme bis zu dieser Höhe in der urbanen Grenzschicht, die den üblichen Annahmen für die Prandtl-Schicht (Höhenkonstanz der turbulenten Flüsse) widerspricht, ist tagsüber durch thermische Turbulenzerzeugung in der instabilen Grenzschicht über der Stadt und nachts durch mechanische Turbulenzerzeugung in der Scherungszone unterhalb des Grenzschichtstrahlstroms zu erklären. Es zeigt sich also, dass die urbane Grenzschicht zu allen Tageszeiten deutlich turbulenter ist als eine Grenzschicht über ebenen, ländlichen Gebieten. Dies lässt vermuten, dass auch die turbulenten Vertikaltransporte über der Stadt deutlich gegenüber dem Umland erhöht sind.

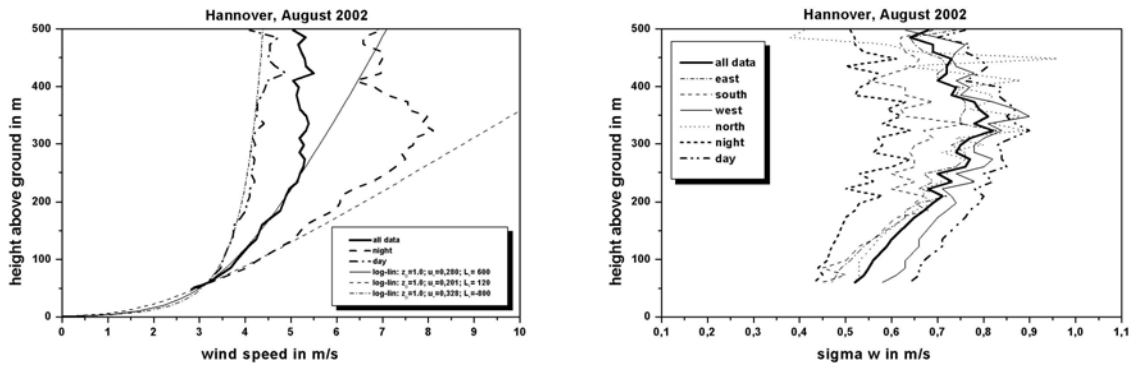


Abb. 1 Links: Mittlere Windprofile über Hannover im August 2002 und mögliche Approximationen durch einen Prandtl-Schicht-Ansatz (strichpunktiert: tagsüber, durchgezogen: alle Werte, gestrichelt: nachts). Die dicken Kurven zeigen die SODAR-Messwerte, die dünnen eine Approximation durch das logarithmische Windgesetz. Rechts: mittlere  $\sigma_w$ -Profile im August 2002. Dickere Kurven: gestrichelt: nachts, durchgezogen: alle Werte, strichdoppelpunktiert: tagsüber. Dünnere Kurven: nach Windrichtungen sortiert.

### Analytische Beschreibung der Windprofile

Die Gleichungen für die Ekman-Spirale sind für eine Beschreibung des Windprofils über einer Stadt nicht hinreichend, da sie einen vertikal konstanten Austauschkoefizienten annehmen und nicht bis zum Bodenniveau extrapolierbar sind. Genauso wenig kann der übliche Prandtl-Schicht Ansatz über die Obergrenze der Prandtl-Schicht hinaus verwendet werden, da hier ein anderes Kräftegleichgewicht herrscht, dass durch diesen Ansatz nicht beschrieben wird (siehe auch Abb. 1 links). Abhilfe könnte ein Zwei-Schichtenmodell nach Etling (2002) schaffen, in dem Prandtl-Schicht-Ansatz und Ekman-Schicht-Ansatz stetig miteinander verbunden werden. Auf diesem Ansatz aufbauend wird hier eine Windprofilfunktion gebildet, die zusätzlich zu Etlings Vorschlag auch noch die Korrekturfunktion  $\psi_m(z/L^*)$  nach Dyer (1974) und Businger et al. (1971) für die thermische Schichtung der Prandtl-Schicht enthält (Emeis et al. 2007):

$$\begin{aligned}
 u(z) = & \begin{cases} u_* / \kappa (\ln(z/z_0) - \psi_m(z/L^*)) & \text{for } z < z_p \\ u_g (-\sin \alpha_0 + \cos \alpha_0) & \text{for } z = z_p \\ u_g (1 - 2\sqrt{2} \exp(-\gamma(z-z_p)) \sin \alpha_0 \cos(\gamma(z-z_p) + \pi/4 - \alpha_0) + 2 \exp(-2\gamma(z-z_p)) \sin^2 \alpha_0)^{1/2} & \text{for } z > z_p \end{cases}
 \end{aligned}$$

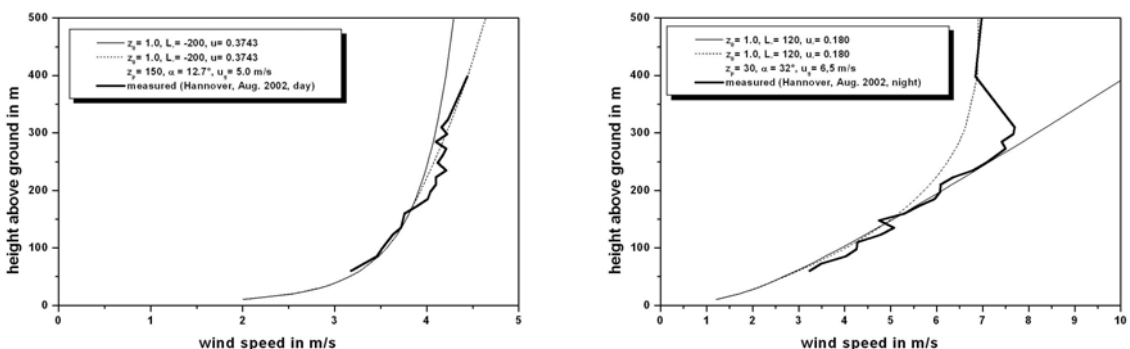


Abb. 2. Approximation gemessener Windprofile (links: Tagsüber, rechts: nachts) mit dem erweiterten Zwei-Schichtenmodell (gepunktete Kurven) verglichen mit einem reinen Prandtl-Schichtmodell (dünne ausgezogene Kurven). Die dicken ausgezogenen Kurven zeigen die SODAR-Messwerte.

Diese Gleichung hängt von der Bodenrauigkeit  $z_0$ , dem geostrophischen Wind  $u_g$ , der Höhe der Prandtl-Schicht  $z_p$ , der Schubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$ , der Monin-Obukhov-Länge  $L^*$  und dem Ablenkungswinkel  $\alpha_0$  ab.  $z_0$  und  $u_g$  sind externe Parameter, die vier anderen variieren mit der thermischen Schichtung. Wenn man  $z_p$  und  $L^*$  vorwählt, dann braucht man noch

zwei weitere Gleichungen, die man aus der Forderung erhält, dass sowohl Windgeschwindigkeit als auch Windscherung stetig von der Prandtl-Schicht in die Ekman-Schicht übergehen. Abb. 2 zeigt erste Ergebnisse von Approximationen der Windprofile für den August 2003 mit dieser erweiterten Windprofilfunktion.

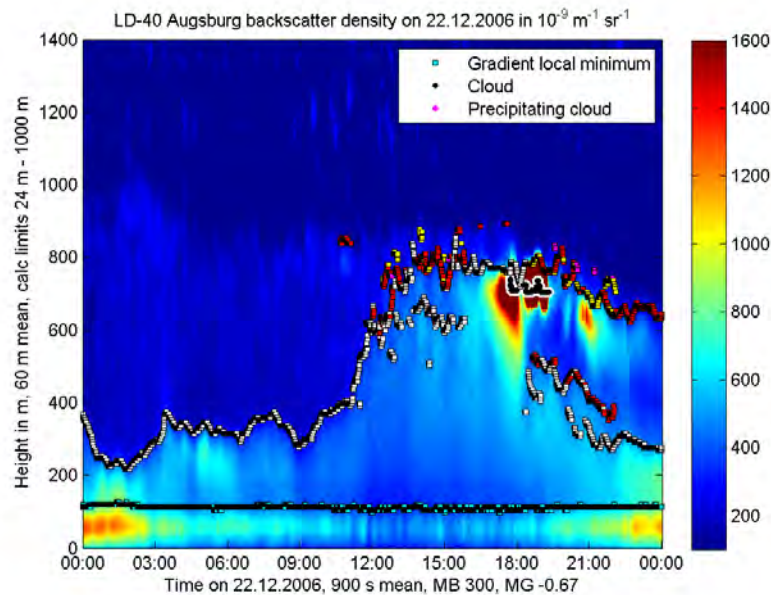


Abb. 3. Beispiel für eine Ceilometer-Messung (LD-40 der Firma Vaisala, Bilderstellung: Christoph Munkel) des Aerosolgehalts über der Stadt Augsburg für den 22. Dez. 2006. Die helleren Schattierungen unterhalb von 200 bis 800 m zeigen erhöhte Aerosolkonzentrationen in der Mischungsschicht.

## Ausblick

Gekoppelte Fernerkundung mit akustischen (SODAR) und optischen (Ceilometer, siehe Abb. 3) Verfahren bietet die Möglichkeit, Wind, Turbulenz, und Schadstoffkonzentrationen in der urbanen Grenzschicht zu erfassen. Hieraus lassen sich Abschätzungen über vertikale turbulente Schadstofftransporte über der Stadt treffen und entsprechende Modelle evaluieren.

## Danksagung

Die Messungen über Hannover entstanden im Rahmen des AFO2000 Programms (Projekt VaALIUM) des BMBF.

## Literatur

Businger, J.A., J.C. Wyngaard, Y. Izumi, E.F. Bradley, 1971: Flux profile relationships in the atmospheric surface layer. *J. Atmos.*, **28**, 181-189.

Dyer, A.J., 1974: A review of flux-profile relations. *Bound.-Lay. Meteorol.*, **1**, 363-372.

Emeis, S., 2001: Vertical variation of frequency distributions of wind speed in and above the surface layer observed by sodar. *Meteorol. Z.*, **10**, 141-149.

Emeis, S., 2005: How well does a Power Law Fit to a Diabatic Boundary-Layer Wind Profile? *DEWI-Magazin* No. **26**, 59-62.

Emeis, S., 2004: Vertical wind profiles over an urban area. *Meteorol. Z.*, **13**, 353-359.

Emeis, S., K. Baumann-Stanzer, M. Piringer, M. Kallistratova, R. Kouznetsov, V. Yushkov, 2007: The influence of agglomerations on wind and turbulence in the boundary layer – analysed from remote sensing data. *Angenommen zur Publikation in Meteorol. Z.*

Etling, D., 2002: *Theoretische Meteorologie Eine Einführung*. 2. Auflage, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

## 1.11 Bestimmung der bodennahen räumlichen Verteilung von Schwebstaub-Konzentrationen mittels Satellitenbildern (ICAROS NET Plattform)

Klaus Schäfer, Stefan Emeis, Herbert Hoffmann, Carsten Jahn

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

### 1. Einleitung

Die Feinstaub-Belastung ist nach den neuesten Gesundheitsstudien ein akutes Problem (APHEA: Short-term effects of air pollution on mortality and morbidity: a European approach using epidemiologic time-series data. EC-Program Environment and Climate, Contract Reference: EV5V-CT920202 (APHEA1) and ENV4-CT97-0534 (APHEA2)). Auf der Grundlage der Europäischen Luftqualitätsrichtlinie 96/62/EC plant die Europäische Union mit der Tochterrichtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 neue, schärfere Richtwerte gegen diese Luftverschmutzung. An Hand von Belastungskarten dokumentieren die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union die Luftqualität. Diese Karten müssen die Situation bezüglich der in der Richtlinie benannten Stoffe in einer Auflösung von 200 m<sup>2</sup> oder ca. 14 m x 14 m für typische ‚micro-environments‘ (z. B. industriennahe Wohngebiete, Schwerpunkte des Kfz-Verkehrs) erkennen lassen. Die Belastungskarten sollen auf repräsentativen Messwerten basieren.

Obwohl die Luftqualität europäischer Großstädte nach EU-Richtlinien mit Messnetzen überwacht wird, sind Gebiete höchster Belastung in der Regel nicht vollständig erfasst. Satellitendaten können diese Lücke schließen. Deshalb förderte die EU von 2001 bis 2004 mit dem Projekt “Integrated Computational Assessment of Air Quality via Remote Observations Systems Network” (ICAROS NET) die Entwicklung einer Daten-Plattform zur Bereitstellung zusätzlicher Informationen über Schwebstaub-Konzentrationen in einem Gebiet von ca. 100 km x 100 km aus Satellitenbildern (u. a. von Landsat und SPOT, see Soulakellis et al. 2004; Schäfer et al., 2002). In dieser Plattform werden Daten, die aus der Interpretation der optischen Dicke des Aerosols (AOD) von Satellitenbildern gewonnen wurden, mit Informationen über die Mischungshöhe bzw. den Ergebnissen von Ausbreitungsmodellen integriert. Die Plattform wurde in der Region München evaluiert und angewendet, um die horizontale räumliche Verteilung von PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>1</sub> mit einer Auflösung von ca. 30 m x 30 m zu bestimmen. Somit kann auch gesagt werden, wo die höchsten Gefährdungen für die Gesundheit der Menschen auf der Basis der berechneten Schwebstaub-Konzentrationen auftreten (Sargiannis et al. 2004). Mit dem Programm kann auf der einen Seite die gesundheitliche Wirkung anhand eines Index (Health Impact Index) und zum anderen mit einem Luftqualitätsindex (US EPA Air Quality Index) bestimmt werden.

### 2. Untersuchungsmethode

Das grundlegende Modul der ICAROS NET Plattform ist das Softwarepaket zur Berechnung der aerosoloptischen Dicke des Schwebstaubs (AOD) aus Satellitenbildern (Sifakis et al., 1998). Die von der Absorption durch Schwebstaub verursachte AOD ruft einen Abschirmeffekt in der Sichtbarkeit der Erdoberfläche hervor. Dieser Effekt kann vom Unschärfe-Effekt, der durch die Streuung an Schwebstaub verursacht wird, getrennt werden. Der Unschärfe-Effekt verursacht auf den Satellitenbildern eine Reduzierung der Kontraste. Die Standardabweichung der Reflektionswerte der einzelnen Pixel wird als Hilfsmittel zur Erfassung der Kontraste verwendet. Somit ist eine quantitative Aussage für die AOD durch Streuung an Schwebstaub über Land möglich.

Die Daten-Plattform berechnet die AOD anhand von 2 Satellitenbildern bei nahezu wolkenlosem Himmel. Zunächst ist ein Satellitenbild mit möglichst niedriger Luftbelastung, also geringen Schwebstaub-Konzentrationen, notwendig (Referenzbild). Ein weiteres Satellitenbild ist für den Beobachtungstag erforderlich, an dem eine höhere Belastung besteht (Belastungsbild). Aus den beiden Bildern wird das „AOD-Bild“ des Beobachtungstages berechnet. Die AOD-Werte sind somit keine absoluten Werte, sondern nur relative Werte gegenüber dem Referenzbild.

Geeignete Satelliten für die Berechnung der AOD sind Landsat und SPOT. Einerseits besitzen sie eine gute horizontale räumliche Auflösung (30 m bei Landsat), andererseits bieten sie auch geeignete spektrale Messbereiche, in denen keine wesentlichen Gasabsorptionen aber gute Streueinflüsse durch Partikel mit Durchmessern um 1 µm (z. B. Kanal 2 bei Landsat: 0,52 µm - 0,60 µm) auftreten (Mie, 1908).

Den Algorithmen der ICAROS NET Plattform liegt zunächst die Annahme zu Grunde, dass die größte Menge des Schwebstaubs sich in der Mischungsschicht befindet und hier homogen verteilt ist. Es wurde diese Annahme durch Korrelation von bodennahen Schwebstaub-Konzentrationen mit Mischungsschichthöhen untersucht und relevante Abhängigkeiten gefunden (Schäfer et al., 2006). Weiterhin wird berücksichtigt, dass bei einer höheren Luftfeuchte ein stärkeres Partikelwachstum stattfindet (Day et al., 2001).

Zur Berechnung der Schwebstaub-Konzentrationen sind somit zusätzliche Daten notwendig: die Mischungsschichthöhe (Emeis et al., 2004) und die relative Feuchte. Diese Parameter können entweder aus Messdaten stammen oder mit Modellen berechnet werden.

Da es sehr schwierig ist, Satellitenbilder mit reinen Hintergrund-Belastungen zu finden, gibt es optional die Möglichkeit, Hintergrund-Daten des Schwebstaubs zu den aus Satellitenbildern berechneten Werten zu addieren. So kann man, wenn für den Zeitpunkt der Aufnahme des Referenzbildes Messdaten der Schwebstaub-Konzentrationen an mehreren Punkten vorliegen, aus diesen einen Durchschnittswert ermitteln oder deren räumliche Verteilung mit einem Modell als Hintergrund-Belastung simulieren. Bei Hintergrund-Konzentrationen des Schwebstaubs wird zwischen solchem aus ländlichen, vorstädtischen und städtischen Ursprung unterschieden. Die Grenzen richten sich hier nach der Bebauung und den Verkehrswegen. Letztlich lassen sich die Karten der Schwebstaub-Konzentrationen PM10, PM2,5 und PM1 berechnen.

Bei der zweiten Stufe, der Datenintegration von Aerosol-Transportmodellen und den berechneten Partikelkonzentrationen aus Satellitendaten, kommen spezielle geo-statistische Auswerteverfahren zur Anwendung. Für die Integration liegen drei verschiedene Filter zur Auswahl vor: gewichteter Filter, Kalman Filter und eine Kombination aus beiden. Als Ergebnis liefert dieser Algorithmus eine Karte mit Schwebstaub-Konzentrationen aus Satellitendaten und Modellen.

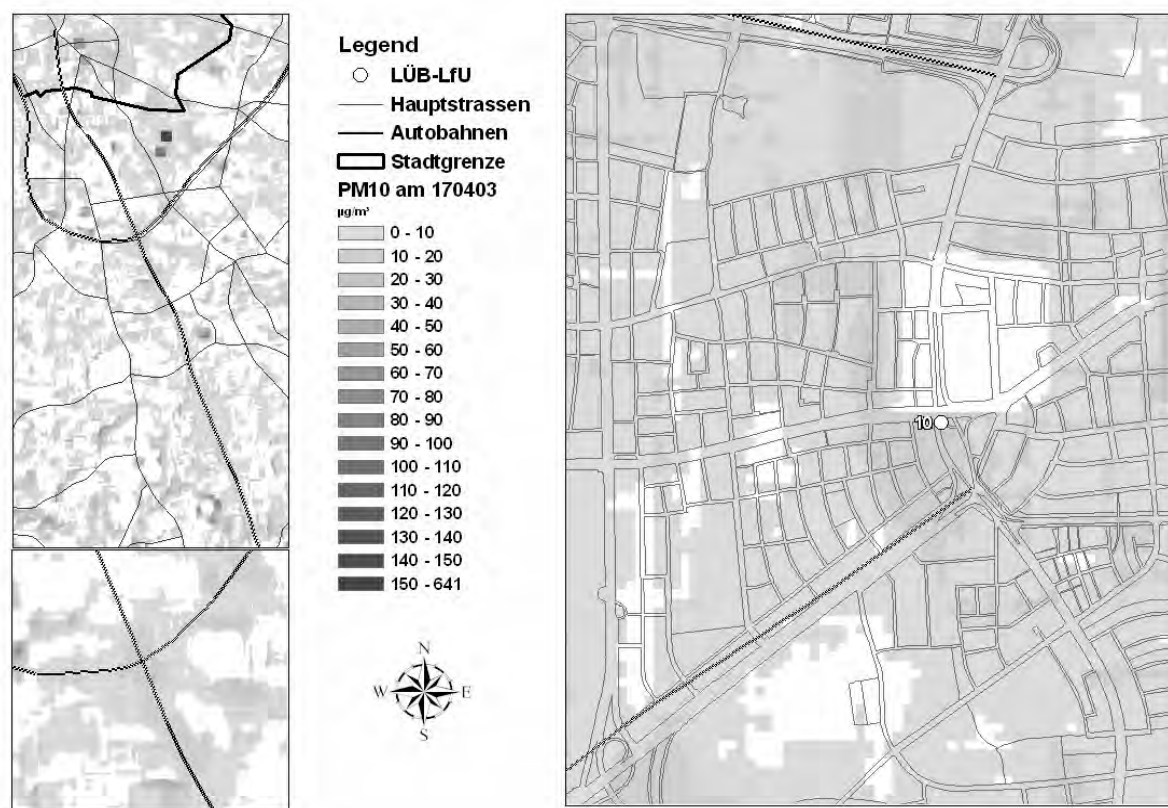


Bild 1: Beispiele von PM10-Konzentrationen in der Umgebung von München (links oben Süd-Osten von München, links unten Ausschnitt mit Autobahnkreuz Brunnthal) und im Süden des Münchner Stadtgebietes (rechts mit der Messnetz-Station Nr. 10 Luise-Kiesselbach-Platz).

### 3. Evaluierung der ICAROS NET Plattform

Zur Evaluierung der ICAROS NET Plattform wurden zwei Messkampagnen in der Region München vom 10. bis 29. Mai 2003 und vom 27. November bis 19. Dezember 2003 durchgeführt (Schäfer et al., 2005). Mittels Messungen der AOD am Boden mit Sonnen-Photometern (Lorenz, 2004), der Schwebstaub-Konzentrationen PM1, PM2.5 und PM10, der Mischungsschichthöhe mit SODAR und Ceilometer (Emeis and Schäfer, 2006) sowie der Feuchte wurden die notwendigen Parametrisierungen bestimmt, die die Grundlage der Anwendung der ICAROS NET Plattform in der Region München sind, um aus der AOD der Satellitenbilder bodennahe Schwebstaub-Konzentrationen PM1, PM2.5 und PM10 zu bestimmen.

#### 4. Messergebnisse

In Bild 1 ist die AOD für den 17.04.2003 um 9.52 Uhr UTC dargestellt. Um die AOD zu berechnen wurde das Referenz-Satellitenbild vom 01.04.2003 verwendet. Auf der Karte sind die Messpunkte, Autobahnen, Gewässer und die Stadtgrenze für München und Umgebung dargestellt. Die AOD-Werte liegen zwischen 0,1 (hell-grau) und 6,49 (schwarz). Es bestehen auf dem Bild immer wieder Lücken, die durch den Umstand entstehen, dass das Referenzbild an diesen Stellen eine stärkere Trübung und dadurch auch eine höhere Belastung hat als das belastete Bild. Eine weitere Fehlerquelle stellen Landnutzungsänderungen dar.

Innerhalb der Stadt hingegen lassen sich kleinere Maxima erkennen, zum Beispiel im rechten Bild nord-westlich der Station 10 bis zur Bildoberkante, die durch erhöhte Belastungen entstanden sind. Auch können am linken unteren Bild am Autobahnkreuz Brunnthal erhöhte Schwebstaub-Konzentrationen festgestellt werden.

Ein Vergleich berechneter Werte mit Stationswerten der Schwebstaub-Konzentrationen zeigt ähnliche räumliche Variationen der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen (Schäfer et al., 2005).

#### 5. Ausblick

Mit der ICAROS NET Plattform können Konzentrationen von PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>1</sub> angegeben werden, die zur Zeit routinemäßig nicht erfasst werden. Die ersten Ergebnisse der Anwendung dieser Methode geben Anlass, weitere Satellitenbilder für die Region München/Augsburg auszuwerten.

#### 6. Danksagung

Wir danken der Europäischen Kommission für die Förderung (Förderkennzeichen IST-2000-29264) sowie Siegfried Vogt, Wolfgang Junkermann, Bernhard Rappenglück, Selina Utzig, Andreas Rauch, Nikolaos Soulakellis, Nicolas Sifakis, Peter Köpke, Matthias Wiegner, Frank Wagner, Birgit Heese, Konrad Nitzinger, Peter Rabl, Alföldy Balint, Szabina Török, Alberto Gotti und Dimosthenis Sarigiannis für eine erfolgreiche Zusammenarbeit.

#### 7. Literatur

Day, D.E., Malm, W.C.: Aerosol light scattering measurements as a function of relative humidity: a comparison between measurements made at three different sites. *Atm. Environm.* 35 (2001), S. 5169–5176.

Emeis, S., Münkler, C., Vogt, S., Müller, W.J., Schäfer, K.: Atmospheric boundary-layer structure from simultaneous SODAR, RASS, and ceilometer measurements. *Atmos. Environm.* 38 (2004), S. 273-286.

Emeis, S., Schäfer, K.: Remote sensing method to investigate boundary-layer structures relevant to air pollution. *Boundary Layer Meteorology* 121 (2006), 377-385.

Lorenz, C.: Bestimmung der optischen Dicke von Aerosol im Raum München: Diplomarbeit, Meteorologisches Institut der Ludwig-Maximilians-Universität, München, 81 Seiten, 2004.

Mie, G.: Beiträge zur Optik trüber Medien, speziell kolloidaler Metallösungen, *Ann. Phys.* 25 (1908), S. 201.

Sarigiannis, D., Sifakis, N.I., Soulakellis, N., Tombrou, M., Schäfer, K.: Satellite-derived determination of PM<sub>10</sub> concentration and of the associated risk on public health. In: *Remote Sensing of Clouds and the Atmosphere VIII*, Klaus Schäfer, Adolfo Comeron, Michel Carleer, Richard H. Picard (eds.), Proceedings of SPIE, Bellingham, WA, USA, Band 5235 (2004), S. 408-416.

Schäfer, K., Fömmel, G., Hoffmann, H., Briz, S., Junkermann, W., Emeis, S., Jahn, C., Leipold, S., Sedlmaier, A., Dinev, A., Reishofer, C., Windholz, L., Soulakellis, N., Sifakis, N., Sarigiannis, D. Three-Dimensional Ground-Based Measurements of Urban Air Quality to Evaluate Satellite Derived Interpretations for Urban Air Pollution. *Int. J. Water, Air, Soil Poll.: Focus 2* (2002), Nr. 5-6, S. 91-102.

Schäfer, K., Harbusch, A., Peicu, G., Emeis, S., Hoffmann, H., Jahn, C.: Bestimmung der räumlichen Verteilung von Schwebstaub-Konzentrationen mittels Satellitenbildern. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft*, 65, 6 (2005), S. 239-246.

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), S. 647-658.

Sifakis, N., Soulakellis, N., Paronis, D.: Quantitative mapping of air pollution density using Earth observations: a new processing method and application to an urban area. *Int. J. of Remote Sens.* 19 (1998), S. 3289-3300.

Soulakellis, N.A., Sifakis, N.I., Tombrou, M., Sarigiannis, D., Schäfer, K.: Estimation and mapping of aerosol optical thickness over the city of Brescia – Italy using diachronic and multiangle SPOT 1, SPOT 2 and SPOT 4 imagery. *Geocarto International* 19 (2004), Nr. 4, S. 57-66.

## **2.1 Stuttgart atmet auf - Eine Großstadt kämpft gegen die Luftschadstoffbelastung –**

Dr. Ulrich Reuter, Prof. Dr. Jürgen Baumüller,

Landeshauptstadt Stuttgart, Amt für Umweltschutz, Abt. Stadtklimatologie, Gaisburgstraße 4, 70182 Stuttgart

### **Zusammenfassung**

Die EU weit gültigen Luftschadstoffgrenzwerte für Feinstaub (PM<sub>10</sub>) und Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) sind in Stuttgart im Einflussbereich stark befahrener Straßen zum Teil deutlich überschritten. Zur Reduzierung der Belastung setzt die Stadt seit Beginn 2006 einen Luftreinhalte- und Aktionsplan um. Zuständig für das Aufstellen dieses Planes ist das Regierungspräsidium. Das Spektrum der 36 Maßnahmen reicht von Fahrverboten über Verkehrsverflüssigungsbemühungen bis hin zum Verbot von Festbrennstofffeuerungen. In der Öffentlichkeit stoßen die Maßnahmen zum Teil auf strikte Ablehnung. Zum Teil werden auch wesentlich schärfere Maßnahmen gefordert als der Plan vorsieht. Der Maßnahmenplan zeigt bislang wenig Erfolg. Weitere, wirkungsvollere Maßnahmen werden als unverhältnismäßig abgelehnt.

### **1. Einleitung**

Die EG-Luftqualitätsrahmenrichtlinie (1996/62/EG) sowie deren Tochterrichtlinien legen für verschiedene Luftschadstoffe anspruchsvolle und verbindliche Luftschadstoffgrenzwerte sowie Leit- und Zielwerte fest, die eine für die menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt unbedenkliche lufthygienische Situation gewährleisten sollen. Diese Vorgaben sind als Siebte Novelle des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG) und als Novelle der 22. Verordnung zum BImSchG im September 2002 bzw. als 33. Verordnung zum BImSchG im Jahr 2004 in deutsches Recht umgesetzt worden.

Für ein Gebiet, in dem die Summe von Grenzwert und Toleranzmarge für einen oder mehrere Schadstoffe überschritten wird, muss die zuständige Behörde einen Luftreinhalteplan aufstellen, der alle erforderlichen Maßnahmen beinhaltet, um eine Einhaltung der Grenzwerte ab dem jeweiligen Stichtag auf Dauer sicherzustellen. Werden nach dem Stichtag die jeweiligen Grenzwerte nicht eingehalten, ist zudem ein Aktionsplan erforderlich, der mit kurzfristig umsetzbaren Maßnahmen die Einhaltung der Grenzwerte gewährleistet.

### **2. Lufthygienische Situation in Stuttgart**

Die Grenzwerte werden für die Schadstoffe Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, Benzol und Blei in Stuttgart eingehalten.

In Stuttgart wird der Tageswert für Feinstaub (PM<sub>10</sub>) von 50 µg/m<sup>3</sup> straßennah jedoch häufiger als an den erlaubten 35 Tagen überschritten (2006 je nach Messpunkt bis zu 175 Tage).

Bei Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) ist der gültige Kurzzeitgrenzwert von 200 µg/m<sup>3</sup> an stark befahrenen Straßen zum Teil überschritten (2006 je nach Messpunkt bis zu 833 Stunden). Der Grenzwert liegt bei 175 Stunden.

Bei NO<sub>2</sub> ist auch der ab 2010 gültige Grenzwert für die mittlere Belastung (40 µg/m<sup>3</sup>) zuzüglich der definierten Toleranzmarge zum Teil erheblich überschritten.

### **3. Luftreinhalte-/Aktionsplan Stuttgart**

Der vom Regierungspräsidium erstellte Luftreinhalte-/ Aktionsplan trat am 01.01.2006 in Kraft. Die in Kapitel 2 beschriebene Situation macht entsprechend den rechtlichen Regelungen sowohl einen Aktionsplan als auch einen Luftreinhalteplan erforderlich.





Der Plan enthält 36 Maßnahmen in den Feldern:

- Verkehrsverbote
- Öffentlicher Personennahverkehr
- Fuhrpark der Stadt und des Landes, mobile Maschinen und Geräte
- Infrastruktur- und Straßenbaumaßnahmen
- Sonstige Maßnahmen im Bereich Verkehr
- Maßnahmen in Industrie, Gewerbe, Hausbrand und bei Baustellen
- Öffentlichkeitsarbeit

Aufgrund des Verursacheranteils liegt der Maßnahmenswerpunkt im Bereich Verkehr.

#### **4. Maßnahmen**

##### **4.1 LKW-Durchfahrtsverbot**

Seit 1.1.2006 gibt es ein ganzjähriges LKW-Durchfahrtsverbot (ab 3,5 t, Lieferverkehr frei) im Stadtgebiet Stuttgart. Ausgenommen vom Fahrverbot ist der gewerbliche und der private Lieferverkehr. 9 % aller LKW-Fahrten sind vom Verbot betroffen.

Gemäß Berechnungen sollen die NO<sub>x</sub>-Emissionen an den Spotmesspunkten zwischen 3 % und 18 % zurückgehen. Die Minderungen der NO<sub>2</sub>-Immissionen sind aufgrund der vorhandenen Hintergrundbelastung geringer. Sie liegen zwischen 1 % und 4 %. Die PM<sub>10</sub>-Immissionsminderung durch das LKW-Durchfahrtsverbot beträgt zwischen 1 % und etwa 9 %. Gemäß Gutachten werden auch die Zahl der Überschreitungstage bzw. -stunden abnehmen. Die zulässige Anzahl kann allerdings nicht eingehalten werden. Die Messwerte in Stuttgart zeigen bislang keine Abnahme.

##### **4.2 Fahrverbote nach Kennzeichnungsverordnung**

Geplant ist ab 1.7.2007 ein Fahrverbot für alle Kraftfahrzeuge der Schadstoffgruppe 1 gemäß Kennzeichnungsverordnung in der Umweltzone Stuttgart. Von dieser Maßnahme sind bis zu

54.000 Fahrzeuge in Stuttgart bzw. bis zu ca 300.000 Fahrzeuge in der Region Stuttgart betroffen. Prognoseberechnungen ergeben für diese Maßnahme Rückgänge der Feinstaub- und NO<sub>2</sub>-Emissionen und der Immissionen um nur wenige Prozent. Auch die Überschreitungen des Feinstaubtageswertes bzw. NO<sub>2</sub>-Stundenwertes werden zurückgehen. Die Einhaltung der Grenzwerte ist jedoch nicht sichergestellt, auch wenn zusätzlich der Effekt der natürlichen Flottenerneuerung berücksichtigt wird.

### **4.3 Weitere Maßnahmen**

Auch weitere Maßnahmen des Aktionsplanes wurden bereits umgesetzt. Ihre Wirkung ist jedoch sehr gering. Dazu gehören z. B. Verkehrsverflüssigungsmaßnahmen, die Erhöhung der Parkgebühren, die Einführung einer verbilligten Umweltkarte für den ÖPNV sowie Überlegungen zur Einführung eines Verbrennungsverbotes für Festbrennstoffe. Derzeit laufen auch ein Pilotversuch zur Nassreinigung von Straßen sowie die sukzessive Erneuerung von Firmenfuhrparks, z.B. bei der Stadt und den ÖPNV-Bussen.

Alle diese Maßnahmen sind nicht geeignet, die vorhandenen Grenzwertüberschreitungen zu vermeiden. Dies wird bereits auch im Luftreinhalte- und Aktionsplan selbst festgestellt. Die Stadt Stuttgart hat daher eine Untersuchung durchführen lassen mit der Frage, welche Maßnahmen ergriffen werden müssten, um die Grenzwerte sicher einzuhalten. Ergebnis dieser Untersuchung war, dass selbst bei einem kurzfristigen Fahrverbot für alle Fahrzeuge, die nicht der neuesten Emissionsnorm entsprechen, nicht überall im Stadtgebiet die Grenzwerte eingehalten werden könnten. Allerdings wäre dieses Vorgehen mit einer sehr deutlichen Minderung der Belastung verbunden. Da jedoch von einem solchen Fahrverbot ein erheblicher Anteil der Fahrzeuge betroffen wäre, bei den LKW über 80 %, stellt sich die Frage der Verhältnismäßigkeit. Eine politische Mehrheit für diese Maßnahme ist ebenso nicht gegeben.

## **5. Schlussfolgerungen**

Die Restriktionsmaßnahmen sind geeignet, die PM<sub>10</sub>-und NO<sub>2</sub>-Belastung in Stuttgart tendenziell zu senken, bei weitem jedoch nicht in dem Maße, das erforderlich wäre, um die Grenzwerte sicher und kurzfristig einzuhalten.

Weiterreichende Restriktionen, etwa das zeitliche Vorziehen von Verboten oder die Einbeziehung höherer EU-Normen würden mehr Wirkung verheißen. Jedoch ist hier möglicherweise die Verhältnismäßigkeit in Frage gestellt. Auch dann ist die Einhaltung der Grenzwerte an allen Straßen in Stuttgart nicht gegeben. Das dürfte auch in anderen Städten gelten.

Entgegen dem Slogan einer Werbekampagne, die Stuttgart im November 2006 zum Thema Feinstaub durchgeführt hat („Stuttgart atmet auf“), kann Stuttgart noch nicht aufatmen.

Die einzige Möglichkeit, die Belastung in genügendem Umfang zu reduzieren, wäre eine drastische Minderung des Verkehrsaufkommens, was gegenwärtig wenig realistisch erscheint.

Statt der Einrichtung von Umweltzonen mit Fahrverboten in betroffenen Städten bzw. Teilen von Städten wäre es wesentlich zielführender und im Vollzug einfacher handhabbar, in Deutschland bzw. europaweit nach einem zu definierenden Stufenplan ältere Fahrzeuge mit hohen Emissionen generell nicht mehr zuzulassen.

## **6. Weitere Informationen**

Weitere Informationen sind im Internet zu finden unter [www.stadtklima-stuttgart.de](http://www.stadtklima-stuttgart.de), dort unter dem Stichwort „Luft“ – „Luftreinhalteplan“.

## 2.2 Immissionsabhängige dynamische Verkehrslenkung - Einsatzmöglichkeiten im Rahmen der Luftreinhalteplanung am Beispiel der Stadt Hagen

G. Ludes<sup>1</sup>, B. Siebers<sup>1</sup>, F. Weber<sup>2</sup>

<sup>1</sup>simuPLAN - Ingenieurbüro für numerische Simulation, Dorsten

<sup>2</sup>Stadtverwaltung Hagen, Umweltamt

### Einleitung

In Hagen wurden in den letzten Jahren aufgrund des Inkrafttretens der 22. BImSchV umfangreiche lufthygienische Untersuchungen in Form von Messungen und Modellrechnungen durchgeführt. Hierbei ergaben sich für die Straßenzüge des Innenstadtrings und die Hauptzufahrtstraßen hohe Konzentrationen für Stickstoffdioxid und Feinstaub. Hauptverursacher ist erwartungsgemäß der Straßenverkehr, insbesondere der Schwerlastverkehr. Das von der Projektgruppe zur Aufstellung des Luftreinhalte- und Aktionsplans Hagen Innenstadt festgelegte Maßnahmenkonzept sieht deshalb u.a. ein LKW-Routenkonzept und eine dynamisch immissionsabhängige Verkehrssteuerung vor (siehe [1] und [2]).

Im Rahmen eines vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Pilotprojektes „Wissenschaftliche Begleitforschung zu dem Demonstrationsvorhaben - Feinstaub und NO<sub>2</sub> Entwicklung und Validierung einer Methode zur immissionsabhängigen dynamischen Verkehrssteuerung“ wird derzeit überprüft, ob mithilfe einer immissionsabhängigen dynamischen Verkehrslenkung des Schwerlastverkehrs eine wirksame Minderung der Schadstoffkonzentrationen im Bereich des lufthygienisch besonders kritisch belasteten Märkischen Rings erreicht werden kann.

### Steuerungskonzept

Das innovative Konzept der Verkehrslenkung in Hagen sieht vor, dass durch ein Steuerungsprogramm der Märkische Ring zeitlich befristet für den Schwerlastverkehr gesperrt wird, so lange dieses in Abhängigkeit des Verkehrsaufkommens und der meteorologischen Austauschbedingungen kritische Immissionswerte prognostiziert. Parallel dazu wird Schwerlastverkehr durch dynamische und statische Beschilderungen auf zuvor festgelegte Alternativstrecken geführt, um die Erreichbarkeit der gewünschten Ziele im Stadtgebiet sicherzustellen. Da ein wesentlicher Teil der NO<sub>x</sub>- und PM<sub>10</sub>-Emissionen vom Schwerlastverkehr verursacht wird, sind durch diese bedarfsgerechten und zeitlich begrenzten Sperrungen signifikante Minderungen der NO<sub>2</sub>- und PM<sub>10</sub>-Immissionen zu erwarten.

Der Betrieb des von simuPLAN entwickelten Steuerungsprogramms simDrive erfolgt auf einem Rechner der Hagener Stadtverwaltung. Hierbei werden kontinuierlich unterschiedliche Messdaten (Verkehr, Meteorologie, Immissionen) auf diesen Rechner übertragen, aufbereitet und halbstündlich ausgewertet. Wird eine immissionsseitig kritische Situation prognostiziert, so wird automatisch ein entsprechendes Signal an den Verkehrsleitrechner übermittelt.

Dieser löst nach Eingang des Signals umgehend über die entsprechend ausgestatteten Verkehrsschilder eine zeitlich befristete Sperrung des Märkischen Rings für den Schwerlastverkehr aus. Wenn die Messdaten eine Verbesserung der lufthygienischen Randbedingungen erwarten lassen, wird durch simDrive die Aufhebung der Sperrung veranlasst (siehe Bild 1).

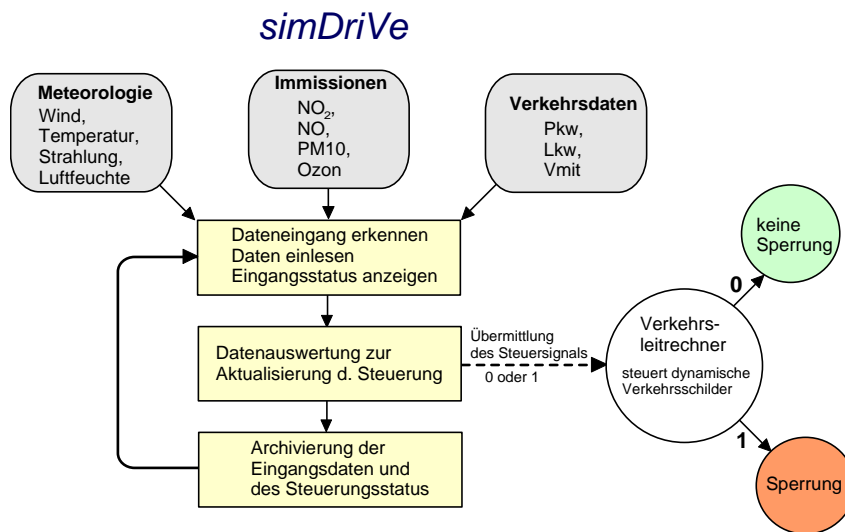


Bild 1: Aufbau des Programms zur dynamischen Verkehrslenkung

### Validierung und Test

Der Steuerungsalgorithmus wurde anhand detaillierter Analysen der bisher erhobenen Messdaten (Verkehr, Meteorologie und Immissionen) abgeleitet und in die Steuerung integriert. Die Vorhersagegenauigkeit wurde anhand gemessener Immissionszeitreihen überprüft und mit statischen Steuerungskonzepten verglichen (siehe Bild 2 und Tabelle).

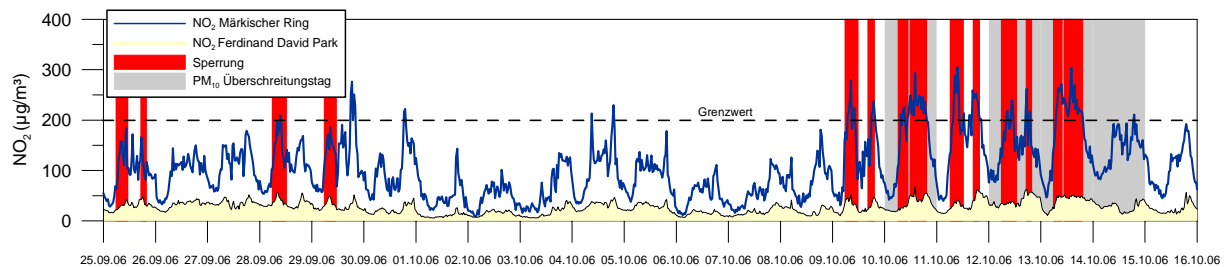


Bild 2: Gemessene NO2-Immissionen mit Kennzeichnung von Sperrzeiten

Tabelle: Kenngrößen für unterschiedliche Steuerungskonzepte

Bewertungsgröße	<i>simDrive</i>	Steuerung I Mo.-Fr., 6 bis 10 Uhr	Steuerung II Mo.-Fr., 6-10 u 15-19 Uhr	Dauersperrung auch an Wochenenden
Anteil v. Sperrungen am Gesamtzeitraum (%)	12,2	11,4	22,8	100,0
Anteil erkannter NO <sub>2</sub> -Überschreitungen (%)	79	32	63	100
NO <sub>2</sub> -Mittelwert während Sperrung (µg/m <sup>3</sup> )*	190	144	144	101
PM <sub>10</sub> -Mittelwert während Sperrung (µg/m <sup>3</sup> )*	75	49	47	35

\* bestimmt anhand der für den Nullfall (ohne Sperrung des Märkischen Rings) gemessenen Immissionen

### Vorläufige Bewertung

Die vorstehende Tabelle und das Bild 2 zeigen, dass die Prognosegenauigkeit von SimDrive gegenüber zeitlich starren Steuerungsansätzen erheblich höher ist und hiermit bei

vergleichsweise geringen Sperrzeiten wirksamere Immissionsminderungen zu erzielen sind. Dies wird im Bild 3 beispielhaft für die Kenngröße „NO<sub>2</sub>-Stundenmittelwert“ veranschaulicht. Nur bei einer Dauersperrung für Schwerlastverkehre werden hohe NO<sub>2</sub>-Stundenwerte und kritische PM<sub>10</sub>-Tagesmittelwerte wirksamer gemindert. Eine Dauersperrung des Schwerlastverkehrs am Märkischen Ring ist jedoch aufgrund der Verkehrsinfrastruktur in der Hagener Innenstadt nicht möglich und würde aufgrund von Verlagerungseffekten auf ebenfalls recht hoch belastete Straßen die lufthygienischen Verhältnisse insgesamt verschlechtern.

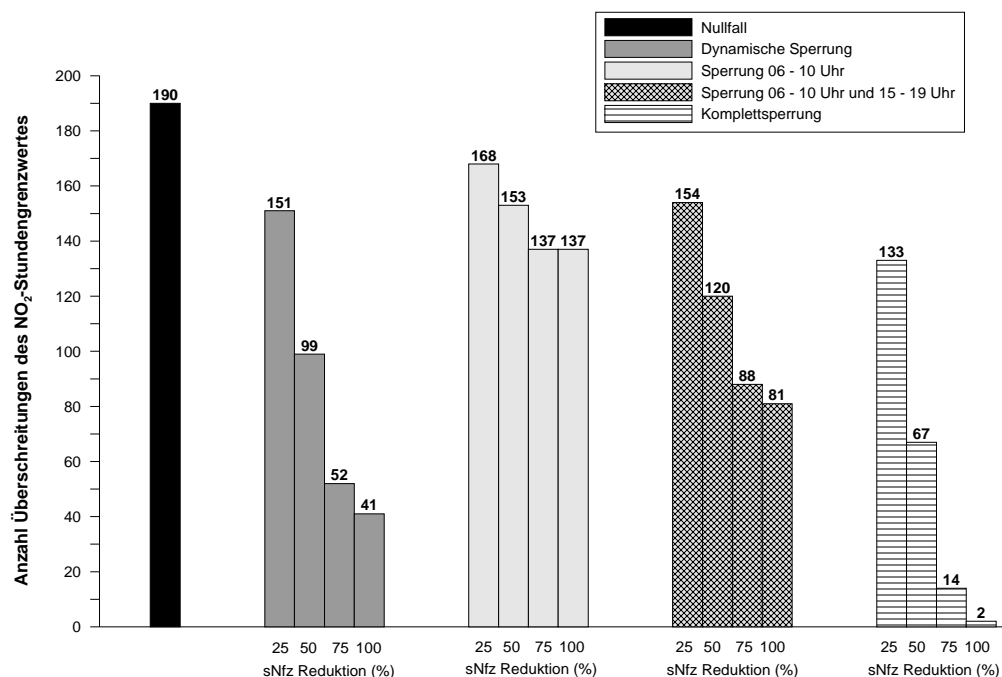


Bild 3: Überschreitungen des NO<sub>2</sub>-Stundengrenzwertes für unterschiedliche Steuerungskonzepte in Abhängigkeit der Wirksamkeit der Sperrung (Zeitraum 09/06 bis 12/06) Grundlage: Zeitreihen berechneter Emissionen und gemessener Immissionen.

### Fazit und Ausblick

Die bisher im Rahmen des UBA-Projekts gewonnenen Erkenntnisse verdeutlichen das beträchtliche Potenzial einer immissionsabhängigen dynamischen Verkehrslenkung. Sollte der gegenwärtige Testbetrieb erfolgreich verlaufen, könnte die gewählte Methodik auf Städte mit ähnlich gelagerten Problemen übertragen werden.

Für Hagen ist geplant, das hier vorgestellte lokale Steuerungskonzept auf das gesamte Stadtgebiet zu erweitern, um insbesondere LKW-Durchgangsverkehre zu vermeiden und den Hagener Innenstadtring insgesamt zu entlasten.

### Literatur

- [1] Bezirksregierung Arnsberg: Luftreinhalteplan für den Bereich Hagen Innenstadt, 2004.
- [2] Bezirksregierung Arnsberg: Luftreinhalteplan Hagen Innenstadt – 1. Fortschreibung und Aktionsplan Innenstadtring, Oktober 2005.

## **2.3 Tool für die Planung zur Abschätzung der Luftbelastung in Wohngebieten auf Grund verstärkter Verfeuerung fester Biomasse**

Wolfgang Bächlin<sup>1</sup>; Christine Sörgel<sup>1</sup>; Michael Struschka<sup>2</sup>; Winfried Juschka<sup>2</sup>; Günter Baumbach<sup>2</sup>; Alfred Trukenmüller<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe

<sup>2</sup>Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Universität Stuttgart, Stuttgart

<sup>3</sup>Umweltbundesamt, Fachgebiet II 5.1, Dessau

### **1. Einleitung**

In jüngster Zeit hat mit steigenden Preisen für die fossilen Energieträger der Verbrauch und der Anteil von festen Biomassen zur Erzeugung von Raumwärme und Warmwasser deutlich zugenommen. Im Rahmen eines durch das Umweltbundesamt geförderten Forschungsprojektes (UFOPLAN - Vorhaben 205 43 263) wird untersucht, wie sich der zunehmende Einsatz fester biogener Brennstoffe auf die Luftqualität und hier vorwiegend die Feinstaubbelastung in Wohngebieten auswirkt. Ziel ist es, ein einfaches Abschätzverfahren zu entwickeln, das es Planern und Entscheidungsträgern ermöglicht, schon im Vorfeld die Auswirkungen von verstärktem Einsatz biogener Brennstoffe auf die Immissionsverhältnisse in Wohngebieten abzuschätzen.

Das hier vorgestellte Projekt wird in Zusammenarbeit mit dem Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) der Universität Stuttgart bearbeitet. Dem IVD unterliegt die Emissionsmodellierung, dem Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG die Ausbreitungsmodellierung.

### **2. Vorgehensweise**

Um ein möglichst allgemein einsetzbares Hilfsmittel zu entwickeln, werden unterschiedliche Emissionsszenarien mit unterschiedlichen Ausbreitungsszenarien kombiniert. Es werden für die festen Brennstoffe Holzpellets, Stückholz, Hackschnitzel und Getreide sowie für Erdgas und Heizöl EL Jahresemissionszeitreihen erzeugt. Unter Berücksichtigung dieser Emissionsdaten werden für verschiedene meteorologische und bebauungsspezifische Randbedingungen Ausbreitungsrechnungen durchgeführt und die Ergebnisse in einem für die Praxis anwendbaren Tool aufbereitet.

### **3. Modellierung**

#### **3.1 Emissionsmodellierung**

Die Außentemperatur gibt (siehe Abb. 1) unter Berücksichtigung der Parameter Nutzer (Raumtemperatur), Gebäudetyp (Gebäudeform und Baustandard) und der Hüllfläche (Gebäudekompaktheit als Verhältnis von Volumen zu Umhüllungsflächen) den Wärmebedarf jedes Gebäudes im Modellgebiet vor. Dieser wird durch fossile (Heizöl EL und Erdgas) oder biogene Brennstoffe (Holzpellets, Stückholz, Hackschnitzel, Getreide) in einer Feuerungsanlage mit ihrem typischen Betriebsverhalten bereitgestellt. Anhand dieser Eingangsgrößen werden für jedes Gebäude jeweils für die acht zu betrachtenden Schadstoffe (PM10, Stickstoffoxide, CO, Benzoapyren, Benzol, Dioxine/Furane (polychlorierte Dibenzop-dioxine und Dibenzofurane), PAK (polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe) und Gesamtkohlenstoff (flüchtige organische Kohlenwasserstoffe)) Emissionszeitreihen mit einer stündlichen Auflösung erstellt. Für die Eingangsgröße Außentemperatur wurden vom

Deutschen Wetterdienst (DWD) Temperaturzeitreihen in Form der Testreferenzjahre für unterschiedliche Regionen in Deutschland (J. Christoffer et al. 2004) geliefert.

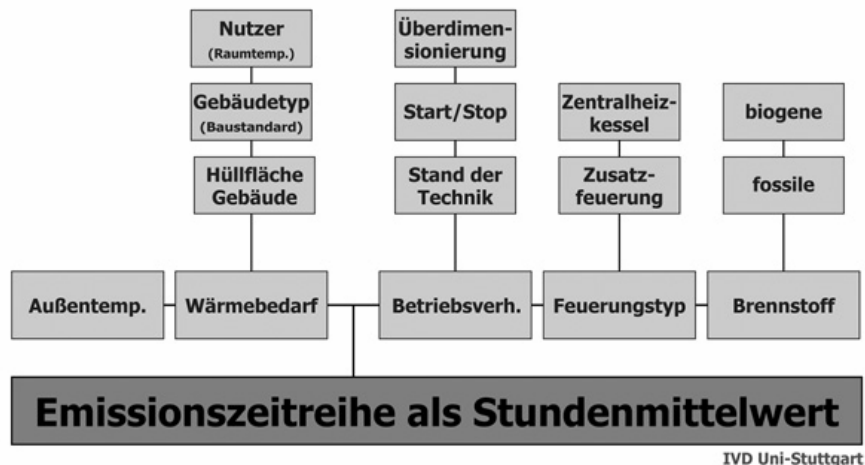


Abb. 1: Prinzipieller Aufbau des Emissionsmodells

### 3.2 Ausbreitungsmodellierung

Die Ausbreitungsmodellierung erfolgte mit den Modellen MISKAM und AUSTAL2000. Dabei wurde eine ländliche und eine städtische Bebauungsstruktur untersucht. Alle Gebäude innerhalb der Untersuchungsgebiete wurden mit einem Schornstein in Form einer punktförmigen Emissionsquelle versehen, für jedes Gebäude wurde eine Emissionszeitreihe wie unter 3.1 beschrieben angesetzt.

Für drei Regionen in Deutschland (Hannover, Stuttgart, Garmisch-Partenkirchen) wurden vom DWD Ausbreitungsklassenzeitreihen zur Verfügung gestellt. Mit diesen Eingangsdaten erfolgten die Ausbreitungsrechnungen. Die prinzipielle Vorgehensweise ist in Abb. 2 gezeigt.

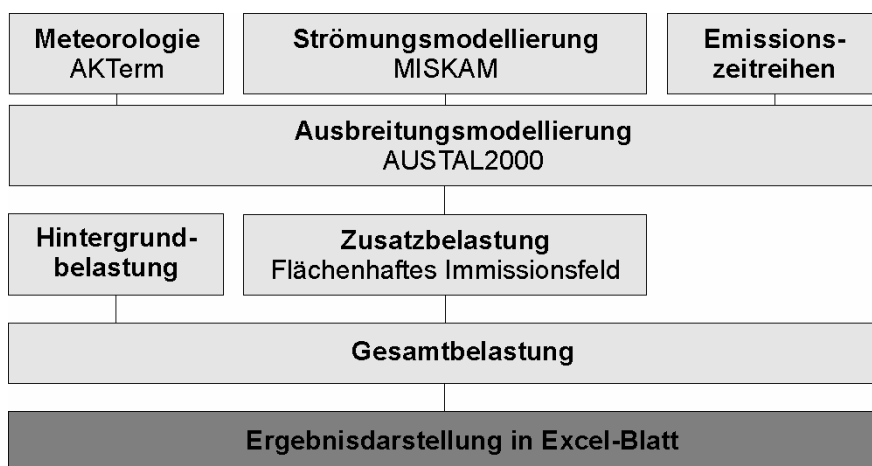


Abb. 2: Ablaufschema Ausbreitungsmodellierung

### 4. Ergebnisse

Die bisherigen Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung zeigen deutlich die Einflüsse

- der Schornsteinhöhe
- der verwendeten Ausbreitungsklassenzeitreihe
- des berücksichtigten Testreferenzjahres
- der Bebauung und des Bebauungstyps

auf die Immissionsverhältnisse der Schadstoffe für die betrachteten Brennstoffe. Diese Ergebnisse liefern die Eingangsdaten für das zu erstellende Planertool.

### **5. Arbeitsblatt für Planer**

Basierend auf obigen Ergebnissen wird ein Tool erstellt, das es Planern ermöglicht, Zusatzbelastungen bzw. Gesamtbelastungen auf Grund zukünftiger verstärkter Verfeuerung von Biomasse abzuschätzen. Als Eingangsparameter, die vom Nutzer vorgegeben werden können, fließen die Bebauungsstruktur, die Hintergrundbelastung, die geographische Lage des Untersuchungsgebietes, der Mix an Feuerungsanlagen und Brennstoffen sowie deren Emissionsverhalten (Standard – worst case) sowohl für den Ist-Zustand als auch für den Planfall in die Abschätzung ein.



## 2.4 Diffuse Emissionen von Feinstaub (PM-10) beim Umschlag von Schüttgütern am Beispiel von Steinkohle

Tim Böhme, ANECO Institut für Umweltschutz GmbH & Co., Mönchengladbach

ANECO Institut für Umweltschutz GmbH & Co., Wehnerstraße 1-7, 41068 Mönchengladbach  
boehme@aneco.de



Abbildung 1: Steinkohlekraftwerk am Datteln-Hamm-Kanal.

Die Entwicklung der an Staub emittierten Mengen in der Bundesrepublik Deutschland ist in den vergangenen Jahren um mehr als zwei Drittel zurückgegangen. In den vergangenen Jahren hat sich der Rückgang allerdings verlangsamt. Maßgebliche Ursachen für den Rückgang sind geringere Emissionen vor allem aus Industrie und Verkehr. Hingegen nimmt der Anteil an Emissionen aus Schüttgutumschlag langsam aber stetig zu (z.B. VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3). Der gegenläufige Trend bei diesen diffusen Emissionen führt dazu, daß Schüttgütern bei Genehmigungsverfahren vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt wird.

Örtliche Schwerpunkte von anthropogenen diffusen Emissionen sind neben verbrennungsbedingten Emissionen aus Industrie und Straßenverkehr landwirtschaftliche Aktivitäten, Industrieprozesse insbesondere im Bereich Eisen und Stahl sowie Steine und Erden sowie der Schüttgutumschlag (Umweltbundesamt, 2005). Zu letzterer Gruppe zählen u. a. der Abbau und Umschlag in Steinbrüchen, im Braunkohletagebau und der Umschlag von Kohle an See- und Binnenhäfen.

Zwischen dem 24. Oktober und 21. November 2006 führte die ANECO Institut für Umweltschutz GmbH & Co., Mönchengladbach, im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV) Immissionsmessungen von Feinstaub (PM-10) an einem Kraftwerk mit Umschlag von Steinkohle durch. Dort wird Steinkohle zur Energieerzeugung eingesetzt. Die Steinkohle wird per Schiff zum Kraftwerk transportiert und dann per Kran auf zwei örtlich getrennte Halden abgesetzt. Emissionsmindernd wirken dabei die Kapselung der Transportbänder, die Reduktion der Abwurfhöhe vom Greifer auf das Förderband sowie die Zutrimmung mittels „Mini-Radlader“, der in den Frachtraum des Schiffes gesetzt wird. Die Proben wurden gemäß VDI-Richtlinie 2463 Blatt 11 mittels vollautomatischen Staubprobensammler DIGITEL DHA-80 im Umfeld der Schiffsentladung und einer der Halden gezogen.

Trotz der unterschiedlichen zeitlichen Lage der Umschlagsmaxima an beiden Standorten ergaben sich nur Feinstaub-Konzentrationsunterschiede im  $\mu\text{g}$ -Bereich (siehe Abbildung 2). Der Vergleich mit Meßstationen des LANUV im Umfeld von 40 km zeigt parallel verlaufende Entwicklungen der Feinstaubkonzentrationen an allen Standorten (siehe Abbildung 3). Unterschiede zeigen sich in erster Linie in den Offsets zwischen den einzelnen Meßstationen. Da die Entlade- und Absetzprozesse jedoch diskontinuierlich erfolgen, können sie dafür nicht ursächlich sein. Andererseits deuten die gleichverlaufenden Konzentrationswerte darauf hin, daß die Feinstaubemissionen durch die Entlade- und Absetzprozesse keinen signifikanten Beitrag zu den Konzentrationswerten leisten.

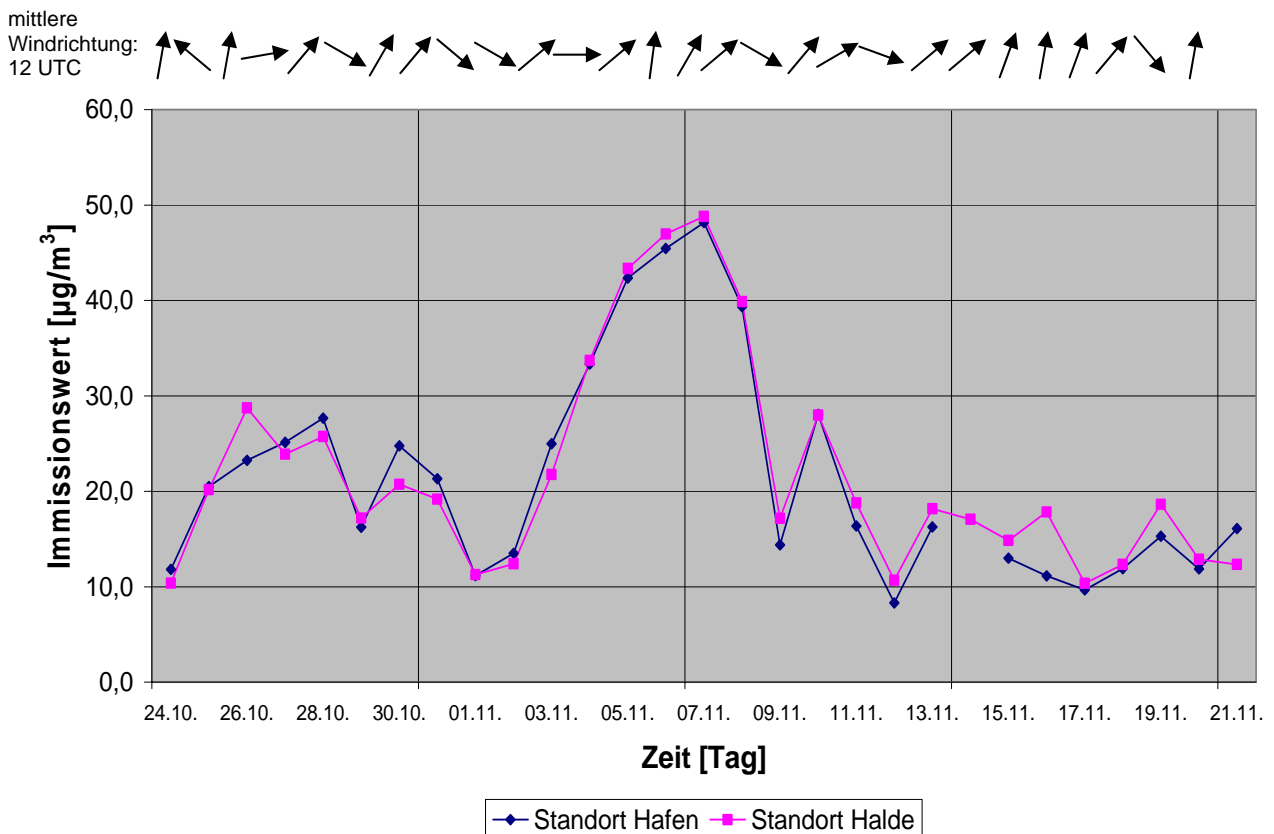


Abbildung 2: Feinstaub- (PM-10-) Messungen am Umschlagsplatz (Standort Hafen) und am Haldenplatz.

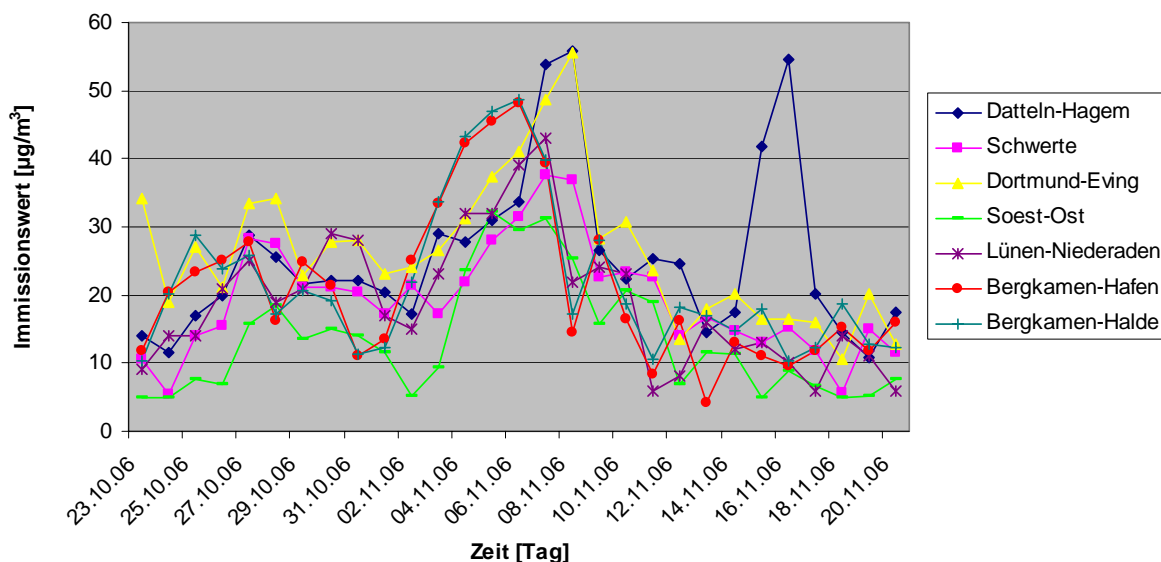
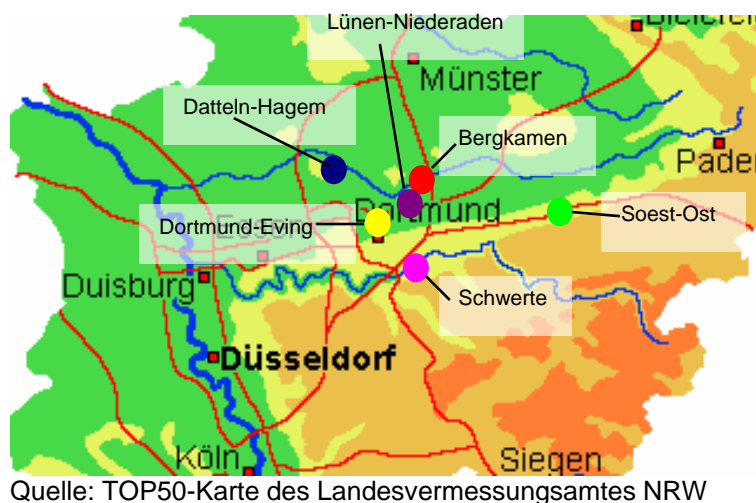


Abbildung 3: Vergleich der PM<sub>10</sub>-Messungen am Steinkohlekraftwerk und der Station des LANUV des Landes Nordrhein-Westfalen im Umfeld von bis zu 40 km Entfernung. Die geographische Lage der einzelnen Stationen (Farben wie in Legende) ist im o. a. Kartenausschnitt ersichtlich.

### Literatur:

- Broschüre des Gemeinschaftskraftwerkes Bergkamen  
<http://www.steag.de/steagde/pdf/KWBergkamen%20131103.pdf>
- VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3
- VDI-Richtlinie 2463 Blatt 11
- Hintergrundpapier zum Thema Feinstaub des Umweltbundesamtes 2005  
<http://umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/feinstaub.pdf>
- TOP50-Karte des Landesvermessungsamtes NRW

## 2.5 Tagesgang der vertikalen Feinstaubverteilung in Graz und Immissions-prognose mit numerischen Wettermodellen

Alexander Podesser und Hannes Rieder,

ZAMG – Regionalstelle Steiermark, a.podesser@zamg.ac.at h.rieder@zamg.ac.at

Graz gilt bezüglich der Feinstaubimmissionen als Luftsanierungsgebiet ersten Ranges, in keiner anderen österreichischen Stadt werden die Grenzwerte an so vielen Tagen erreicht bzw. überschritten. Aus immissionsklimatologischer Sicht wirkt sich der relativ gut abgeschlossene Beckenstandort der Stadt im Südöstlichen Alpenvorland sehr negativ aus, Temperaturinversionen treten an 80 Prozent aller Tage auf, geringe Mischungsschichthöhen können im Winterhalbjahr auch tagsüber erhalten bleiben.

Zum besseren Verständnis der Konzentrationsverläufe in Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen wurden im besonders belasteten Westen der steirischen Landeshauptstadt erstmals Fesselballonsondierungen zur Messung der vertikalen Feinstaubverteilung durchgeführt. Ein Aerosolspektrometer (Type GRIMM DUSTcheck 1.108) registrierte dabei Staubmassefraktionen für PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> und PM<sub>1.0</sub>, zusätzlich wurden mit einer meteorologischen Sonde die Parameter Windrichtung und Windgeschwindigkeit, Temperatur und Relative Feuchte gemessen.

Dabei zeigte sich, dass die Verteilung der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen innerhalb der bei den Sondierungen erfassten Luftschicht (bis 400m über Grund) im wesentlichen von den immissionsklimatologischen Bedingungen bestimmt wird. Verantwortlich dafür zeichnet einerseits der Auf- und Abbau einer Temperaturinversion am Abend bzw. Morgen, andererseits das Vorhandensein eines tagesperiodischen Windsystemes mit talaus- und taleinwärtsgerichteten Windrichtungen am Abend/Nacht bzw. tagsüber.

Am Morgen steigen am Messstandort am Boden (2m über Grund) die Konzentrationen im Zusammenhang mit der morgendlichen Verkehrszunahme sukzessive an. Eine Konzentrationsabnahme wird dabei rasch innerhalb der ersten 50m erreicht. Zu diesem Zeitpunkt herrschen stabile Ausbreitungsbedingungen, die gering mächtige Mischungsschicht mit der Temperaturinversion zeichnet sich durch schwache Winde aus uneinheitlichen Richtungen oder Calmen aus. In größerer Höhe existiert hingegen ein gut ausgeprägter „low level-jet“ aus vorwiegend nordwestlicher Richtung mit auffällig niedrigen PM<sub>10</sub>-Konzentrationen. Eine Fernverfrachtung von Feinstaub in dieser Höhe aus den nördlichen Bereichen von Graz oder dem Murtal zwischen Bruck und Graz kann aus diesem Grund ausgeschlossen werden.

Eine bemerkenswerte Situation ergibt sich am Vormittag, wenn die Feinstaubkonzentration nicht mehr nur am Boden, sondern auch mit der Höhe ansteigt. Dies betrifft anfangs nur etwa die ersten 50m, weitet sich aber in Folge bis auf über 200m aus. Während dieser Phase hat sich die Temperaturinversion aufgelöst, es herrschen bei anwachsender Mischungsschichthöhe neutrale oder sogar leicht labile Ausbreitungsbedingungen. Der Wind ist dabei in Umstellung begriffen und dreht unter geringen Geschwindigkeiten von Nordwest auf Süd, wobei sich die taleinwärtsgerichtete Strömung zuerst in Bodennähe durchsetzt. Es kann davon ausgegangen werden, dass es zu einem „Hinaufmischen“ in situ gebildeter, feinstaubbelasteter Luft kommt. Mit der stärker werdenden südlichen Anströmung ist auch eine Verfrachtung von Emissionen bzw. Immissionen aus weiter entfernten Stadtbereichen südlich des Messstandortes denkbar.

Der Zeitraum vom späten Vormittag bis zu den späten Nachmittagsstunden ist immissionsklimatologisch durch günstige Ausbreitungsbedingungen geprägt, welche im

wesentlichen durch eine neutrale Temperaturschichtung und einem gut entwickelten Taleinwind bestimmt wird.

Am Abend steigt die Feinstaubkonzentration am Sondierungsstandort wieder stark an, um 18:30MEZ wird ein Spitzenwert von  $126\mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen. Zwar erfolgt innerhalb der ersten 50m eine rasche Verdünnung, gegenüber der Nachmittagsituation bleiben die Werte aber auch noch in der darüberliegenden Luftschicht deutlich erhöht.

Abb.1: PM10 Konzentration [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] am 17.03.2004 in in Graz-West [360m Sh]

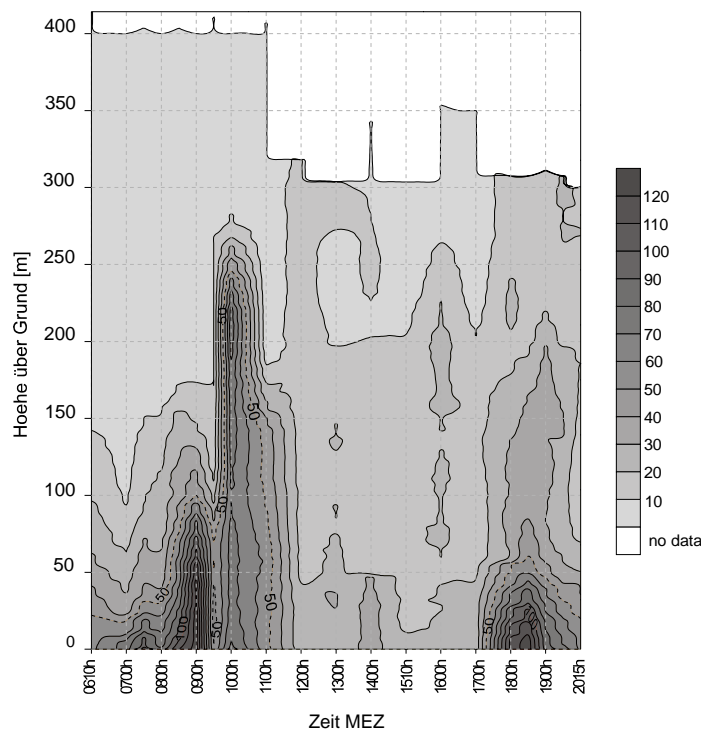


Abbildung 1: PM10- Konzentration [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] am 17.03.2004 in Graz-West [360m Sh]

Mit Beginn der Feinstaubsaison im Dezember 2006 wurden neben Tempolimits im Feinstaub-Sanierungsgebiet (Großraum Graz) erstmals auch mögliche Fahrverbote für Diesel KFZ ohne Partikelfilter bzw. Diesel KFZ, die den Partikelemissionswert der EURO4-Norm nicht entsprechen, eingeführt.

Ein Fahrverbot der angeführten Fahrzeuge tritt dann ein, wenn an fünf aufeinander folgenden Tagen an mindestens zwei Grazer Immissions- Messstationen ein Feinstaub-Messwert von  $75\mu\text{g}/\text{m}^3$  als Tagesmittel überschritten wird.

Nachdem ab dem 3. Tag der Überschreitung für ein Fahrverbot am 6. Tag entschieden wird, musste die Feinstaubentwicklung der Folgetagen abgeschätzt werden. Um das meteorologische Potential abdecken zu können, kamen erstmals in der Steiermark für den Meteorologen unterstützende Auswertungen numerischer Wettermodelle zum Einsatz.

Das Modell des englische Wetterdienstes ECMWF ( $0,25^\circ$  – Auflösung) bringt für den Gitterpunkt Graz für die nächsten 10 Tage Aufschluss über die Temperaturinversions- Wind und Niederschlagsentwicklung. Das feinmaschige Kurzfrist- Vorhersagemodell ALADIN Austria ( $9.6\text{ km}$  – Auflösung) gibt eine stündliche Vorhersage feinstaubrelevanter Parameter für die nächsten 72 Stunden.

Mit den Unterlagen konnte für das präsentierte Fallbeispiel das Durchbrechen des Windes und damit das Ausräumen der feinstaubbelasteten Luft am Tag 5 vorhergesagt, und damit ein drohendes Fahrverbot am nächsten Tag „verhindert“ werden.



Abbildung 2: Feinstaubsituation über Graz. Das Bild entstand am 31.12.06 auf der Platte (Sh 651m), also etwa 290 m über der Stadt Graz, Blickrichtung zum Plabutsch (Sh 754 m). Bedingungen am Aufnahmeort: Lufttemperatur: 11,5°C, PM10: 11µg/m<sup>3</sup>, RF: 30%. Bedingungen Graz/Mitte: Lufttemperatur: 2,8°C, Feinstaub: 131µg/m<sup>3</sup>, RF: 68%.

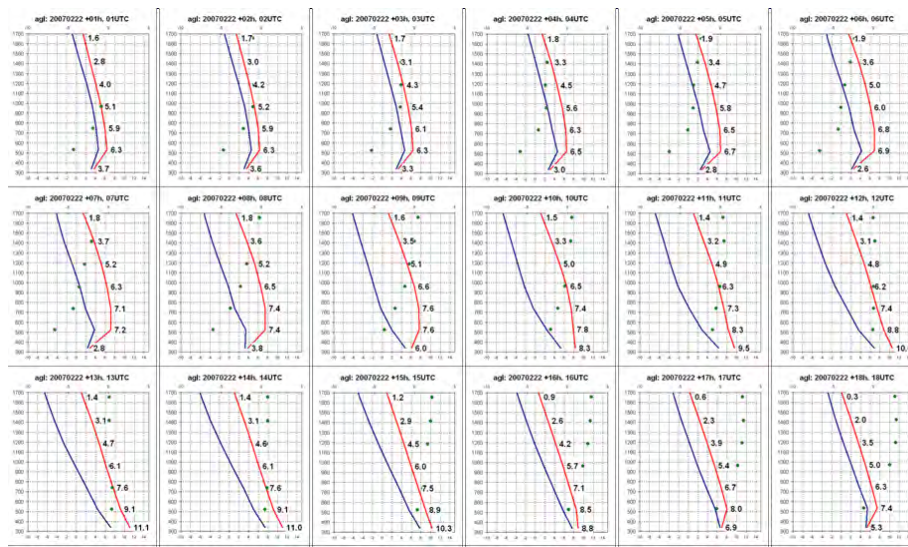


Abbildung 3: Beispiel der von Pseudo-Temps aus dem ALADIN-Austria Modell. Rot :Temperatur, Blau: Taupunkt, Grün: z-Komponente der Windgeschwindigkeit.

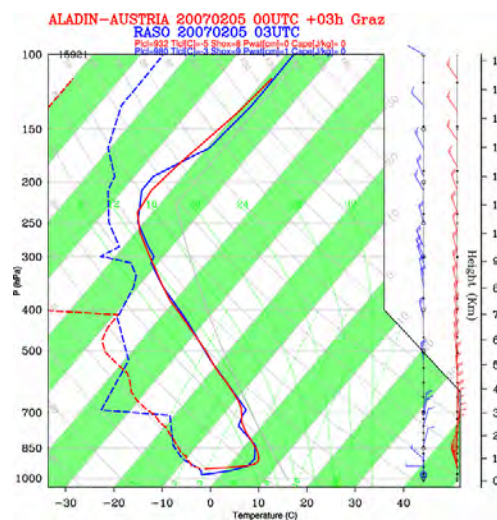


Abbildung 4: Modellverifikation: Vergleich Pseudo-Temp aus ALADIN-Austria und Radiosondenaufstieg.

## 2.6 Modellgestützte Bewertung der Wirkung ordnungsrechtlicher Maßnahmen auf die Feinstaubbelastung

Matthias Klingner; Elke Sähn

Fraunhofer-Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme IVI Dresden

### Ausgangssituation

Aufgrund seiner Winzigkeit zwar kaum sichtbar, bleibt Feinstaub dennoch in aller Munde. Im Zentrum umweltpolitischer und wirtschaftlichen Interessen gelingt es nach wie vor kaum, sachlich diesem Phänomen in den Diskussionen zu begegnen.

Obwohl man bereits mit einfachen Analogiebetrachtungen aus dem alltäglichen Leben die Risikobewertung des Feinstaubes in Frage stellen kann, herrscht in der Bevölkerung eine tiefe Verunsicherung. Ob dies der richtige Weg ist, den zweifellos störenden Individualverkehr aus den Innenstädten zu verbannen, ist fraglich.

Über den Nutzen und den Erfolg der möglichen Feinstaubreduktion kann man differenzierter Meinung sein, die erheblichen Gelder für die Realisierung und Überwachung derartiger Projekte wird man beschaffen und erklären müssen. Ein schwierig zu lösendes Problem für betroffene Kommunalvertreter, weder als Umweltsünder dazustehen noch die wirtschaftlichen Ressourcen einer Region übergebührlich belastet zu haben.

Somit muss den Kommunen, die sich derzeit verpflichtet sehen, geeignete - vor allem den Verkehr betreffende - Maßnahmen in die Wege zu leiten, um den europäischen Luftqualitätsstandards gerecht zu werden, Unterstützung bei der Entscheidungsfindung geboten werden. Dies geschieht wohlwissend, dass mit Aktionismus das Problem Feinstaub nicht zu lösen ist und höchstens langfristige Schritte greifen können.

Allein fundiertes Wissen über mögliches PM10-Reduktionspotential verkehrsbeschränkender Maßnahmen kann dafür die Grundlage sein [1].

### Datenscreening

Um wesentlich tiefer umfangreiche Datenmengen zu durchdringen und auszuwerten, wurde am Fraunhofer IVI ein spezielles Datenscreening [2] entwickelt, das auf leistungsfähigen Methoden der Signalanalyse basiert. Es erlaubt, die hochdimensionalen Messdatenreihen der Umwelt-, Wetter- und Verkehrsdaten parallel zu verdichten und charakteristische Messinformationen zu extrahieren.

Das Screening-Verfahren

- eliminiert redundante Prozessinformationen aus großen Messdatensätzen,
- berücksichtigt zeitveränderliche Signale wie typische Ganglinienformen und deren charakteristische Veränderungen und
- reduziert das Luftqualitätsmonitoring auf wenige, statistisch signifikante Signale.

Aufbauend auf diesen gefilterten Datensätzen können im zweiten Schritt statistische Untersuchungen an ausgewählten Datenreihen und / oder Zeitverläufen durchgeführt werden, um die wesentlichsten Einflussfaktoren [3] auf die Höhe der PM10-Konzentrationen zu selektieren und zu wichten.

Zusätzlich wurden getrennt nach Jahreszeiten PM10-Grenzwertüberschreitungen vieler Jahre nach Entstehungsursache, Dauer und Beendigung analysiert und systematisiert [4].

Im Ergebnis dieser Untersuchungen musste festgestellt werden, dass der Umfang der gemessenen Staubimmissionen in erster Linie komplizierten Prozessen an der Grenzschicht zwischen Boden und dem unteren Bereich der Atmosphäre und unterliegt und sich nur schwer durch Art und Umfang der Emittenten beschreiben lässt [5].

### **Modellbildung**

Diesen Prozess dennoch mit wenigen einfachen beschaffbaren meteorologischen Größen modellgestützt nachzubilden, hat sich das Fraunhofer IVI zur Aufgabe gemacht und ein Modell zur PM10-Immissionsprognose entwickelt. Grundlage dafür bilden neben den Langzeitimmissionsreihen der Länder, historische und aktuelle meteorologische Daten sowie eine gute Wetterprognose. Eine Unterscheidung erfolgt in Werk-, Sams-, Sonn- und Feiertage, um die relevanten Schwankungen der anthropogen verursachten Feinstaubemissionen zu beschreiben. Dass auf detaillierte Verkehrsmessdaten verzichtet werden kann, begünstigt eine breite Verwendbarkeit dieses Modells.

Um die dynamisch verlaufende Wirkmechanismen zu integrieren, basiert das Modell auf geeignet strukturierten Neuronalen Netzen [6].

### **Neuronale Netze**

Ein Neuronales Netz kann als ein beliebig konfigurierbares nichtlineares Regressionsmodell betrachtet werden, dessen Modellparameter über den Lernalgorithmus aus großen Datenmengen gewonnen werden.

Die Struktur der Neuronalen Netze besteht aus ein oder mehreren aufeinander folgenden Schichten (Layern), die bei bestimmten Netzwerkklassen (z.B. Hopfield-Netze) auch Rückkopplungen aufweisen können.

Jede Schicht besteht aus einer Vielzahl so genannter Neuronen. Das sind Knotenpunkte, die ein festgelegtes statisches Übertragungsverhalten (linear, linear ein- oder zweiseitig beschränkt, sigmoid, binär, Schwellwerte, radial-basiert usw.) aufweisen.

Die Eingangsgrößen des Netzes bzw. die Ausgänge der Neuronen werden über lineare Gewichte an den Eingängen nachfolgender oder rückgekoppelter Neuronen aufsummiert bzw. mit Ausgangsneuronen verbunden.

Dynamische Eigenschaften werden über Speicherglieder realisiert.

### **PM10-Prognose**

Ziel der Entwicklung des Prognosemodells war es, die grundlegenden Zusammenhänge zwischen Meteorologie und PM10 in eine allgemeingültige, die PM10-Konzentration optimal beschreibende Struktur zu fassen. Am Ende entstand ein Werkzeug, mit dessen Hilfe es möglich ist,



- beeinflussbare Grenzwertüberschreitungen rechtzeitig zu erkennen und von sogenannten PM10-Episoden im Vorfeld zu unterscheiden,
- ein maximal mögliches PM10-Reduktionspotential im Vorfeld abzuschätzen und
- die Bevölkerung bereits im voraus über die Höhe der Feinstaubbelastung zu informieren.

Somit können wirtschaftliche Aspekte besser berücksichtigt und ein vertretbares Kosten-Nutzen-Verhältnis gewährleistet werden.

## Literatur

[1] Klingner, M.; Sähn E.: Auswirkungen ordnungsrechtlicher Verkehrsmaßnahmen auf die lokale Feinstaubbelastung unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Februar 2006.

[2] Anke, K.; Klingner, M., Sähn, E., Löschau, G.: Screeningverfahren und Immissionsmodelle zur Auswertung von PM10-Langzeitmessungen. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, März 2003, Springer-VDI-Verlag, S. 201-208.

[3] Anke, K.; Klingner, M.; Sähn, E., Wolf, U.: Intensität und Nachwirkung meteorologischer Einflussfaktoren auf die PM10-Konzentration. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Januar/Februar 2005, Springer-VDI-Verlag, S. 41-48.

[4] Anke, K.; Sähn, E.; John, D.; Klingner, M.: Hierarchische Gliederung von Überschreitungsepisoden - erweiterte und detaillierte Analyse für Schwebstaub (PM10). Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Dresden, Dezember 2005.

[5] Krauss, H.: Die Atmosphäre der Erde. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2004.

[6] Nauck, D.; Klawonn, F.; Kruse, R.: Neuronale Netze und Fuzzy-Systeme. Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig / Wiesbaden, 1996.

## **2.7 Ergebnis-Variabilität aufgrund der Verwendung unterschiedlicher - korrekter - meteorologischer Eingangsdaten eines Messstandortes in Immissionsprognosen nach TA Luft: Wie „genau“ ist ein repräsentatives Jahr?**

Jost Nielinger<sup>1</sup>, Werner-Jürgen Kost<sup>1</sup>, Jochen Bläsing<sup>2</sup>, Joachim Namyslo<sup>3</sup>

<sup>1</sup>iMA Richter & Röckle GbR, Niederlassung Stuttgart, Hauptstr. 54, 70839 Gerlingen,  
e-Mail: nielinger@ima-umwelt.eu

<sup>2</sup>Deutscher Wetterdienst Stuttgart, Klima- und Umweltberatung, Am Schnarrenberg 17, 70376 Stuttgart

<sup>3</sup>Deutscher Wetterdienst Offenbach, Zentrales Gutachtenbüro, Kaiserleistr. 44, 63067 Offenbach

### **Einleitung**

Eine der rechtlich brisantesten Verwendung meteorologischer Daten erfolgt im Rahmen der Erstellung lufthygienischer Gutachten in Genehmigungsverfahren für Anlagen, die nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) genehmigungsbedürftig sind. Für die Beurteilung von Immissionsverhältnissen und für die Durchführung einer Immissionsprognose hat der Gesetzgeber die für derartige Untersuchungen maßgebliche TA Luft im Jahr 2002 aktualisiert.

Im Anhang 3 der TA Luft werden neben dem Ausbreitungsmodell auch die für die Immissionsprognose zu verwendenden meteorologischen Daten sehr genau definiert.

Bislang sind jedoch im Zusammenhang mit der Verwendung solcher meteorologischer Daten in der Immissionsprognose einige wichtige Fragen offen:

- 1) Da die AKTerm genau 1 Jahr umfasst, stellt sich unmittelbar die Frage nach der zeitlichen Repräsentanz eines ausgewählten Jahres. Gibt es ein „repräsentatives“ oder „typisches“ Jahr? Der DWD wählt das repräsentative Jahr mit einem statistischen Verfahren auf Basis der Analyse der meteorologischen Parameter aus. Führt eine immissionsseitige Überprüfung zum gleichen Ergebnis?
- 2) Wie groß sind überhaupt die Unterschiede in den Ergebnissen der Immissionsprognose, wenn die AKTerm unterschiedlicher Jahre verwendet werden? Dies ist für den Betrag des Immissionsmaximums und für dessen Lage interessant.
- 3) Lässt sich aus den Untersuchungen zu 2) eine „meteorologisch bedingte Rechenunsicherheit“ des Ergebnisses einer Immissionsprognose bestimmen?
- 4) Führt die Verwendung einer AKS tatsächlich zu vergleichbaren Ergebnissen wie die Berücksichtigung einer AKTerm? Idealerweise sollte die AKS eines zehnjährigen Zeitraumes in etwa die aus den Resultaten der identischen 10 Einzeljahre gemittelten Verhältnisse wiedergeben.

### **Vorgehensweise**

Der Deutsche Wetterdienst (DWD) Stuttgart stellte die folgenden Datensätze der Station Stuttgart-Echterdingen (Flughafen) zur Verfügung:

- AKTerm der 9 Jahre 1996 bis 2004
- Auswahl des Jahres 2002 als „repräsentatives Jahr“ des Zeitraumes 1996 bis 2004
- AKTerm der vom DWD als „herausstehend“ eingeschätzten Jahre 1975 und 1981

Die iMA erstellte aus den 9 AKTerm der Jahre 1996 bis 2004

- eine AKS 1996 bis 2004

- eine AKS 1996 bis 2004 ohne das Jahr 2003

Mit diesen meteorologischen Eingangsdaten wurden 9 (AKTerm) + 2 (AKS) Ausbreitungsrechnungen für eine einfache Quellkonfiguration vorgenommen.

### Ausbreitungsrechnungen: Modell-Setup

Das Modellgebiet war 3.000 m x 3.000 m groß mit einer Quelle im Zentrum. Die horizontale Auflösung des Rechengitters betrug 25 m, vertikal 3 m in Bodennähe, gestreckt bis zur Modellgebietsobergrenze in 200 m (13 Rechenflächen). Die Rauigkeitslänge wurde mit 0,2 m, die Verdrängungshöhe mit 1.2 m angesetzt.

Als Quelle wurde ein 25 m hoher Kamin vorgegeben, dessen Wärmestrom und Austrittsimpuls unberücksichtigt blieben. Emittiert wurden ein gasförmiger und ein staubförmiger (PM10, TA-Luft-Kl. 2) Luftschadstoff mit einer Quellstärke von jeweils 1 g/s.

Als Ausbreitungsmodell wurde das Modell LASAT 2.14 mit dem Grenzschichtprofil der TA Luft verwendet.

### Ergebnisse Lage des Maximums

In der folgenden Abbildung 1 sind die Positionen des primären und des sekundären Maximums aller Simulationsergebnisse vor einem fiktiven Kartenhintergrund eingezeichnet (Normgas).

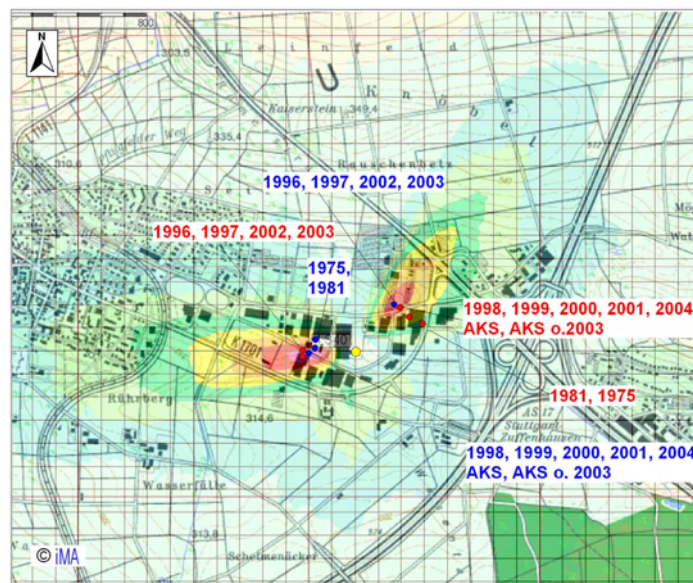


Abb. 1: Positionen der primären (rot) und sekundären (blau) Maxima aller Immissionsprognosen (Jahresmittelwert Normgas) vor einem fiktiven Kartenhintergrund und einer transparenten Konzentrationsverteilung des Jahres 2002.

Für 5 der 9 AKTerm und die beiden AKS liegt das Maximum (rot) nordöstlich der Anlage, für die anderen 4 Jahre inklusive des vom DWD als repräsentativ bestimmten Jahr 2002 hingegen westlich. Bezieht man jeweils die Bereiche sekundärer Maxima (blau) mit ein, so zeigt sich, dass das sekundäre Maximum der 5 AKTerm in der Region liegt, in der die 4 AKTerm ihr primäres Maximum aufweisen und umgekehrt.

### Ergebnisse Immissionsbelastung im Maximum der Beaufschlagung

Die folgende Abbildung 2 zeigt die maximalen Konzentrationen für die gasförmige Luftschadstoffkomponente im Diagramm.

Für den Feinstaub PM10 (Konzentration und Deposition) wurden vergleichbare Resultate berechnet. Die Schlüsse aus diesem Diagramm sind im Resumée zusammengefasst.

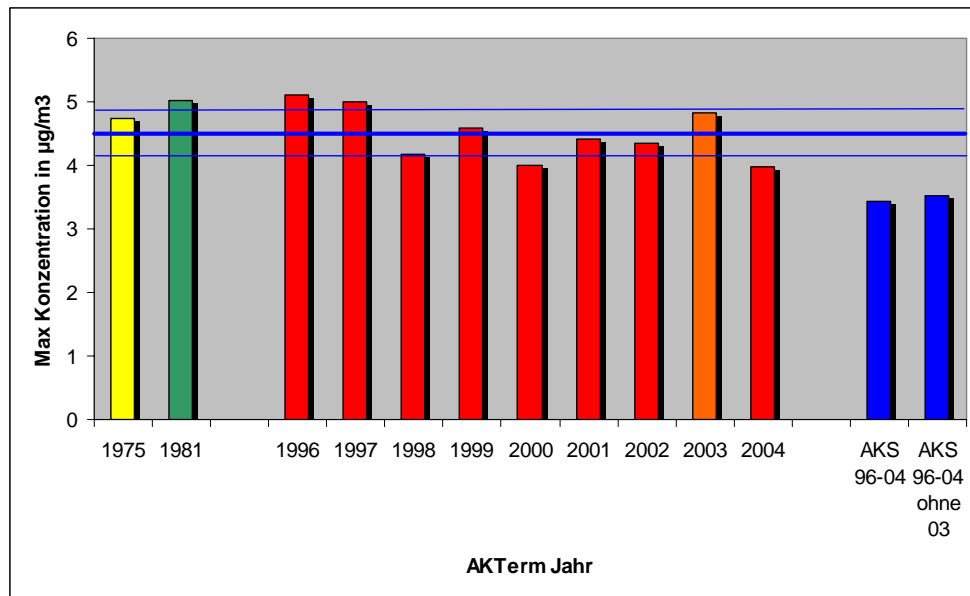


Abb. 2: Resultate für die maximale Konzentration Normgas in µg/m<sup>3</sup>. Zusätzlich eingezeichnet sind der Mittelwert über die AKTerm-Simulationen der Jahre 1996 bis 2004 (dicke blaue Linie) und der Bereich der rechnerischen Standardabweichung (dünne blaue Linien).

## Resümee

Die Ergebnisse der Untersuchung sind:

- Die Lage des Immissionsmaximums wird nicht durchgängig im gleichen Windrichtungssektor und im gleichen Abstand von der Anlage berechnet. Stattdessen teilen sich, je nach Jahr, die Immissionsmaxima in 2 Bereiche hoher Immissionskonzentration auf. Allerdings ist zu bemerken, dass sich das primäre und das sekundäre Maximum in jedem Fall in diesen beiden Bereichen befinden.
- Die Maxima bzw. sekundären Maxima der Simulationen befinden sich jeweils innerhalb einer Fläche von rund 150 m x 150 m. Dies kann als „meteorologisch bedingte“ maximal mögliche Genauigkeit der Lage eines Immissionsmaximums gedeutet werden.
- Die rechnerische Standardabweichung der Ergebnisse für die 9 AKTerm des Zeitraumes 1996 bis 2004 beträgt +/- 9%.
- Die berechneten höchsten Abweichungen von Einzeljahren gegenüber dem Mittelwert aller 9 Jahre (1996 bis 2004) beträgt rund +13,5% bzw. -11,6%. Dies kann als „meteorologisch bedingte“ Genauigkeit eines Rechenergebnisses für das Maximum der Beaufschlagung interpretiert werden.
- Die Berechnungen mit einer AKS (gebildet aus dem Zeitraum 1996 bis 2004) führten durchgängig zu deutlich niedrigeren Ergebnissen im Vergleich zu den Mittelwerten aus allen AKTerm (-17 % bis -24%).
- Die Verwendung der Daten des vom DWD als repräsentativ eingestuften Jahres 2002 führt zu Ergebnissen, die niedriger liegen als der Mittelwert aller untersuchten AKTerm. Die Abweichung beträgt für gasförmige Luftschadstoffe -3,4 %, für die Konzentration von Staub (PM10) -6,4 % und für die Deposition von Staub (PM10) -9,5 % vom Mittelwert. Für die Deposition von Staub (PM10) wurde für 2002 das niedrigste aller Ergebnisse berechnet.

Derzeit ist noch offen, ob diese Ergebnisse für andere Messstandorte gleichermaßen gelten.

## 2.8 Verfahren für eine "virtuelle Windmessstation" und erste Ergebnisse

Joachim Namyslo

Deutscher Wetterdienst (DWD), Klima- und Umweltberatung  
Kaiserleistraße 44, 63067 Offenbach am Main  
Tel.: 069/8062-2967, E-Mail: joachim.namyslo@dwd.de

### Einleitung

Die Lösung des Übertragungsproblems von Windzeitreihen auf andere Standorte ist nicht nur für die Bereitstellung von meteorologischen Zeitreihen zur Ausbreitungsrechnung nach Anhang 3 der TA Luft (2002) von Bedeutung, sondern auch für möglichst objektive Verfahren zur "Qualifizierten Prüfung (QPR) der Übertragbarkeit von Windzeitreihen" (vgl. Kap. 8.1, TA Luft, 2002).

Es wird hierzu ein Verfahren vorgestellt, dass eine Berechnung von Zeitreihen mit Stundenmittelwerten von Windgeschwindigkeit und Windrichtung für (fast) jeden Ort in Deutschland zum Ziel hat ("virtuelle Windmessstation"). Wesentlich ist dabei die Nutzung von gemessenen, regional repräsentativen Referenzreihen von Stundenmitteln des Bodenwindes. Die zur Übertragung auf den Zielort erforderliche "Transferfunktion" wird mit Hilfe des 3-dimensionalen, mikroskaligen urbanen Klimamodells MUKLIMO\_3 des DWD berechnet (Sievers, 1995). Zur möglichst effizienten (rechenzeitextensiven) Bereitstellung der hierzu notwendigen zeit- und windrichtungsabhängigen Windfelder ist die Anwendung von unterschiedlichen Modellversionen, d.h. von der "Basisversion" (für neutrale Schichtung, reines Strömungsmodell) und der "Vollversion" (für alle Temperaturschichtungen, thermodynamisches Modell zur Berechnung von Tagesgängen), eine entscheidende Vorgehensweise.

### Übertragungsverfahren

Dem Verfahren zur Berechnung einer "synthetischen (virtuellen) Windzeitreihe" liegen folgende Thesen zugrunde:

T-1) Die Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsabhängigkeit sowie die "regionale Zeitabhängigkeit" der untersuchten Windfelder wird von der regionalen Anströmung bestimmt, während ihre Abhängigkeit von der thermischen Schichtung der atmosphärischen Grenzschicht im Wesentlichen ihre "lokale Zeitabhängigkeit" bestimmt.

T-2) Je stärker die regionale Anströmung ist, um so neutraler wird die Schichtung der (bodennahen) Grenzschicht. Das Windfeld für neutrale Schichtung ist dabei wegen seiner Skalierbarkeit mit der Geschwindigkeit der regionalen Anströmung nur noch windrichtungsabhängig.

T-3) Eine rein lokale Strömung ("thermische Windsysteme") stellt sich ohne Regionalwind ein; eine solche Strömung ist daher weder windgeschwindigkeits- noch windrichtungsabhängig, sondern nur noch zeitabhängig. Die Zeitabhängigkeit dieser Windfelder kann über einen normierten Tagesgang beschrieben werden.

T-4) Die Windrichtungsabhängigkeit der zeitabhängigen, insbesondere für "nicht-neutrale" Schichtung gültigen, Windfelder kann aus der additiven Überlagerung einer rein zeitabhängigen Lösung mit einer rein windrichtungsabhängigen "neutralen" Lösung näherungsweise bestimmt werden.

T-5) Als Referenzreihe zur Beschreibung der regionalen Anströmung kann eine (bodennah) gemessene, geeignete Windzeitreihe (Stundenmittel) verwendet werden. Dabei gibt die "ideal geeignete" Referenzreihe

- die Richtungsklasse der regionalen Anströmung sowie
- die regionale Anströmgeschwindigkeit bzgl. der Rauigkeit wider und
- weist keinen bzw. nur einen geringen Einfluss von Dichteströmungen auf.

### Ergebnisse

Die Ergebnisse für Stundenmittel der Windgeschwindigkeit und richtung erster Kontrollrechnungen des Gesamtverfahrens (alle Schichtungen, Zeitabhängigkeit) für die Station "Mühldorf am Inn" des DWD mit Winddaten der Station "München-Flughafen (Erdinger Moos)" als Referenzreihe für das Jahr 2001 sind in den Abbildungen 1 bis 3 dargestellt. Die Windrichtung weist teilweise, als "systematisch" anzusehende, Abweichungen von ca. 20° (Abb. 3b) auf.

Für eine erste Bewertung der durchgeführten Kontrollrechnungen wurde eine Kohärenzanalyse (KA) der Windgeschwindigkeit der virtuellen und der gemessenen Zeitreihe durchgeführt (Abb. 1): Frequenzabhängige Korrelationskoeffizienten  $r$  der KA weisen Werte  $r \geq 0.72$  für Periodenlängen von  $\geq 9.5$  Stunden (Frequenz  $f \leq 0.105$ ) auf: Damit sind Tag-Nacht-Wechsel statistisch zufriedenstellend simuliert. Zudem liegen die  $r$ -Werte auch für die hohen Frequenzen über der Signifikanzschwelle von  $r = r_s = 0.17$ . Der Korrelationskoeffizient nach Pearson beträgt  $r_{FF} = 0.92$ . Weiterhin werden erste Ergebnisse von Testanwendungen des Verfahrens im Bereich des Neuwieder Beckens präsentiert.

### Literatur

SIEVERS, U., 1995: Verallgemeinerung der Stromfunktionsmethode auf drei Dimensionen. Meteorologische Zeitschrift, Neue Folge 4, 3-15.

TA Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft), 2002: 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum BImSchG (GMBL., Heft 25-29, S. 511-605).

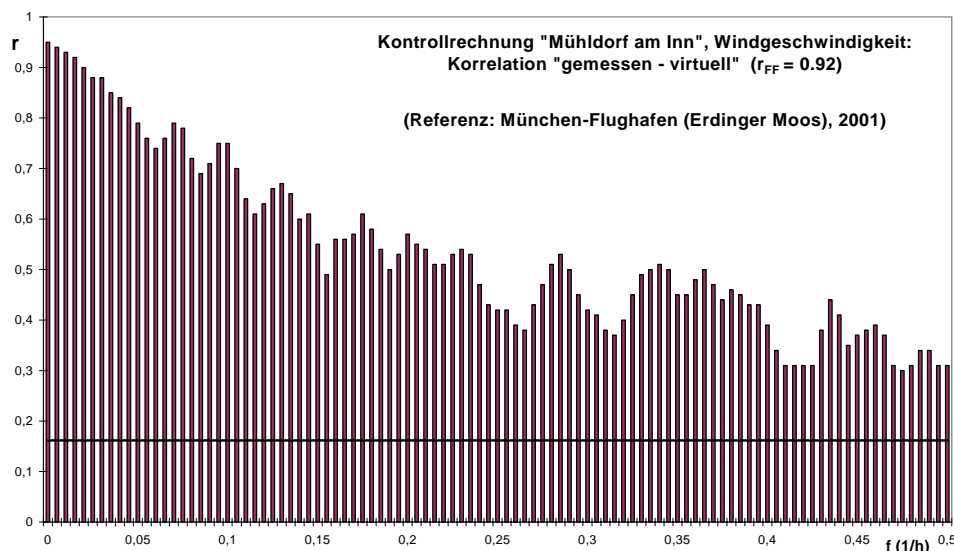


Abb. 1 Kohärenzanalyse:  $r$  = Korrelationskoeffizient,  $f$  = Frequenz (Basis: Stundenmittelwerte),  $r_{FF}$  = Korrelationskoeffizient nach Pearson.

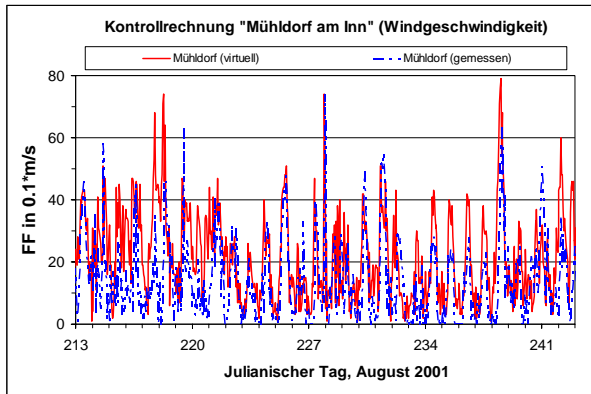


Abb. 2a

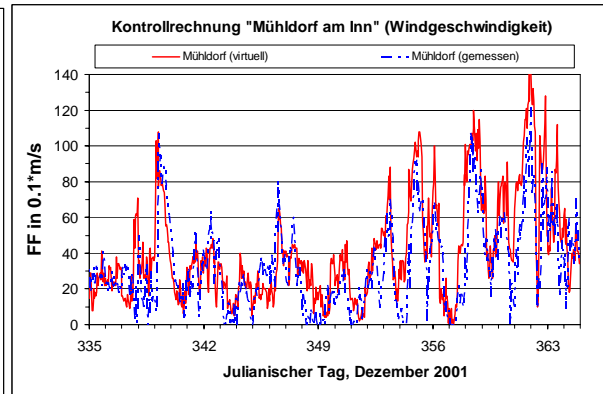


Abb. 3a

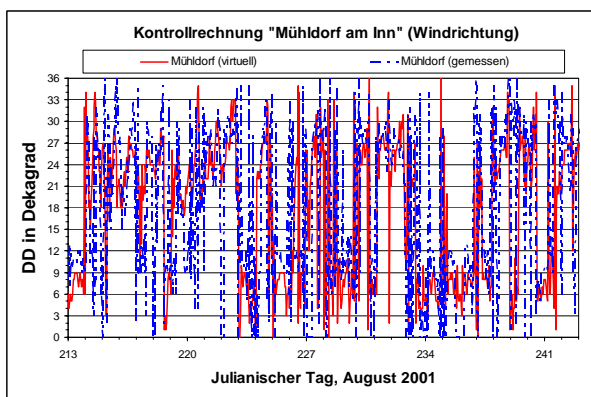


Abb. 2b

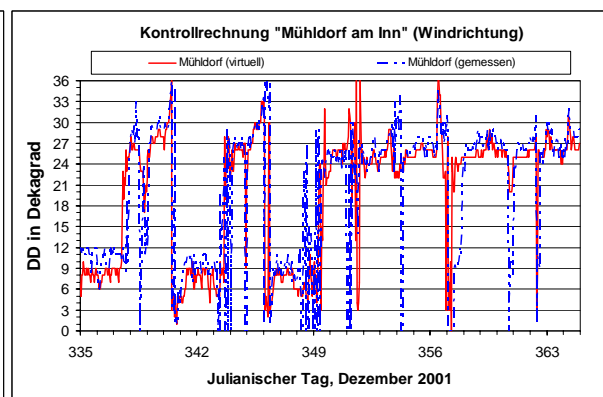


Abb. 3b

## 2.9 Stufen der räumlichen Planung in Deutschland in Bezug auf stadtklimatische Belange

Prof. Dr. Jürgen Baumüller, Dr. Ulrich Reuter

Landeshauptstadt Stuttgart, Amt für Umweltschutz, Abteilung Stadtklimatologie

### Einleitung

Die Aufgabe der Planung insbesondere der Stadtplanung ist es eine geordnete Entwicklung auf verschiedenen Planungsebenen und unterschiedlichen Maßstäben sicherzustellen. Planung ist ein Abwägungsprozess zwischen zahlreichen öffentlichen und privaten Interessen, wobei die Ziele des Allgemeinwohls, des Städtebaus und des Umweltschutzes in den gesetzlichen Einklang zu bringen sind. Im Baugesetzbuch der Bundesrepublik Deutschland werden insbesondere im § 1 auch die Belange von Luft und Klima angesprochen.

Zum Verständnis, wann und wie klimatische Aspekte in den Planungsprozess einfließen können, ist ein Verständnis der unterschiedlichen Planungsebenen, deren Ziele, Maßstäbe, gesetzliche Grundlagen, Zeithorizonte und das Wissen über die Planungsträger erforderlich. Die Anforderungen an klimatisch lufthygienische Untersuchungen und deren Aussagen müssen mit den einzelnen Planungsebenen im Einklang stehen und müssen auch in entsprechende Planaussagen umgesetzt werden (STAEDTEBAULICHE KLIMAFIBEL, 2005).



### Landesplanung

Der Landesentwicklungsplan (LEP) legt die räumlichen Entwicklungsziele für das gesamte Land Baden-Württemberg fest. Insbesondere werden zentrale Orte mit ihren Verflechtungsbereichen, übergeordnete Entwicklungsachsen sowie Abgrenzungen zwischen Freiräumen und Verdichtungsräumen berücksichtigt. Der Landesentwicklungsplan gliedert

sich in allgemeine Grundsätze sowie Ziele für das ganze Land, für Sachbereiche und für Regionen.

In den Landesentwicklungsplan werden, soweit erforderlich und geeignet, das Landschaftsrahmenprogramm und seine Fortschreibungen aufgenommen. Diese Fachplanung enthält die Zielsetzungen des Naturschutzes, der Landschaftspflege und der Erholungsvorsorge für das ganze Land.

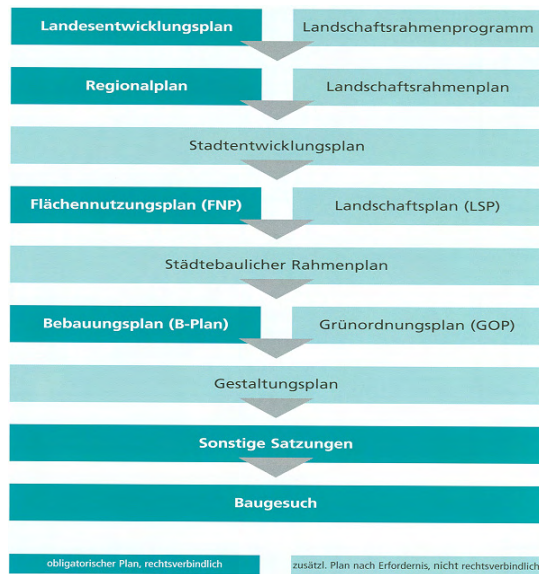
Planungsgebiet ist das jeweilige Bundesland. Planinhalte sind überwiegend textlich in Plansätzen Zeichnerischer Teil 1: 900 000 (BW). Zeithorizont etwa 10 Jahre angestrebt. Gesetzliche Grundlagen sind das Raumordnungsgesetz (ROG) und das Landesplanungsgesetz (LpIG). Analog zum Maßstab fußen klimatische Aspekte meist auf den Angaben gemäß den Klimaatlant der Länder.

### Regionalplanung

Der Regionalplan konkretisiert den Landesentwicklungsplan und formt ihn für das Planungsgebiet der jeweiligen Region weiter aus. Durch seine Einbindung in die staatliche Fachplanung ist er eine Brücke zwischen der staatlichen und kommunalen Planung. Der Regionalplan unterteilt sich in die Abschnitte: Ziele, Grundsätze und Vorschläge so wie Darstellungen zu den Themenbereichen Siedlung, Freiräume und Infrastruktur.

Er stellt die Grundzüge der Raumnutzung bezogen auf die Ordnung und Entwicklung der Siedlungs- und Freizeitstruktur und ihre Abstimmung mit den Verkehrs- und Versorgungsnetzen und Einrichtungen in der Region dar. Einen wesentlichen Grundsatz bildet das Konzept der Entwicklungsachsen und der zentralen Orte.





Es dient der Konzentration der Siedlungsentwicklung entlang leistungsfähiger Verkehrsinfrastruktur sowie dem Leistungsaustausch der zentralen Orte untereinander und mit den umgebenden Räumen.

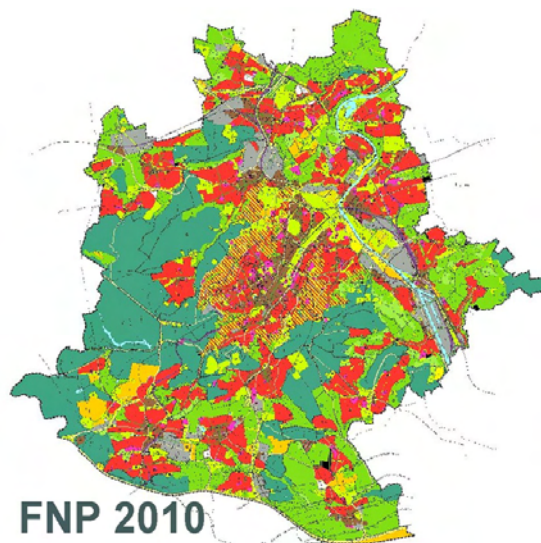
In den Regionalplan werden, soweit erforderlich und geeignet, die Zielsetzungen des Landschaftsrahmenplans und des Regionalverkehrsplans aufgenommen. Während der Landschaftsrahmenplan die bei der räumlichen Planung zu berücksichtigenden Gegebenheiten und Erfordernisse des Freiraums darstellt und konkretisiert, beschreibt der Regionalverkehrsplan planerische und organisatorische Maßnahmen zur Entwicklung der Verkehrswege.

Auf der Ebene des Regionalplanes gewinnen spezielle regionale Untersuchungen des Klimas an Bedeutung (REKLISO, 2006). Die Maßstabsebene liegt

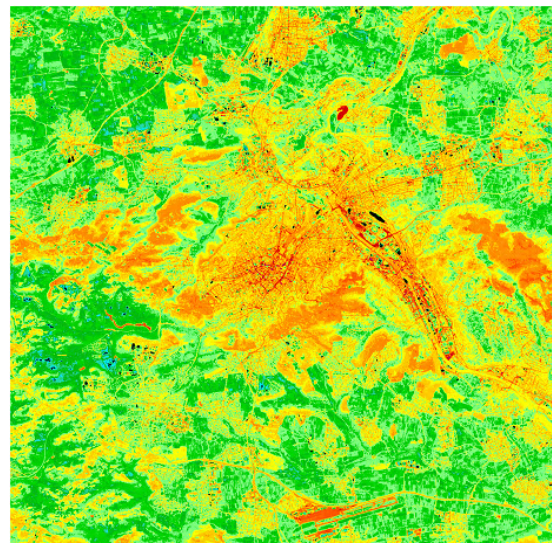
üblicherweise bei ca. 1:50 000 und damit im Bereich der mesoskaligen klimatischen Untersuchungsmethoden, wie geostatistische Verfahren (xxx) Satellitendaten, IR Befliegungen und Computersimulationen ( FITHAH, METRAS, DIWIMO etc).

## Flächennutzungsplan

Der Flächennutzungsplan (FNP) oder der vorbereitende Bauleitplan bildet die erste Stufe der Bauleitplanung. Aufgabe der Bauleitplanung ist es, die bauliche und sonstige Nutzung der Grundstücke in der Gemeinde nach Maßgabe des Baugesetzbuchs vorzubereiten und zu leiten. Der Planungszeitraum beträgt in der Regel 10-15 Jahre wobei der Maßstab ca. 1:10 000 liegt.



Flächennutzungsplan Stuttgart 2010



IR-Thermalaufnahme vom 29.8.2005, 22:00

Der Flächennutzungsplan ist den Zielen der Raumordnung und Landesplanung anzupassen. Er stellt in den Grundzügen die vorhandene und beabsichtigte Art der Bodennutzung aller Flächen im Gemeindegebiet dar, insbesondere: Wohnbauflächen, gewerbliche Bauflächen, Verkehrsflächen, Grünflächen, land- und forstwirtschaftliche Flächen.

Die Gemeinden stellen Bauleitpläne auf, sobald und soweit es für die städtebauliche Entwicklung und Ordnung erforderlich ist. Der FNP besteht aus einer Karte und Textteil sowie dem Erläuterungsbericht. Beim Flächennutzungsplan handelt es sich noch nicht um eine konkrete Detailplanung, deshalb sind hier auch mesoskalige Betrachtungen des Klimas und der Luftsituation

ausreichend. Die Untersuchungsmethoden sind somit denen auf regionaler Ebene gleichzusetzen. Eventuell wird die Auflösung bei den Untersuchungen etwas verfeinert.

### Bebauungsplan

Der Bebauungsplan (B-Plan) oder die verbindliche Bauleitplanung bildet die zweite Stufe der Bauleitplanung. Er ist aus dem Flächennutzungsplan zu entwickeln und soll eine nachhaltige städtebauliche Entwicklung und eine dem Wohl der Allgemeinheit entsprechende sozialgerechte Bodennutzung gewährleisten. Während der Flächennutzungsplan auf der ersten Stufe die allgemeinen Entwicklungsabsichten der Gemeinde fixiert, konkretisiert der B-Plan in rechtlich verbindlicher Form und parzellenscharf die Planung. Der B-Plan wird als Satzung beschlossen und als Ortsrecht rechtskräftig.



Bebauungsplan mit Pflanzzwang und Pflanzbindung gemäß § 9 (1) 25 BauGB

Für die Belange des Umweltschutzes wird nach den Vorschriften des Baugesetzbuchs eine Umweltprüfung (UP) durchgeführt. Dabei werden die voraussichtlich erheblichen Umweltauswirkungen ermittelt und in einem Umweltbericht beschrieben und bewertet. Der Maßstab beträgt in der Regel 1:500 bis 1:1000. Der Plan ist zeitlich nicht befristet und bindet sowohl den Grundstücksbesitzer als auch die Gemeinde. Auf dieser Planungsebene sind bei Bedarf spezielle klimatische Untersuchungen notwendig, seien es Messungen, Windkanaluntersuchungen oder mikroskalige Computersimulationen, die es auch ermöglichen Prognosen (z.B. Schadstoffentwicklungen) für die Zukunft abzugeben.

### Literatur:

Städtebauliche Klimafibel (www.staedtebauliche-klimafibel.de) Hrsg.: Innenministerium Baden-Württemberg

Regionale Klimaanalyse Südlicher Oberrhein (REKLISO), 2006. Hrsg.: Regionalverband Südlicher Oberrhein

Stufen der räumlichen Planung in Stuttgart, 2006 - Arbeitspapier zur Stadtentwicklung-. Hrsg.: Amt für Stadtplanung und Stadterneuerung, Landeshauptstadt Stuttgart

## 2.10 Verbundprojekt KLIMES – Planerische Strategien und städtebauliche Konzepte zur Reduzierung von Hitzestress in Städten bei klimatischen Extremen

Michael Bruse<sup>1)</sup>, Christl Drey<sup>2)</sup>, Helmut Mayer<sup>3)</sup> und Lutz Katzschner<sup>4)</sup>

<sup>1)</sup> AG Geomatik, Geographisches Institut, Ruhr-Universität Bochum

<sup>2)</sup> Fachgebiet Städtebau, Universität Kassel

<sup>3)</sup> Meteorologisches Institut, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

<sup>4)</sup> Fachgebiet Umweltmeteorologie, Universität Kassel

### Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund einer globalen Klimaerwärmung wird auch in der Stadtplanung die zunehmende Bedeutung des thermischen Komforts für Menschen erkannt. Zur besseren Berücksichtigung dieses Aspektes in der Stadtplanung werden neben qualitativen vor allem quantitative Bewertungsverfahren benötigt.

In dem vom BMBF im Rahmen der Initiative „Forschung für den Klimaschutz und Schutz vor Klimawirkungen“ (klimazwei) geförderten Verbundprojekt KLIMES werden in ausgewählten Stadtquartieren in Freiburg (SW Deutschland) Untersuchungen zum thermischen Komfort in Außen- und Innenräumen durchgeführt. Sie bestehen aus (1) experimentellen Untersuchungen einschließlich von Befragungen zur Nutzung von urbanen Freiräumen und zum thermischen Empfinden sowie (2) numerischen Simulationsberechnungen zur thermischen Belastung unter der Annahme der derzeitigen und zukünftigen regionalen Klimabedingungen. Im Rahmen von KLIMES werden städtebauliche Entwurfsbausteine entwickelt werden, die der Wärme- und Hitzereduktion speziell im Stadtraum, aber auch in Übergangsbereichen ins Innere der Bebauung dienen.

### Einleitung

Nach neuesten Simulationsrechnungen zum Klimawandel ist in Mitteleuropa mit einer deutlichen Zunahme von extremen Hitzeperioden im Sommer zu rechnen. Die Hitzewellen im Juni und August 2003 sowie im Juli 2006 sind dafür eindrucksvolle Beispiele.

Vor dem Hintergrund der großräumigen Hitze werden insbesondere in Städten Hitzestressperioden für Menschen ansteigen, intensiver werden und länger andauern. Ausschlaggebend dafür sind die Phänomene des Stadtklimas, die sich unter urbaner Wärmeinsel bzw. urbanem Wärmearchipel zusammenfassen lassen. Damit Leistungsfähigkeit, Wohlbefinden und Gesundheit von Menschen in Städten auch zukünftig gesichert sind, muss die Stadtplanung schon heute städtebauliche Planungen so optimieren, dass die thermischen Belastungen auch unter extremen Hitzebedingungen sowohl im Freien als auch in den Innenräumen auf ein erträgliches Maß reduziert werden.

Um die in diesem Bereich bestehenden Fragestellungen zu beantworten, wird das Verbundprojekt KLIMES (Planerische Strategien und städtebauliche Konzepte zur Reduzierung der Auswirkungen von **klimatischen Extremen** auf Wohlbefinden und Gesundheit von Menschen in Städten, [www.klimes-bmbf.de](http://www.klimes-bmbf.de)) von einer interdisziplinären Arbeitsgruppe aus den Bereichen Stadtklimatologie, Städtebau und Geoinformatik durchgeführt, das in die BMBF Förderinitiative „Forschung für den Klimaschutz und Schutz vor Klimawirkungen“ (klimazwei) eingebunden ist.

Das generelle Ziel von KLIMES ist die Erstellung eines praxistauglichen Planungsleitfadens mit Entwurfsbausteinen für den klimawandelgerechten Städtebau. Er wird Konzepte

beinhalten, auf welche Weise in bestehenden städtischen Strukturen der Hitzestress für Menschen minimiert werden kann, so dass ihr thermischer Komfort nur in erträglichem Ausmaß beeinträchtigt ist. Als Untersuchungsstandort für die empirischen Studien dient Freiburg. Aufgrund der Lage am Ostrand der in N-S Richtung verlaufenden, südlichen Oberrheinebene ist Freiburg die wärmste Stadt in Deutschland. Nach Resultaten aus regionalen Klimasimulationen werden in der südlichen Oberrheinebene zukünftig Hitzeperioden im Sommer besonders ausgeprägt sein.

### **Methodik**

Methodisch werden in KLIMES verschiedene aufeinander abgestimmte Verfahren in den ausgewählten Stadtquartieren in Freiburg i. Br. angewendet, um Aussagen zum thermischen Komfort zu erzielen:

- a) experimentelle Untersuchungen zur Analyse der Wahrnehmung der thermischen Umgebungsbedingungen durch ein Kollektiv von Menschen unter Verwendung des thermischen Indexes PET\* (Fortschreibung der international angewandten physiologisch äquivalenten Temperatur PET; (u.a. ALI-TOUDERT und MAYER, 2007; KATZSCHNER, 2004; RUROS, 2004),
- b) parallel zu a) Interviews mit Passanten über ihre subjektive Wahrnehmung der thermischen Umgebungsbedingungen, um mit den daraus erzielten Resultaten die Ergebnisse für PET\* graduell abzustufen,
- c) mikroskalige Simulation des thermischen Komforts von Menschen unter den Schwerpunkten Stadtstruktur (Modell ENVI-met) und menschliches Verhalten (Modell BOTworld), wobei das derzeitige und zukünftige regionale Klima die Randbedingung darstellt.  
Mit Hilfe der so genannten Multi-Agentensimulation ist es möglich, das thermische Empfinden von sich bewegenden Menschen unter nicht-stationären Bedingungen zu analysieren. Zudem lassen sich Rückschlüsse ziehen, inwiefern das Mikroklima Auswirkungen auf die Nutzung von öffentlichen Räumen hat.

Alle Verfahren werden primär auf Freiräume in den vorgesehenen Stadtquartieren angewendet. Sie werden aber auch in ausgewählten Innenräumen eingesetzt, die parallel zu den Freiraumuntersuchungen analysiert werden. Hierzu wird das Mikroklimamodell ENVI-met um entsprechende Berechnungsmodule erweitert. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen bilden die Grundlagen zur Entwicklung human-biometeorologischer Entwurfsbausteine für nachhaltige Konzepte des Stadtumbaus.

Um die anhand des Untersuchungsstandorts Freiburg erzielten Ergebnisse auf ihre generelle Anwendbarkeit zu überprüfen, finden Testuntersuchungen in Kassel statt.

### **Ergebnisse**

In der großräumigen und gesamtstädtischen Flächenplanung steht den Planungspraktikern vor Ort bereits ein fundiertes Instrumentarium für eine stadtklimatische Optimierung zur Verfügung. Defizite hingegen bestehen bei der Stadtteil- und Quartiersplanung einerseits und im aktuellen Aufgabenfeld des Stadtumbaus andererseits, also im Praxisfeld der dreidimensionalen Planung, im Städtebau.

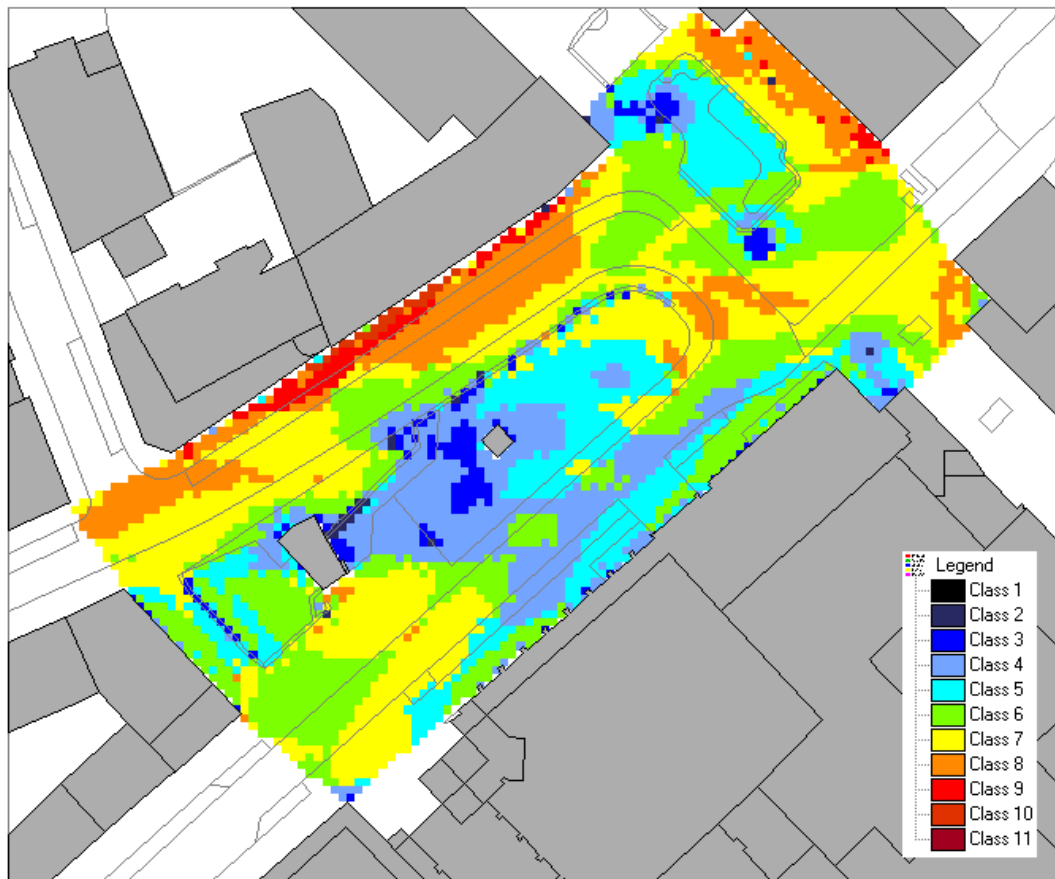


Abb. 1: Mikroklimatische Kartierung und thermische Bewertung eines Freiraums in der Stadt, Klassifizierung nach thermischen Gesichtspunkten von „kalt“ zu „warm“

Im Rahmen von KLIMES werden im kooperativen Verbund von Wissenschaftlern und Praktikern städtebauliche Entwurfsbausteine entwickelt werden, die der Wärme- und Hitzereduktion speziell im Stadtraum, aber auch in Übergangsbereichen ins Innere der Bebauung dienen. Hierzu wird KLIMES im engen Dialog der kooperierenden Disziplinen und der praktischen Planer und Städtebauer räumlich-klimatische Analysen, Szenarien und Entwürfe für den Quartiersumbau und den Siedlungsneubau erarbeiten. Mikroklimatische Kartierungen städtischer Freiräume ihres Ist-Zustandes (Abb. 1) werden in planerischen Einzelschritten so umgestaltet, dass eine klimawandelgerechte Situation entsteht, welche sich auch auf die Innenräume auswirkt. Die Ergebnisse werden anwendungstauglich in einer Planungsfibel zusammengefasst.

### Literatur

- ALI-TOUDERT, F., H. MAYER, 2007: Thermal comfort in an east-west oriented street canyon in Freiburg (Germany) under hot summer conditions. - *Theor. Appl. Climatol* **87**, 223-237.
- BRUSE, M., 2003: Assessing urban microclimate using multi-agent simulations: A new approach to answer an old problem? - In: Klysiak et al. (Hrsg.): *Fifth International Conference on Urban Climate*, Lodz, Poland, 2003 - Vol. 2, 23-26.
- BRUSE, M., 2005: Assessing urban microclimate from the user's perspective - Multi-agent systems as a new tool in urban biometeorology. - *Ann. Meteorol. B* **41**, 137-140.
- KATZSCHNER, L., 2004: Open space design strategies based on thermal comfort analysis. *Proc. PLEA 2004*, NL Technische Universität Eindhoven, Vol. 1, 47-52.
- RUROS 2004: Designing open spaces in the urban environment: a bioclimatic approach. Key Action 4, City of Tomorrow, Fifth Framework Programme EU, CRES Athen.

## 2.11 Regionalklima in Thüringen – was der Klimawandel bewirken kann

Dipl.-Physiker Rainer Kunka

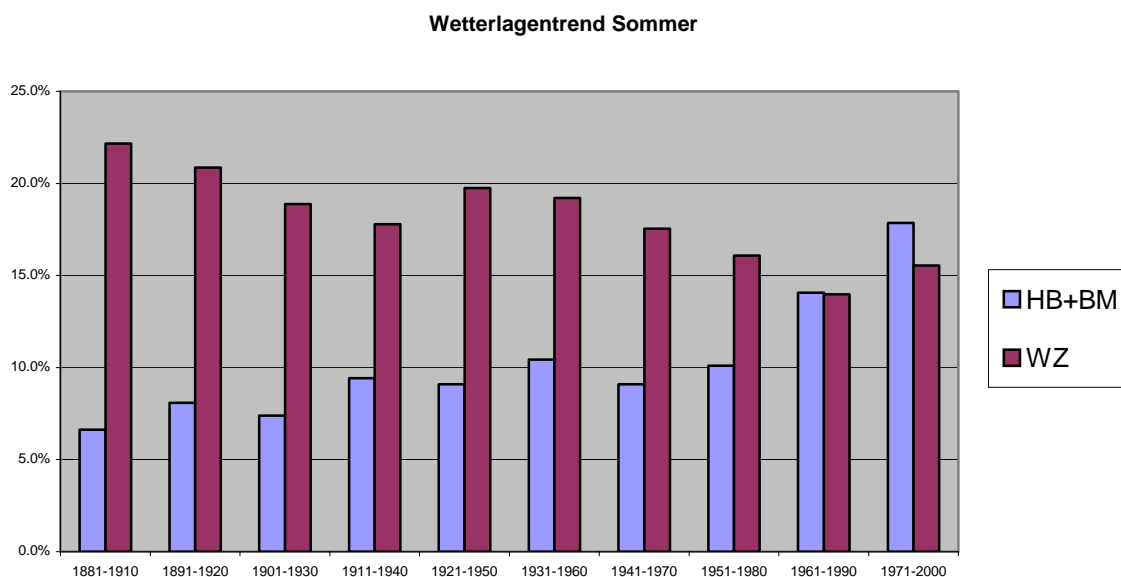
Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie  
Referat Luftqualität, Lärm, Verkehr, Klima

Seit Gründung der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie im Jahr 1992 ist die Beurteilung klimatischer Sachverhalte zur Bewertung lufthygienischer Auswirkungen von Verkehrswegen und Anlagen ein Arbeitsschwerpunkt bei Verwaltungsverfahren. Dazu wurden im Laufe der Jahre zahlreiche Werkzeuge entwickelt, um Gebiete beurteilen zu können, in denen sich keine Wetterstationen befinden oder die dort befindlichen nicht repräsentativ für den lokalen Standort sind. Dazu zählen flächendeckende Windrosen für verschiedene Höhen und unterschiedliche Zeiträume, Kaltluftflüsse, mögliche Kaltluftschichtdicken, auf 30 Jahre bezogene Temperaturen und Niederschlagsmengen.

All diese Daten repräsentieren den gegenwärtigen klimatischen Zustand Thüringens, der im wesentlichen von seiner Orographie und seiner momentanen Landnutzung geprägt ist. Seit ca. 150 Jahren vollziehen sich jedoch auch in Thüringen Trends, die mit dem globalen Klimawandel in Beziehung zu bringen sind. Über kurz oder lang sollten diese auch in der Verwaltungspraxis berücksichtigt werden, um den Schutzgrundsatz, z. B. des Bundes-Immissionsschutzgesetzes auch in Zukunft erfüllen zu können.

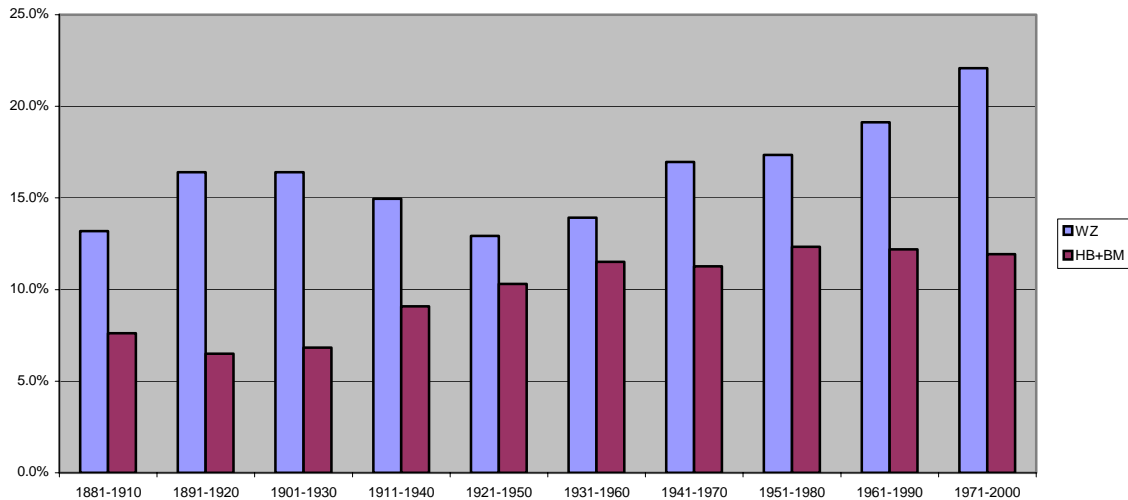
Seit 1881 können wir deutliche Veränderungen der Häufigkeit von Großwetterlagen feststellen. Uns stehen Tagesdaten meteorologischer Stationen von Thüringen und seinem Umland zur Verfügung, die bis 1951 zurück reichen. Mit Hilfe dieser Daten lassen sich die Trends veranschaulichen.

Beispielhaft ist hier dargestellt, wie in jeweils gleitenden 30-Jahres-Abschnitten die sommerlichen Westwetterlagen abgenommen und die Hochdruckwetterlagen zugenommen haben.



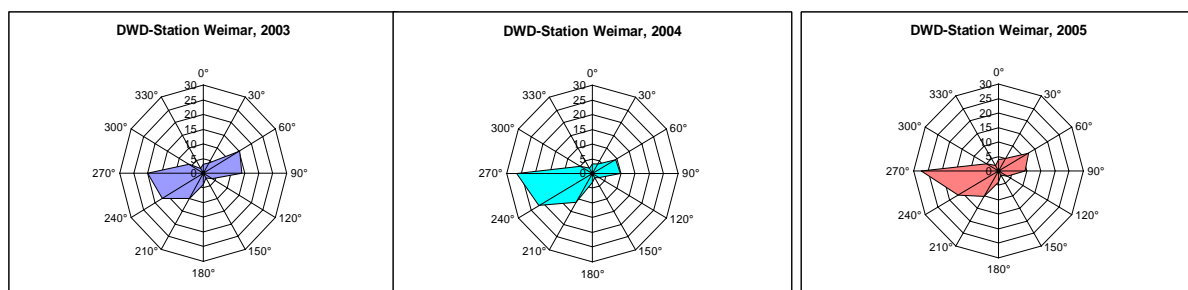
Typische Verläufe mit einer Zunahme milder Westwetterlagen zeigen sich seit der Mitte des letzten Jahrhunderts auch im Winter.

## Wetterlagentrend Winter

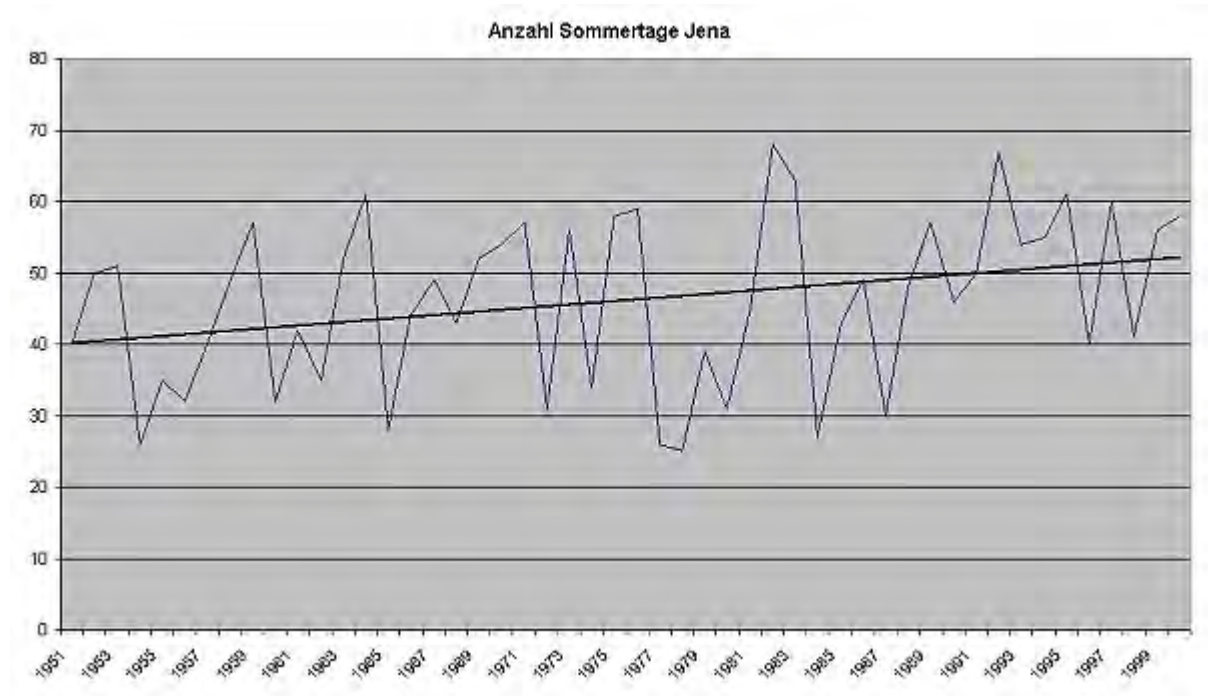


Aus der Änderung der Wetterlagenverteilung resultieren auch andere Häufigkeiten der Luftmassen. Dies hat bei Ferntransporten unmittelbare Auswirkungen auf die Luftqualität.

Auch die Windrichtungshäufigkeitsverteilungen, die eine Basis für die Ausbreitungsrechnungen darstellen, unterliegen neben den jährlichen Variabilitäten allmählichen Trends.



Beachtenswert ist in den Darstellungen beispielsweise der große Anteil von Wind aus östlichen Richtungen während des Jahres 2003 mit dem heißen Sommer. Neben der vektoriellen Größe Wind spielen jedoch auch die skalaren Größen Temperaturentwicklung, Niederschlagssumme, Sonnenscheindauer und Globalstrahlung eine zunehmende Rolle in der Stadt- und Regionalklimatologie. Die 50-jährige Temperaturreihe seit 1951 der Station Jena-Schillergässchen zeigt einen stärkeren Temperaturanstieg als vergleichbare Stationen des Umlandes. Sowohl die urbanen Effekte des allmählichen Herumwachsens der Stadt um die Station als auch der allgemeine Temperaturtrend verursachen dieses Bild.



Die Schaffung zukunftsgeeigneter Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel erfordert, sich verändernde Bedingungen bereits jetzt in die Beurteilung von Sachverhalten einzubeziehen, die die nächsten Jahrzehnte überdauern sollen. Dazu gehören beispielsweise stadtklimatisch geeignete Gestaltungs- und Bauweisen, um Hitzewirkungen abzumildern oder auch die Anpassung an häufigere Niederschläge. Es gibt eine Menge neuer Herausforderungen, seien sie bauphysikalischer Art, (z. B. Sturmschäden oder Schneebruch) oder klimatischer Art (z. B. Charakterisierung von Kurorten). Der Klimawandel sollte deshalb verstärkt in den Blickpunkt der außerordentlich wichtigen METTOOLS gerückt werden.

### Quellen:

- /1/ Internetseite der TLUG zum Thema Klima (<http://www.tlug-jena.de/klima/index.html>) TLUG Jena 2007
- /2/ Klimastudie REKLI 1 - Klimadiagnose für Thüringen. Technische Universität Dresden, Lehrstuhl für Meteorologie 2003
- /3/ Umweltdaten 2006 – Klima in der Luftreinhaltung. TLUG Jena 2006  
[http://www.tlug-jena.de/umweltdaten/umweltdaten2006/uw06\\_index\\_klima.html](http://www.tlug-jena.de/umweltdaten/umweltdaten2006/uw06_index_klima.html)
- /4/ Analytische Untersuchungen zum Aktionsplan Weimar. Ingenieurbüro Matthias Rau, Heilbronn 2006
- /5/ Klimawandel in Thüringen – eine Herausforderung in unserer Zeit. TLUG Jena 2004
- /6/ VDI 3787 Bl.10 (E) Umweltmeteorologie – Anforderungen an die atmosphärischen Umweltbedingungen im Bereich der Erholung, Prävention, Heilung und Rehabilitation. September 2006



## 2.12 Bestimmung der effektiven aerodynamischen Rauigkeitslänge aus Windmessungen

Meinolf Koßmann und Joachim Namyslo

Deutscher Wetterdienst, Klima- und Umweltberatung, Kaiserleistr. 44, 63067 Offenbach a.M.  
Tel.: +49 (0)69 / 8062 2969, E-Mail: meinolf.kossmann@dwd.de

### Einleitung

Die Kenntnis der windrichtungsabhängigen aerodynamischen Rauigkeitslänge  $z_0$  an einer Windmessstation ist für viele Fragestellungen der angewandten Meteorologie und Klimatologie notwendig. Insbesondere wird  $z_0$  hierbei oft zur Expositions Korrektur oder zur Übertragung der gemessenen Windzeitreihe auf einen anderen Standort unter Annahme eines logarithmischen Windprofils gebraucht (Wieringa, 1976). Das logarithmische Windprofil gilt eigentlich nur für ebene Oberflächen mit homogener Rauigkeit. In Ermangelung besserer Ansätze wird es jedoch auch zur Expositionsrechnung an Standorten mit inhomogener Rauigkeit verwendet. Hierbei wird davon ausgegangen, dass eine *effektive* aerodynamische Rauigkeitslänge  $z_{0eff}$  bestimmt werden kann, mit der sich ein logarithmisches Windprofil approximieren lässt. Für neutrale Schichtung gilt somit:

$$\bar{u}(z) = \frac{u_*}{k} \ln \left( \frac{z-d}{z_{0eff}} \right) \quad (1)$$

$\bar{u}$  ist die mittlere Windgeschwindigkeit,  $z$  die Höhe über Grund,  $d$  die Verdrängungsdicke,  $u_*$  die Schubspannungsgeschwindigkeit und  $k$  die von-Karman-Konstante ( $=0,4$ ). Die Verdrängungsdicke  $d$  spielt nur bei hohem Bewuchs oder hoher Bebauung ( $z_0 > 0,2 \text{ m}$ ) eine Rolle. Nach TA Luft (2002) gilt empirisch  $d = B z_{0eff}$  mit  $B = 6$ .

In diesem Beitrag werden Methoden nach Beljaars (1987a) und Verkaik (2000) vorgestellt, die es ermöglichen für Windmessstationen mit nur einer Messhöhe windrichtungsabhängige  $z_{0eff}$ -Werte aus Windmessdaten objektiv zu bestimmen. Hierzu wird  $u_*$  durch die gemessene Standardabweichung der Windgeschwindigkeit bzw. durch den Böenfaktor approximiert, die wiederum bezüglich der Signaldämpfung durch die Messkette (Anemometer u. Datenerfassung) korrigiert werden müssen. Die Voraussetzung der neutralen Schichtung wird annähernd erfüllt, indem nur Daten mit  $\bar{u} \geq 5 \text{ m/s}$  ausgewertet werden (Wieringa 1976; Beljaars, 1987a).

### Methoden

Aus der gemessenen Standardabweichung der Windgeschwindigkeit  $\sigma_{um}$  lässt sich nach der Methode von Beljaars (1987a)  $z_{0eff}$  berechnen zu:

$$z_{0eff} = \frac{z}{e^{\left( \frac{A_B C k \bar{u}(z)}{\sigma_{um}} \right)} + B} \quad (2)$$

Hierbei beschreibt  $A_B = \sigma_{um} / \sigma_u$  das Verhältnis zwischen gemessener und wahrer Standardabweichung der Windgeschwindigkeit und  $C = \sigma_u / u_* = 2,5$  ist die Parametrisierung von  $u_*$  durch  $\sigma_u$ .

Aus dem gemessenen Böenfaktor  $G_m$  lässt sich nach der auf Wieringa (1976) zurückgehenden Methode von Verkaik (2000)  $z_{0eff}$  berechnen zu:

$$z_{0eff} = \frac{z}{e^{\left(\frac{A_W C k u_x}{G_m - 1}\right)} + B} \quad (3)$$

$A_W = (G_m - 1)/(G - 1)$  beschreibt die Dämpfung des gemessenen Böenfaktors  $G_m = u_{max m} / \bar{u}$  im Vergleich zum wahren Böenfaktor  $G = u_{max} / \bar{u}$ . Die normierte Böengeschwindigkeit  $u_x$  ist definiert als:

$$u_x = \frac{u_{max} - \bar{u}}{\sigma_u} = \frac{(G_m - 1) \bar{u}}{\sigma_{um}} \frac{A_B}{A_W} = u_{xm} \frac{A_B}{A_W} \quad (4)$$

Die Gleichungen (2) und (3) werden als Mittelwerte über 30-Grad-Richtungssektoren ausgewertet, wobei bereits eine Mittelung über 20 Messwerte je Sektor nur noch zu sehr geringen Fehlern in der  $z_{0eff}$ -Bestimmung führt (Beljaars, 1987a).

### Beispiel

Als Beispiel werden Ergebnisse der windrichtungsabhängigen  $z_{0eff}$ -Bestimmung für die DWD-Station München Flughafen (Erdinger Moos) präsentiert. Der Windsensor dieser Station befand sich bis zum 2.1.01 am Ostende der Südbahn (Abb. 1) in 10 m über Grund. Im Süden des Windmastes befindet sich eine lang gestreckte, parallel zur Südbahn orientierte Baumpflanzung, die bis etwa 50 m an den Mast heran reicht und somit einen starken Windschutz bewirkt. In südlicher Richtung daran anschließend liegt ein aufgelockertes Waldgebiet von etwa 1,5 km Ausdehnung. Der Flughafen-Gebäudekomplex befindet sich etwa 1 km entfernt in nordwestlicher Richtung, die Ortschaft Schwaig 2 km entfernt in ost-südöstlicher Richtung.

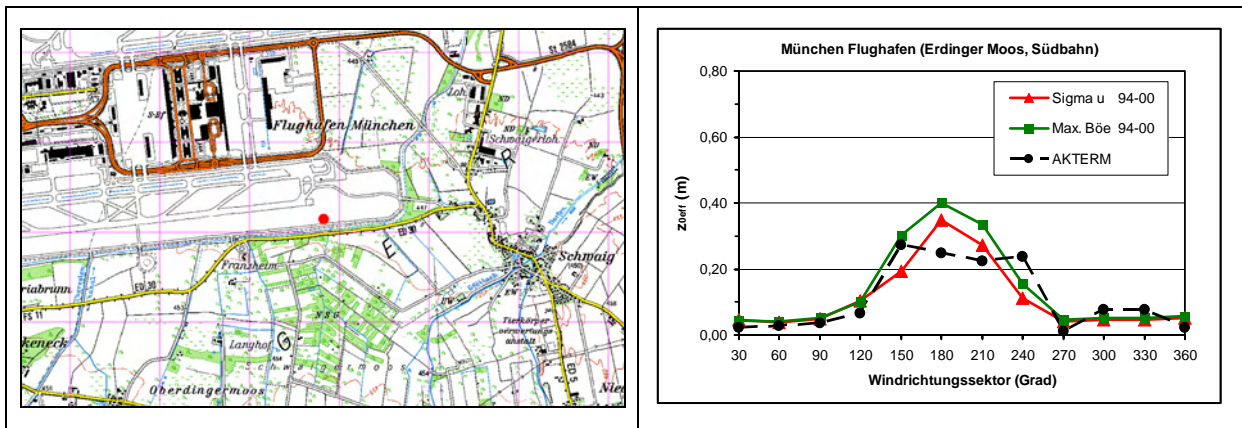


Abbildung 1: Station München Flughafen. Links: Anemometer-Standort (Punkt) bis 2.1.2001. Rechts:  $z_{0eff}$  aus 10-Minuten Winddaten nach Gl. 2 (Sigma  $u$ ) und Gl. 3 (Max. Böe), sowie nach Auswertung einer topographischen Karte (AKTERM).

Abbildung 2 zeigt die Verfügbarkeit von 10-Minuten Winddaten ( $\bar{u}$ ,  $u_{max m}$  und  $\sigma_{um}$ ) von dieser Station für die Jahre 1994-2000. Die wenigsten Windwerte mit  $\bar{u} \geq 5 \text{ m/s}$  liegen in den Sektoren 180 Grad (7 Werte) und 150 Grad (32 Werte) vor. Die Trägheitslänge des Anemometers (Typ Thies Standard) beträgt 5 m. Die Rohdaten werden digital mit 4 Hz erfasst und jede Sekunde zu gleitenden 3 s-Mittelwerten verarbeitet aus denen  $G_m$  und  $\sigma_{um}$  bestimmt werden. Das spektrale Modell von Beljaars (1987b) liefert mit diesen Angaben die

zur  $z_{0eff}$ -Bestimmung benötigten Kenngrößen  $A_B=0,87$  und  $u_x=2,75$ . Desweiteren wurde in guter Schätzung  $A_W=A_B$  angenommen. Der aus den Messdaten bestimmte richtungsunabhängige Mittelwert von  $u_x$  beträgt 2,83 und ist nur 3% größer als  $u_x$  aus dem Beljaars-Modell.

Abbildung 1 zeigt die für den Standort aus den Windmessungen bestimmten  $z_{0eff}$ -Werte im Vergleich zur  $z_{0eff}$ -Abschätzung mittels einer topographischen Karte (Maßstab  $\geq 1:50000$ ) und einer  $z_0$ -Tabelle sowie mit – aus einer Footprint-Methode abgeleiteten Wichtungsfunktion (AKTERM-Verfahren). Die durch den hohen Bewuchs im Süden verursachte hohe Rauigkeit wird durch alle Bestimmungsmethoden gut wieder gegeben. In den anderen Richtungssektoren beträgt  $z_{0eff}$  meist zwischen 3 und 5 cm, d.h. ideale WMO-Bedingungen sind hier erfüllt. Die Winddatenauswertung zeigt auch, dass die Flughafengebäude im Nordwesten weit genug vom Anemometer entfernt sind.

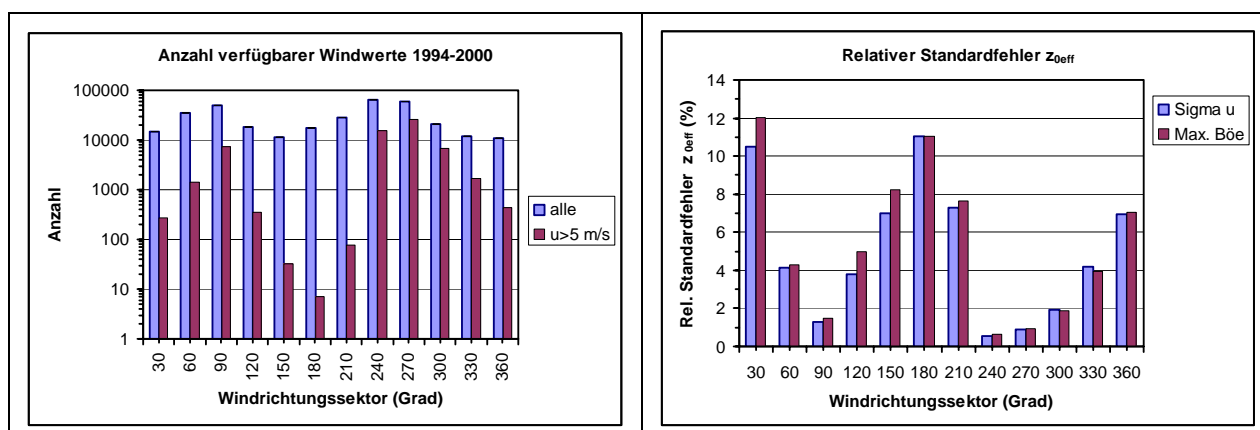


Abbildung 2: Station München Flughafen. Links: Verfügbarkeit von 10-Minuten Winddaten (1994-2000), insgesamt und für Windgeschwindigkeiten  $\geq 5$  m/s. Rechts: Relativer Standardfehler von  $z_{0eff}$  aus 10-Minuten Winddaten nach Gl. 2 (Sigma u) und Gl. 3 (Max. Böe).

Die Winddatenauswertung nach Gleichung 2 und 3 liefert für geringe Rauigkeiten sehr ähnliche Werte (Abb. 1). Für die südlichen Sektoren sind die Unterschiede signifikant, aber für viele Anwendungen im akzeptablen Bereich. Der relative Standardfehler beider Methoden beträgt maximal 12% (Abb. 2). Die auf der Basis der windgeschwindigkeitsunabhängigen Windrichtungshäufigkeit (Abb. 2) ermittelten richtungsunabhängigen Stationswerte für  $z_{0eff}$  ergeben sich zu 0,100 m (Gl. 2), 0,121 m (Gl. 3), 0,107 m (AKTERM) und unterscheiden sich somit im gezeigten Fall bis zu maximal 20%.

## Danksagung

Unser Dank gilt Dr. Anton Beljaars vom ECMWF in Reading (England) für die Bereitstellung seines spektralen Modells zur Bestimmung von Kenngrößen der Messkette an Anemometerstandorten.

## Literatur

Beljaars, A.C.M., 1987a: *The measurement of gustiness at routine wind stations – a review*. Instruments and Observing Methods, Reports No. 31, World Meteorological Organisation, 50 S.

Beljaars, A.C.M., 1987b: The influence of sampling and filtering on measured wind gusts. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 4, 613-626.

TA Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft), 2002: 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum BImSchG (GMBL., Heft 25-29, S. 511-605).

Verkaik, J.W., 2000: Evaluation of two gustiness models for exposure correction calculations. *Journal of Applied Meteorology* 39, 1613-1626.

Wieringa, J., 1976: An objective exposure correction method for average wind speeds measured at sheltered location. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 102, 241-253.

## 2.13 Internetservice für ein landesweites kommunales Screening der Luftschadstoffsituation nach aktuellen EU-Richtlinien

Anna Mahlau<sup>1</sup>, Volker Diegmann<sup>1</sup>, Uwe Hartmann<sup>2</sup>

<sup>1</sup>IVU Umwelt GmbH, Freiburg

<sup>2</sup>Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Essen

### Einleitung

Für die Messnetzplanung im Rahmen der Messverpflichtung gemäß 22. BImSchV ist es notwendig, die verkehrlichen Belastungsschwerpunkte zu ermitteln. Da die Luftschadstoff-Belastung an Straßen von spezifischen Eigenschaften wie z. B. Bebauung, KFZ-Verkehr abhängig ist, sind Kenntnisse dieser Daten notwendig, welche aber im Allgemeinen bei den betroffenen Kommunen vorhanden sind. Diese Daten bzw. die sich daraus ermittelte Belastungssituation sollen dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) zugänglich gemacht werden. Dabei muss gewährleistet sein, dass die von den Kommunen gelieferten Informationen vorgegebenen Qualitätsanforderungen und Standards genügen, damit eine einheitliche Anwendbarkeit und Vergleichbarkeit gegeben ist.

### Internet-Screening der Luftschadstoff-Immissionen

Für diese Aufgabenstellung wurde den Kommunen internetbasiert das Screening-Modell IMMIS<sup>luft</sup> zur Verfügung gestellt. Das System verbindet die Möglichkeiten der dezentralen Dateneingabe und Ergebnisauswertung mit einer standardisierten und validierten Anwendung, die zentral vom Landesamt zur Verfügung gestellt wird. Dem LANUV stehen damit mit lokalem Sachverstand erhobene und qualitätsgesicherte Daten zur landesweiten Auswertung zur Verfügung.

Zur Nutzung des Systems genügt ein aktueller Webbrowser.

### Dateneingabe und Berechnung durch den kommunalen Anwender

IMMIS<sup>luft</sup> erfordert zur Berechnung der Jahresmittelwerte und Kenngrößen der 22. BImSchV für z. B. PM<sub>10</sub> und NO<sub>2</sub> eine Reihe von Eingabedaten [1], die den Verkehr und die Straßengeometrie beschreiben. Diese Daten müssen über die Oberfläche des Internet-Screenings eingegeben werden, um eine Berechnung durchführen zu können.

Das System bietet dazu folgende Eigenschaften [2]:

- zentrale Datenhaltung
- dezentrale, standardisierte und dialoggesteuerte Dateneingabe
- zentrale Vorgabe von Berechnungsparameter
- Unterstützung bei der Dateneingabe durch vorgegebene Werte
- Darstellung thematischer Karten der Jahresmittelwerte und weiterer Kenngrößen
- Import und Exportfunktionalitäten
- Online Berechnung

Die zentrale Ansicht des Systems für den kommunalen Anwender ist die Tabelle der Straßenabschnitte, in der alle Informationen aufgeführt sind, die in der Datenbank für einen Abschnitt hinterlegt sind.

Erforderliche Daten werden dialoggesteuert eingegeben. Mittels Standardwerten wie z. B. dem Anteil leichter LKW am PKW-Verkehr oder auch Vorbelastungswerten werden die

Benutzer bei der Eingabe unterstützt. Fehlen notwendige Eingabedaten wie z. B. der DTV (durchschnittlicher täglicher Verkehr), die grundlegend für die Berechnung sind, ist eine Berechnung nicht möglich. Die Berechnung wird nach Eingabe der Daten online gestartet.

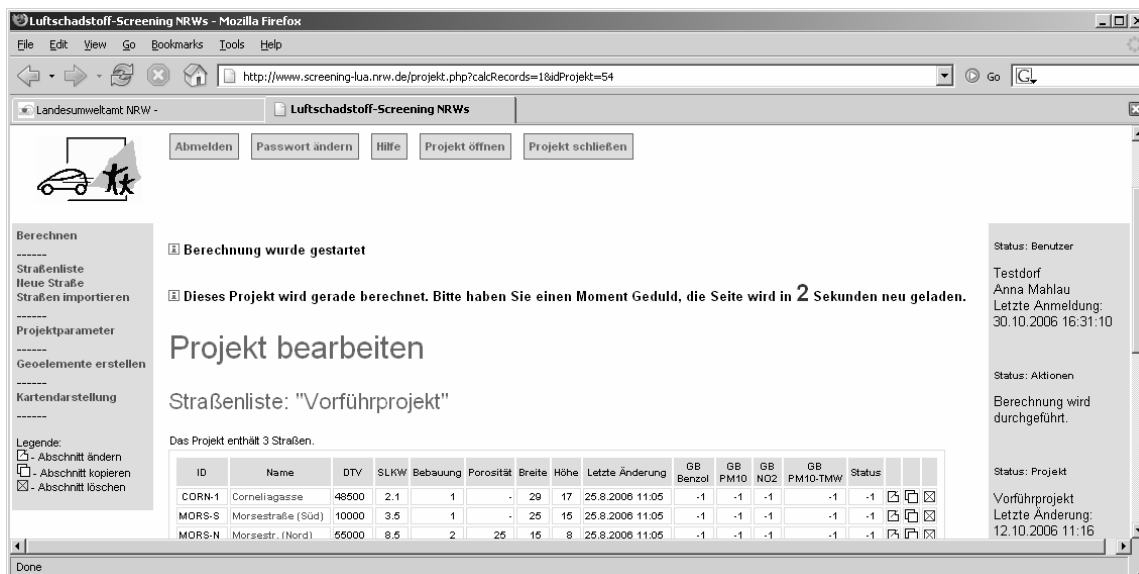


Abbildung 1 Tabellendarstellung der Sachdatenebene mit laufender Berechnung

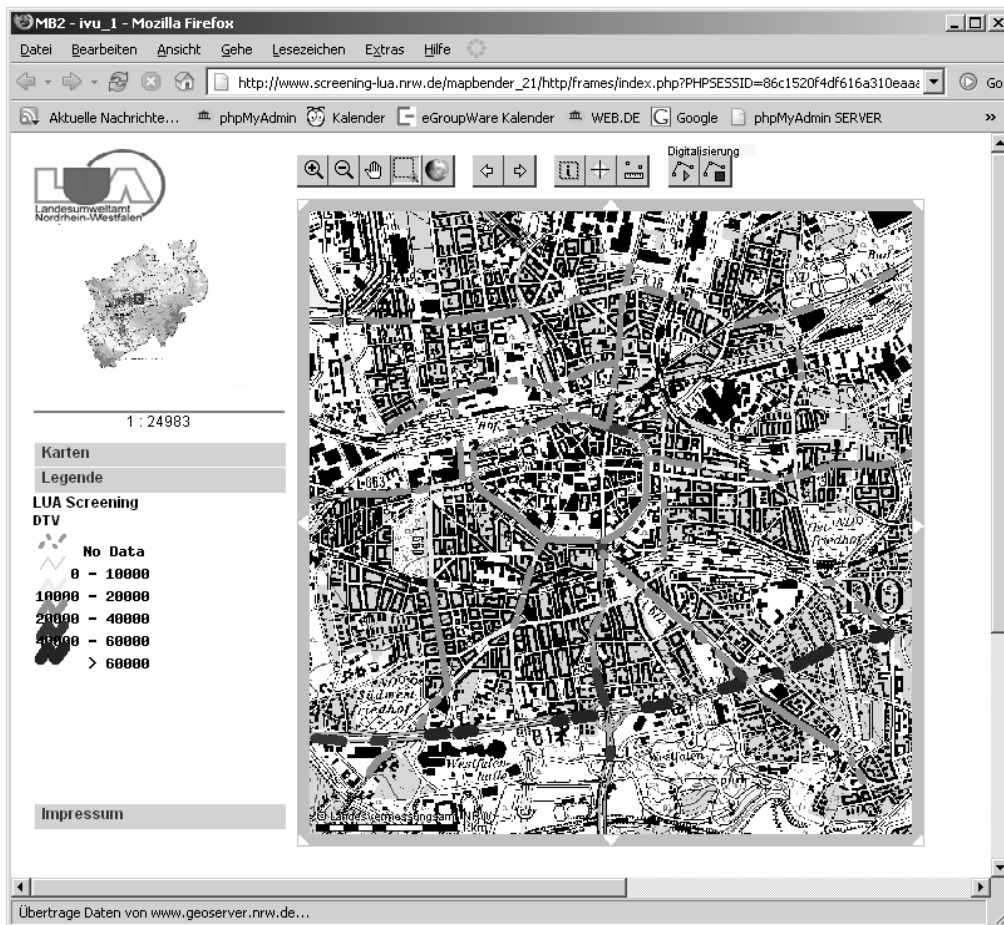


Abbildung 2 Thematische Kartendarstellung

Die Ergebnisse sind innerhalb weniger Sekunden verfügbar.

Neben der attributiven Beschreibung der Straßenabschnitte bietet IMMIS<sup>web</sup> auch eine kartographische Komponente. Diese erlaubt die Visualisierung der Straßenabschnitte als thematische Karte für ausgesuchte Straßenparameter sowie für die Belastungssituation. Mit dieser Komponente lassen sich zusätzlich Abschnitte digitalisieren.

Sind bereits Koordinaten in der Datenbank enthalten, können diese verwendet werden, um geographische Objekte automatisiert zu erzeugen.

Eine Liste von Straßenabschnitten kann durch den kommunalen Anwender dem LANUV zur landesweiten Auswertung freigegeben werden.

### **Datenauswertung durch den Anwender im LANUV**

Das LANUV kann Verdachtsfälle der Überschreitung von Grenzwerten kommunenübergreifend sammeln und verorten.

Dafür steht dem Anwender im LANUV ein eigener Bereich mit folgenden Funktionen zur Verfügung:

- inhaltliche Pflege des Systems
- Bereitstellung von Hilfestellungen für den kommunalen Anwender
- kommunenübergreifende Datenauswertung

Die zentrale Ansicht ist eine Liste aller durch den kommunalen Anwender freigegebenen Projekte.

In der Liste aller Straßen sind alle Abschnitte aus den freigegebenen Projekten zusammengeführt und können sowohl nach den berechneten Jahresmittelwerten sortiert als auch entsprechend den aktuellen Grenzwerten selektiv dargestellt werden. Hot-Spots können so identifiziert und eine Prioritätenliste erstellt werden.

Durch den Anwender des LANUV lassen sich zudem Voreinstellungen für den kommunalen Anwender definieren:

- Festlegung von Standardwerten (z. B. für den Anteil leichter LKW)
- Festlegung von Fehlwerten (Werte, die auf jeden Fall einzugeben sind)
- Festlegung des Bezugsjahrs für das Projekt, das der landesweiten Auswertung dient
- Vorgabe von Vorbelastungswerten aus modellgestützten Auswertungen von Messdaten [3]
- Zuweisung von regionalisierten Meteorologien zu den Gemeinden

Das System ist für autorisierte Nutzer der 396 Kommunen in NRW am 21.06.2006 freigeschaltet worden. Zur Nutzung des Systems durch die Kommunen sind Informations- und Schulungsveranstaltungen unerlässlich, auch um möglichst viel Akzeptanz für das System zu erhalten. Neben der Präsentation des Services sollen erste Erfahrungen mit dem System vorgestellt werden.

### **Literatur**

- [1] IVU Umwelt GmbH: IMMIS Handbuch zur Version 3.2. Freiburg, Juli 2006.
- [2] IVU Umwelt GmbH: Handbuch zum Internet-Screening NRW. Freiburg, Dezember 2006.
- [3] Neunhäuserer, L., Hartmann, U.: Einsatz der Datenassimilation bei der flächenhaften Darstellung von Messnetzdaten. METTOOLS<sup>VI</sup>, Garmisch-Partenkirchen, 2007

## 2.14 Anlagenbezogene Emissionsmodellierung für Staub und Ausbreitungsrechnung nach TA Luft: Vergleich mit Messungen

Braun, Frank<sup>1)</sup>, Claus-Jürgen Richter<sup>1)</sup>, Norbert van der Pütten<sup>2)</sup>

1): iMA Richter & Röckle, Eisenbahnstrasse 43, 79098 Freiburg  
2): Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Wiesbaden  
Kontakt: Frank J. Braun, 0761-202-3766, braun@ima-umwelt.de

### 1. Einleitung

Durch die Verschärfung der Grenzwerte für Feinstaub hat die Ermittlung der Feinstaubemissionen und –immissionen in den vergangenen Jahren an Bedeutung gewonnen. Die Dynamik dieser Entwicklung hat auch in der Öffentlichkeit zu großem Interesse an diesem Thema geführt.

Quellen für Feinstaub sind vor allem der Kfz-Verkehr, die Industrie und der Hausbrand. Innerhalb der Emittentengruppe Industrie rücken vermehrt solche Anlagen in den Blickpunkt, von denen bodennahe diffuse Emissionen ausgehen. Im Rahmen von Genehmigungsverfahren ist für diese Anlagen daher häufig die Modellierung der Staub-Emissionen und –Immissionen ein zentraler Prüfungsgegenstand.

Da Messungen häufig zu aufwändig sind und für Prognosen nicht angewandt werden können, müssen die Staubemissionen auf andere Weise ermittelt werden. Die VDI-Richtlinie 3790 Blatt 3 stellt ein Werkzeug zur Berechnung dieser Emissionen auf Grundlage empirischer Rechenansätze dar.

Im Folgenden wird die Vorgehensweise am Beispiel einer Anlage zur Lagerung und zum Umschlag von Baustellenabfällen, Gewerbeabfällen, Bauschutt, Erdaushub und Altholz (im Folgenden 'Recyclingbetrieb') dargestellt. Im ersten Schritt werden die Staubemissionen berechnet, anschließend wird eine Ausbreitungsrechnung mit dem Modell AUSTAL2000 durchgeführt. Die Ergebnisse der Berechnungen werden mit Messungen der PM10-Konzentration, die an drei Punkten in der Umgebung der Anlage über einen Zeitraum von ca. 1,5 Jahren durchgeführt wurden, verglichen.

Der Recyclingbetrieb liegt in einem Gewerbe-/Industriegebiet mit Hafenschluss. Auf der Anlage werden Baustellen- und Gewerbeabfälle sowie Bauschutt, Erdaushub, Kies und Altholz gelagert und umgeschlagen. Die Anlieferung und der Abtransport erfolgen zum Großteil per LKW, teilweise auch per Schiff und per Bahn. Das Material wird per Mobilbagger oder Radlader größtenteils auf Freiflächen und in Boxen, ein kleiner Teil in Hallen umgeschlagen. Eine mobile Kies-Klassierungsanlage mit Brech- und Siebeinheiten wird ebenfalls im Freien betrieben.

### 2. Emissionsberechnung

Die Staubemissionen werden nach VDI 3790 Blatt 3 berechnet. In dieser Richtlinie sind die Emissionsfaktoren, die nach derzeitigem Erkenntnisstand die beste Übereinstimmung mit der Wirklichkeit aufweisen, zusammengefasst. Die Formeln beruhen auf physikalisch sinnvollen Annahmen, deren Parameter empirisch ermittelt wurden.

Als wesentliche Quellen werden Umschlagvorgänge, Fahrbewegungen, Winderosion und Emissionen aus Hallentoröffnungen berücksichtigt.

Emissionen aufgrund von Materialbewegungen (Aufnahme und Abwurf bei Umschlagvorgängen sowie der Klassierung des Kieses) werden nach Nr. 6.2 der VDI-Richtlinie berechnet. Parameter, die in die Berechnung einfließen, sind unter anderem Durchsatzleistungen, Abwurfhöhen, Umgebungsbedingungen, Materialeigenschaften etc.

Daneben spielen die Emissionen durch Staubaufwirbelung aufgrund von LKW- und Radladerfahrbewegungen eine Rolle. Die Berechnung erfolgt nach Nr. 6.3 der VDI-Richtlinie. Notwendige Parameter sind unter anderem das Leer- und Gesamtgewicht des jeweiligen Fahrzeugs, der Verschmutzungsgrad der Fahrwege, die Fahrgeschwindigkeit etc.

Als weitere Quelle werden die Emissionen durch Windabwehungen berücksichtigt. Es wird für Windgeschwindigkeiten ab 5 m/s bei Stoffen mit einer Staubneigung  $> 2$  pauschal ein Emissionsfaktor von 10 kg/(ha • h) angesetzt.

Die Emissionen, die aus den teilweise geschlossenen Hallen entweichen, sind gegenüber den Emissionen im Freien reduziert, was über eine vereinfachte Differenzialgleichung berücksichtigt wird.

Die Berechnungsformeln der VDI-Richtlinie liefern die Gesamtstaub-Emission. Ein wesentlicher Parameter ist jedoch der PM10-Anteil, der nur einen Bruchteil der Gesamtstaub-Emission ausmacht. Untersuchungen weisen darauf hin, dass der PM10-Anteil bei Umschlagvorgängen in der Größenordnung von ca. 20 % liegen kann. In der Genehmigungspraxis wird derzeit in der Regel ein höherer PM10-Anteil zum Ansatz gebracht, falls der o. g. relativ geringe PM10-Anteil nicht messtechnisch oder durch andere Untersuchungen belegt werden kann.

Der PM10-Anteil bei Fahrbewegungen ist entsprechend den Formeln des Kapitels 6.3, VDI 3790, Blatt 3 höher.

In Tabelle 1 sind die Staubemissionen für unterschiedliche Staubkorngrößen dargestellt. Mit knapp 80 % wird der größte Teil durch Umschlagvorgänge emittiert. Windabwehungen tragen zu 15 % bei, während Fahrbewegungen 6 % der Emissionen freisetzen.

Tabelle 1: Summe aller Staubemissionen für unterschiedliche Staubkorngrößen

Quelle	Emission (kg/a)				Anteil
	$d_a < 2,5 \mu\text{m}$	$2,5 < d_a < 10 \mu\text{m}$	$d_a > 10 \mu\text{m}$	gesamt	
Umschlag	1 726	1 726	13 805	17 256	79 %
Fahrbewegung Radlader	47	132	318	497	2 %
Fahrbewegung LKW	83	232	559	874	4 %
Windabwehung	322	322	2 578	3 222	15 %
<b>gesamt</b>	<b>2 180</b>	<b>2 410</b>	<b>17 260</b>	<b>21 850</b>	<b>100 %</b>

Die in der Tabelle dargestellten Massenströme spiegeln zwar nicht die Genauigkeit der Emissionsberechnung wieder, aus Konformitätsgründen werden sie jedoch im Folgenden verwendet.

### 3. Ausbreitungsrechnung

Die Ausbreitungsrechnung mit dem Modell AUSTAL2000 wird auf Grundlage einer Zeitreihe der meteorologischen Parameter Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Ausbreitungsklasse durchgeführt. Das Jahr wurde so ausgewählt, dass es möglichst repräsentativ mit mehrjährigen Verhältnissen ist.

Die von den einzelnen Quellen ausgehenden staubförmigen Emissionen werden auf fünf Flächen freigesetzt. Die Quelhöhe liegt dabei, wegen der bodennah freigesetzten Emissionen, auf 0 und 1,5 m festgelegt.

Die Emissionen aufgrund von Umschlag- und Fahrvorgängen werden nur während der Betriebszeit, die Emissionen durch Abwehungen auch außerhalb der Betriebszeit, sobald die Windgeschwindigkeit von 5 m/s überschritten wird, freigesetzt

Gebäude in der Umgebung der Emissionsquellen werden digitalisiert und vom Strömungsmodell TALdia als Hindernisse berücksichtigt.

### 4. Immissionsmessung

Messungen der PM10-Konzentration wurden vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) an drei Messpunkten in der Umgebung der Anlage über Zeiträume von 1 bis 1,5 Jahren durchgeführt.

Der Messpunkt A liegt im Nordosten des Betriebs. In unmittelbarer Nähe befinden sich - abgesehen vom betrachteten Recyclingbetrieb – keine weiteren relevanten Emittenten.



Der Messpunkt B, südöstlich des Betriebs, befindet sich direkt neben einer Güterbahnlinie mit täglichem Verkehr. In der näheren Umgebung wird zudem Bauschutt und Erdaushub umgeschlagen. Diese Emission trägt – neben der allgemeinen Hintergrundbelastung – als lokale Hintergrundbelastung zur Vorbelastung bei.

Der Messpunkt C liegt direkt südlich der Betriebsgrenze. Die Messung, die im Herbst 2004 begann, wurde ab November 2004 durch die Errichtung einer gekiesten Parkfläche und durch Straßenbauarbeiten ab Juli 2005 beeinflusst.

Zur Ermittlung der allgemeinen Hintergrundbelastung wird auf Daten einer von der HLUG routinemäßig in einer Entfernung von ca. 2 km kontinuierlich betriebenen Luftmessstation zurückgegriffen.

## 5. Diskussion

In der folgenden Tabelle sind der berechnete Immissionsbeitrag der Recyclinganlage (Jahresmittelwert der PM10-Konzentration) und die gemessenen Konzentrationen gegenübergestellt. Diese gemessenen Konzentrationen wurden um den allgemeinen städtischen Hintergrund reduziert.

Außer dem gesamten verfügbaren Zeitraum ist zusätzlich eine Periode über acht Wochen dargestellt, die den an Messpunkt C verfügbaren Zeitraum ohne Beeinflussung durch die Errichtung des gekiesten Parkplatzes und Straßenbauarbeiten darstellt (vorletzte Zeile der Tabelle).

Tabelle 2: Vergleich von simulierter und gemessener Konzentration

Zeitraum	Messung allgemeiner Hintergrund	Zusatzbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ am Messpunkt		
		A	B	C
Simulation (Zusatzbelastung)	–	1,4	1,1	6,6
Messung Sept./Okt. 2004 abzüglich allgemeiner Hintergrund	24,8	1,4	1,5	7,0
Messung gesamter Zeitraum abzüglich allgemeiner Hintergrund	25,4	0,9	2,1	23,8

Für den Messpunkt A, in dessen näherer Umgebung keine weiteren Emittenten liegen, stimmen die berechneten Konzentrationen gut mit den gemessenen Werten überein. Am Messpunkt B ist die Messung gegenüber der Simulation etwas erhöht, was wahrscheinlich auf die zusätzlichen Emissionen durch den Güterbahnverkehr und den Schüttgutumschlag in der Nähe des Messpunktes zurückzuführen ist.

Der Messpunkt C weist für den 'ungestörten' Zeitraum ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit der Messung auf. Bei Berücksichtigung des gesamten Zeitraums liegen die Messwerte jedoch deutlich über den berechneten Werten. Da der Messpunkt A für den Gesamtzeitraum jedoch niedrigere Werte als für den 2-Monats-Zeitraum aufweist, ist zu vermuten, dass die hohen Werte durch die Errichtung der gekiesten Parkfläche und Straßenbauarbeiten zustande kommen, die in der Modellrechnung nicht wiedergegeben werden kann.

Berücksichtigt man die Vielzahl von pauschalen Ansätzen, die der Berechnung zugrunde liegen, so überrascht die Güte der Übereinstimmung. Möglicherweise werden Fehler, die bei der Modellierung von einzelnen Quellen auftreten, an anderer Stelle wieder kompensiert.

## 6. Zusammenfassung

Am Beispiel eines Recyclingbetriebes wurden die Staubemissionen nach VDI 3790 Blatt 3 berechnet und anschließend eine Ausbreitungsrechnung mit dem Modell AUSTAL2000 durchgeführt.

Ein Vergleich mit Messungen in der Umgebung der Anlage zeigt, dass sich mit den vorgestellten Methoden der Immissionsbeitrag einer komplexen, Stäube emittierenden Anlage hinreichend genau berechnen lässt.

## 2.15 Berücksichtigung von Inversionswetterlagen in Immissionsprognosen nach TA Luft

Höfl, Hans-Christian<sup>1)</sup> und Jost Nielinger<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup>: iMA Richter & Röckle, Eisenbahnstrasse 43, 79098 Freiburg

<sup>2)</sup>: iMA Richter & Röckle, Hauptstrasse 54, 70839 Gerlingen

Kontakt: Hans-Christian Höfl, 0761-202-3009, hoefl@ima-umwelt.de

Bei Inversionswetterlagen sind durch die stabile Schichtung der Atmosphäre der vertikale und horizontale Austausch und damit die Verdünnung von Schadstoffen in der Atmosphäre deutlich reduziert. Eine Folge davon ist, dass über hohe Quelle frei gesetzte Luftschadstoffe zwar über eine relativ lange Strecke weniger verdünnt, also mit höheren Konzentrationen, transportiert werden, wegen der Freisetzungshöhe (und einer evtl. hinzu tretenden Wärmeüberhöhung) jedoch kaum innerhalb eines Beurteilungsgebietes den Boden erreichen.

Die Inversionswetterlagen sind aber gerade in öffentlichen Genehmigungsverfahren ein beliebtes Thema, um die Korrektheit einer nach den Vorgaben der TA Luft angefertigten Immissionsprognose in Frage zu stellen. Dabei werden hin und wieder auch recht abstruse Vorstellungen geäußert, wie eine Inversionswetterlage in der Ausbreitungsrechnung handwerklich zu behandeln sei.

Im Rahmen dieses Beitrages werden Ausbreitungsrechnungen für eine hohe Emissionsquelle bei stabilen atmosphärischen Verhältnissen mit dem Standardverfahren AUSTAL2000 vorgestellt. Zum Vergleich werden ebensolche Ausbreitungsrechnungen unter Verwendung von prognostischen Windfeldern des Modells FITNAH bzw. METRAS-PC präsentiert.

Der Beitrag enthält zudem einige grundsätzliche Überlegungen zu den Themen „Überhöhungsgleichungen bei Inversionswetterlagen“, „Abtransport von Luftbeimengungen hoher Quellen in Inversionsschichten“ und zur Brauchbarkeit von Akkumulationsabschätzungen unter Postulierung eines „wegen der Inversion allseitig geschlossenen“ Luftvolumens im Beurteilungsgebiet.

### **3.1 Eine verbesserte Version des Modells MISKAM - Evaluation nach VDI-Richtlinie 3783/9**

J. Eichhorn und A. Kniffka

Universität Mainz

#### **Einleitung**

Das Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM hat sich einen hohen Akzeptanzgrad in Deutschland und europäischen Nachbarländern erarbeitet. Dieser äußert sich in einer Gesamtzahl von mehr als 100 Anwendern der verschiedenen Implementationen („stand alone“-Version, SoundPLAN-Modul, WinMISKAM). Die zunehmende Verbreitung des Modells unter beratenden Meteorologen, Umweltgutachtern, Umweltämtern u.a. erfordert eine detaillierte quantitative Validierung, da nur so belastbare Resultate erzielt werden können. Für hindernisauflösende Strömungsmodelle steht seit Ende 2005 eine Evaluierungsvorschrift in Form der VDI-Richtlinie 3783/9 zur Verfügung. Anhand dieser Richtlinie wurde kürzlich (Eichhorn und Kniffka, 2007) das Strömungsmodell der letzten veröffentlichten Version 5.02 von MISKAM überprüft.

Bestandteil der Richtlinie ist die Forderung, die Evaluierung zu wiederholen, wenn sich Teile des Modells im Zuge der Weiterentwicklung ändern. Im Rahmen dieser Studie soll zum Einen untersucht werden, ob sich Verbesserungen des Modellcodes in den Ergebnissen der Evaluierung widerspiegeln. Zum Anderen wird der Frage nachgegangen, ob die Richtlinie als geeigneter bzw. ausreichender Maßstab zur Bewertung des Modells anzusehen ist.

#### **1. Die VDI-Richtlinie 3783/9**

Die Richtlinie (Schlünzen et al., 2004; VDI, 2005) gliedert sich in fünf Abschnitte. Teil 1 beschreibt die allgemeine Evaluierung, Teil 2 die wissenschaftliche Bewertung. Die Validierung (Teil 3) bildet den wichtigsten Teil der Evaluierung. In diesem Abschnitt werden Testfälle spezifiziert, unterteilt in Konsistenz- und Plausibilitätsüberprüfungen und in Vergleiche von Modellergebnissen und Messdaten. Ein Protokoll (Teil 4) fasst die Ergebnisse der Evaluierung zusammen. Im abschließenden fünften Teil werden Anforderungen an die Eingabedaten für solche Fälle spezifiziert, die über die im dritten Teil benannten Testfälle hinausgehen.

Die quantitative Validierung erfolgt anhand von punktuellen Vergleichen zwischen Modellergebnissen und Vergleichsdatensätzen, dies können im Fall der Konsistenzprüfungen ebenfalls Modellresultate oder aber Windkanaldaten sein. Für jeden Testfall werden Trefferquoten anhand vorgegebener erlaubter Abweichungen zwischen Modellergebnis und Vergleichsdatensatz berechnet, für eine erfolgreiche Validierung müssen für alle Testfälle die in der Richtlinie genannten Kriterien erfüllt werden.

#### **2. Modellverbesserungen**

Eine häufig in der Kritik stehende Eigenschaft des Modells ist das verwendete upstream-Advektionsschema. Ursprünglich wurde dieses Schema implementiert, um die Speicher- und Rechenzeitanforderungen gering zu halten. Heute erscheint diese Argumentation und damit die Verwendung des Schemas nicht mehr zeitgemäß. In den Impulsgleichungen wurde nunmehr das Prädiktor-Korrektor-Verfahren von MacCormack (1969) implementiert. Für die Transportgleichungen für skalare Größen wird das MPDATA-Schema (Smolarkiewicz, 1990)

verwendet. Beide Verfahren können in der aktuellen Beta-Version 6 optional zugeschaltet werden, das upstream-Schema steht weiterhin zur Verfügung.

Weitere Detailverbesserungen des Codes betreffen die untere Randbedingung für die Turbulenzvariablen, sowie die Steuerung und Kontrolle von Modellrechnungen. Die letztgenannten Änderungen führen nicht zu modifizierten Modellergebnissen, ermöglichen aber online-Kontrollen, wie sie auch in der Richtlinie gefordert werden.

### 3. Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt eine Gegenüberstellung von Ergebnissen der beiden Modellversionen für die Um- und Überströmung eines quaderförmigen Gebäudes (Testfall C5 der Richtlinie). Einige Detailunterschiede sind zu erkennen: (1) Der sogenannte Hufeisenwirbel im Gebäudeluv ist bei MISKAM 6 deutlicher ausgeprägt, dies ist zu erkennen an der weiter ins Luv reichenden und etwas verstärkten Rückströmung. (2) Die Vertikalbewegung an der luvseitigen Gebäudewand wird von MISKAM 6 stärker und auf einen kleineren räumlichen Bereich beschränkt simuliert. (3) Die Ablösung an der Gebäudeoberkante erscheint etwas deutlicher, wird aber aufgrund der verwendeten Turbulenzschließung immer noch nicht realistisch erfasst.

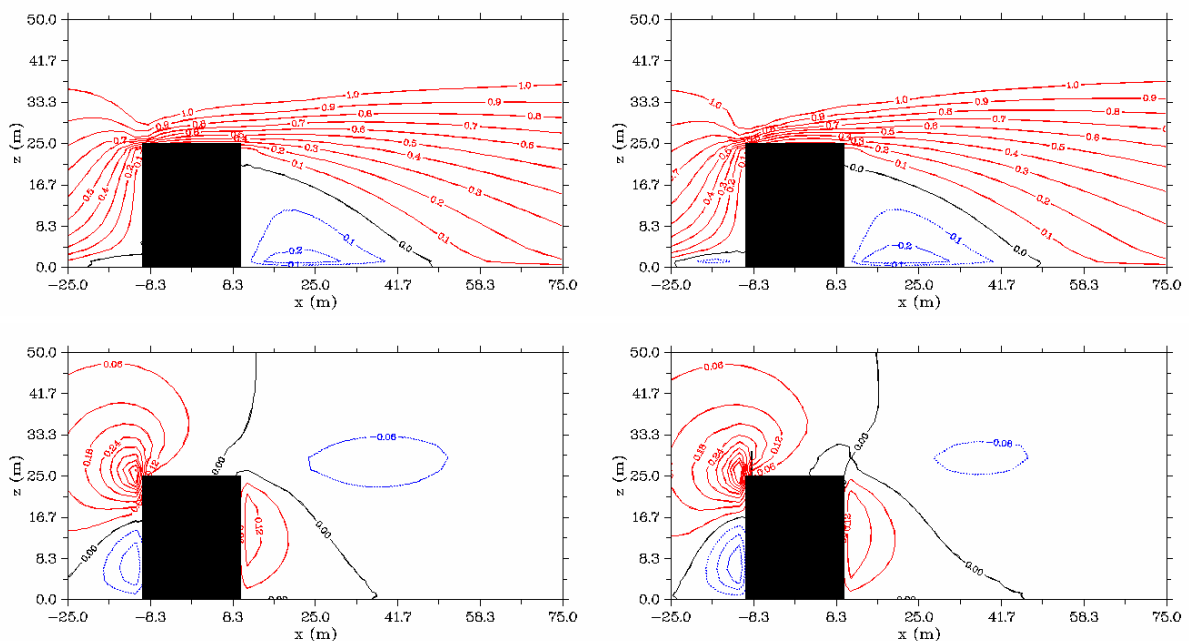


Abbildung 1: Modellergebnisse für die Quaderumströmung, Vergleich der MISKAM-Versionen 5.02 (links) und 6 (rechts). Oben: Isotachen der Windkomponente  $u$  (m/s), unten: Isotachen der Windkomponente  $w$  (m/s), jeweils im Vertikalschnitt durch die Gebäudemitte.

Auch bei den anderen Testfällen sind kleine Abweichungen zwischen den Modellversionen zu erkennen, die allerdings bereits die Vermutung nahelegen, dass die Auswirkungen auf die Validierung gering sein dürften.

Bei nahezu allen gemäß der Richtlinie durchgerechneten Fällen ergaben sich dann auch durch die Änderungen des Modellcodes keine oder nur marginale Änderungen der Trefferquoten. Deutlich änderte sich lediglich das Stationaritäts-Verhalten des Modells. Zur Überprüfung der Stationarität wird die quasi-zweidimensionale Überströmung eines Balkens betrachtet. Eine Wiederholung der Rechnung mit verdoppelter Anzahl der Zeitschritte darf dabei für

höchstens 5% der Gitterpunkte um mehr als 1% (absolut) bzw. 5% (normiert) vom stationären Ergebnis abweichen. Während das in MISCAM 5.02 verwendete Kriterium hierbei eine vollständige Übereinstimmung der beiden Rechnungen ergab, sinkt die Trefferquote für Version 6 um ca. 7%. Dies ist durch das weniger diffusive Gesamtverhalten des Strömungsmodells zu erklären. Eine Verschärfung des Stationaritätskriteriums führt auch für MISCAM 6 wieder zur geforderten Trefferquote, dafür werden allerdings ca. 15% mehr Zeitschritte benötigt. Zusätzlich durchgeführte Testrechnungen für dreidimensionale Konfigurationen zeigen, dass die Verschärfung des Kriteriums nur im 2d-Fall erforderlich ist.

Bei den Vergleichen mit Windkanaldaten ergeben sich für beide Modellversionen fast identische Trefferquoten. Insbesondere ist durch die unzweifelhafte Verbesserung der Advektionsbehandlung kein signifikanter Anstieg der Trefferquoten festzustellen.

Generell ist festzustellen, dass ein Einhalten der in der Richtlinie geforderten Kriterien alleine noch nicht zur abschließenden Bewertung eines Modells ausreicht, vielmehr ist die Richtlinie als eine Minimalanforderung an die Modelle zu verstehen. Des Weiteren ergeben sich bei einzelnen der Testfälle Fragen bezüglich der Qualität der Vergleichsdaten. So ergab sich z.B. bei der Diagonalanströmung eines Würfels (Testfall C4) für beide MISCAM-Versionen eine nicht symmetrische Verteilung der Trefferquoten für die Horizontalkomponenten des Windvektors. Eine Überprüfung der Windkanaldaten ergab, dass dort bereits das Einströmprofil gegenüber der Diagonalen gedreht ist. Eine Berücksichtigung dieser Drehung in MISCAM bewirkte eine nahezu symmetrische Verteilung der Trefferquoten.

In einem weiteren Fall ( $x$ -Achsen-parallele Umströmung mehrerer Hindernisse, Testfall C6) scheint ebenfalls eine Auslenkung der Windkanalströmung vorzuliegen. Eine angenommene Auslenkung des MISCAM-Einströmprofils von  $270^\circ$  auf  $250^\circ$  führte zu einer Erhöhung der Trefferquoten der  $v$ -Komponente von 66% auf 84%, zusammen mit einer auch qualitativ besseren Übereinstimmung mit den Messdaten (siehe Abbildung 2).

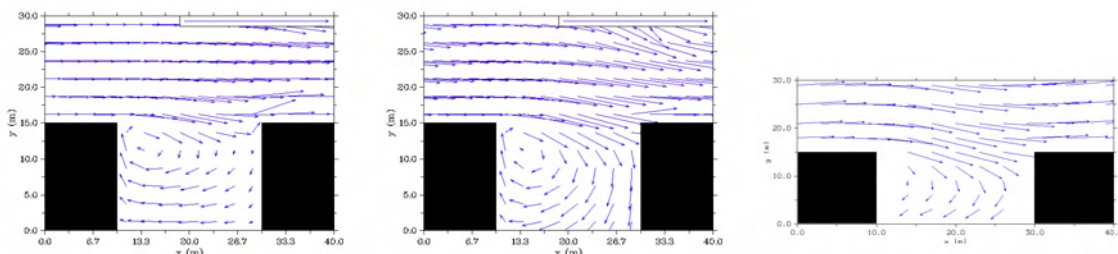


Abbildung 2: Bodennahe Windvektoren bei der Umströmung mehrerer Hindernisse. Links: Modellergebnis (MISCAM 6) für Anströmrichtung  $270^\circ$ , Mitte: entsprechend für Anströmrichtung  $250^\circ$ , rechts: Windkanaldaten.

## Literatur

Eichhorn, J. und Kniffka, A., 2007: Application of a New Evaluation Protocol to the Numerical Flow Model MISCAM. *To be submitted to Meteorol. Zeitschr.*

MacCormack, R.W., 1969: The effect of viscosity in hypervelocity impact cratering, *AIAA Paper*, 69-354.

Schlünzen, K.H., Baechlin, W., Brünger, H., Eichhorn, J., Grawe, D., Schenk, R., Winkler, C., 2004: An evaluation guideline for prognostic microscale wind field models. -- 9th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Garmisch-Partenkirchen, 2.-4. Juni 2004.

Smolarkiewicz, P.K., 1990: The multidimensional positive definite advection transport algorithm: nonoscillatory option. *J. Comput. Physics*, **86**, 355 – 375

Verein Deutscher Ingenieure, 2005: Environmental Meteorology: Prognostic microscale wind field models - Evaluation for flow around buildings and obstacles. VDI 3738, Part 9; Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, Beuth Verlag GmbH, Berlin, Germany .

### 3.2 Einsatz der Datenassimilation bei der flächenhaften Darstellung von Messnetzdaten

Lina Neunhäuserer<sup>1</sup>, Uwe Hartmann<sup>2</sup>

<sup>1</sup>IVU Umwelt GmbH, Freiburg,

<sup>2</sup>Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Essen

Die aktuellen Richtlinien der EU zur Luftreinhaltung fordern flächenhafte Aussagen über Luftschadstoffkonzentrationen. Grundlage der Messung von Konzentrationswerten sind die Vorgaben der 22. BImSchV. Die Messorte sind im Allgemeinen ungleichmäßig im betrachteten Gebiet verteilt. Eine Übertragung der Punktinformationen in die Fläche ist durch reine Interpolation möglich. Es bietet sich jedoch an, die interpolierten Messwerte mit Modellergebnissen z.B. einer Ausbreitungsrechnung zu koppeln, um so insbesondere in Gebieten mit geringer Messdichte zusätzliche Informationen wie Orographie, Meteorologie und Emissionsstruktur zu nutzen.

Die beschriebenen Vorgehensweisen zur flächenhaften Darstellung von Punktinformationen sind im Programmsystem FLADIS [7] realisiert. In FLADIS sind zur Zeit sieben Verfahren zur Interpolation von Messdaten implementiert, darunter eine lineare Interpolation nach Triangulierung [1], Hardy's Multiquadriken-Methode [3] sowie das Verfahren der Optimalen Interpolation (OI). Die in FLADIS verwendete OI beruht auf der Arbeit von Fleming [2], die die Besonderheiten von Immissionsdaten berücksichtigt. Modellergebnisse für das flächenhaft darzustellende Gebiet können entweder in FLADIS selbst mit einem Bilanzierungsmodell oder einem höhenabhängigen Regressionsmodell erzeugt werden, oder es können die Ergebnisse externer Modelle (z.B. LASAT [4], RCG [10], EURAD [9]) eingelesen und verarbeitet werden.

Die Kopplung von Interpolations- und Modellergebnissen erfolgt für alle Interpolationsverfahren außer der OI für jeden betrachteten Zeitschritt über eine lineare Wichtungsfunktion, deren Wichtungsfaktor über den Korrelationskoeffizienten zwischen den gemessenen Konzentrationen und den Modellwerten an den Messstationsorten bestimmt wird. In die OI hingegen fließen die Modellergebnisse als Hintergrundfeld ein, das an den Stationsorten gegen die Messwerte gezogen wird. Während bei der Kopplung von Interpolations- und Modellergebnissen die Wichtung einheitlich für das gesamte Feld durchgeführt wird, korrigiert die OI die Modellwerte räumlich differenziert in Abhängigkeit von Struktur und Einflussbereich der Messdaten.

Weichen die Modellergebnisse an den Stationsorten stark von den zugehörigen Messwerten ab, so führt dies je nach Verfahren zu einem nur geringen Anteil der Modellergebnisse am Gesamtergebnis, was einen Informationsverlust für Gebiete mit geringer Messdichte bedeutet, oder zu einer Über- bzw. Unterschätzung der Werte in den Stationsbereichen. Für das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, damals Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, wurde die landesweite Immissionssituation mit FLADIS auf der Basis von LUQS- und EURAD-Daten für mehrere Jahre dargestellt und ausgewertet [6]. Die Ergebnisse fließen in ein landesweites kommunales Screening für Nordrhein-Westfalen ein [8]. Es zeigte sich, dass die verwendeten EURAD-Daten für PM<sub>10</sub> im Ruhrgebiet, insbesondere im Raum Duisburg, wesentlich höher liegen als die Messwerte an den dortigen Stationen (Abbildung 1, oben). Dies spiegelt sich für die messwertorientierten gekoppelten Darstellungsverfahren (hier Triangulierung mit EURAD-Modellergebnissen, Abbildung 1, mitte) in einem sehr geringen mittleren Anteil der EURAD-Daten von knapp 8 % (Tabelle 1) am Darstellungsergebnis wieder, während die modellwertorientierte OI die in den Modellergebnissen auftretenden starken Gradienten im Raum Duisburg zwar abschwächen, jedoch

nicht vollständig korrigieren kann und somit die Konzentrationen in diesem Bereich über- und an seinem Rand unterschätzt. Der geringe Modellanteil von knapp 8 % am Darstellungsergebnis zeigt sich auch in Abbildung 1, mitte links, an den deutlichen typischen Strukturen des Triangulierungsverfahrens insbesondere in den Randbereichen von NRW, wo die Werte extrapoliert werden, sowie an der wesentlichen Verbesserung der Werte der Regressionsanalyse (Abbildung 1, mitte rechts), die darin begründet ist, dass die Schadstoffverteilung in der Darstellung fast ausschließlich aufgrund der Messdaten zustande kommt.

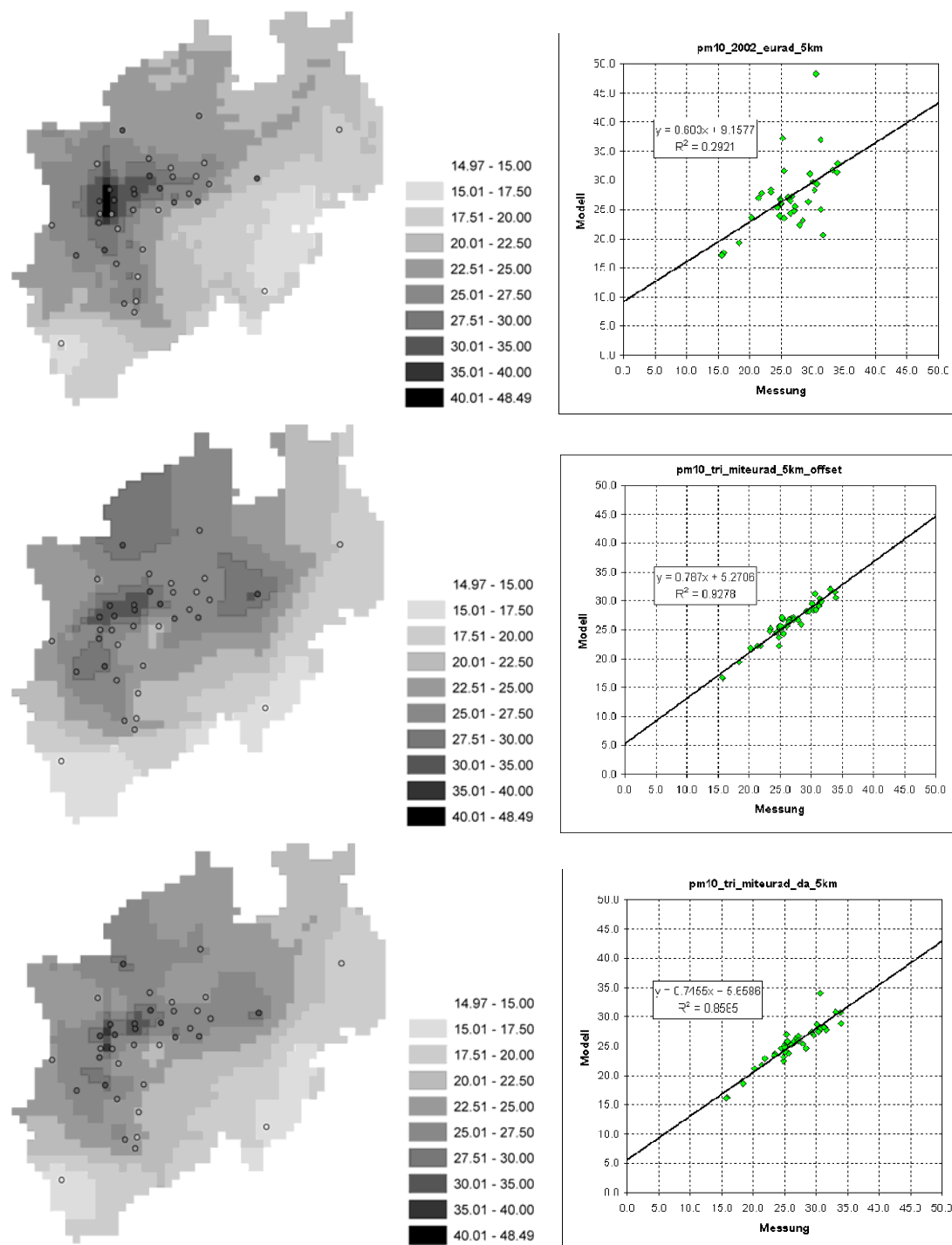


Abbildung 1: PM<sub>10</sub>-Jahresmittel 2002 in µg/m<sup>3</sup>. Messwerte an den Stationsorten als Punkte (links). Oben links: EURAD-Modellergebnis. Oben rechts: Regression EURAD-Modellwerte an den Stationsorten gegen Messwerte. Mitte links: Triangulierung mit Modellhintergrund. Mitte rechts: Regression Darstellungsergebnis gegen Messwerte. Unten links: Triangulierung mit Modellhintergrund nach Datenassimilation. Unten rechts: Regression Darstellungsergebnis gegen Messwerte.

Tabelle 1: PM<sub>10</sub> 2002, mittlerer Wichtungsfaktor der Kopplung von Interpolationsergebnis und Modellhintergrund sowie root mean square error und mittlere relative Abweichung der Kreuzvalidierung

Verfahren	mittlerer Wichtungsfaktor [%]	root mean square error [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	mittlere relative Abweichung [%]
Triangulierung mit Modellhintergrund	7.8	3.9	12.4
Triangulierung mit Modellhintergrund nach Datenassimilation	63.2	2.6	7.6

Als Lösungsansatz wurde in FLADIS eine Datenassimilation eingeführt, die die Modellergebnisse mit den Messdaten kalibriert, bevor die Kopplung mit den interpolierten Messwerten durchgeführt wird. Als Assimilationsverfahren wird die Optimale Interpolation (OI) verwendet. Mit den EURAD-Daten wurde nun ein OI-Assimilierungsschritt durchgeführt, dessen Resultat dann für die Triangulierung als Modellhintergrund diente. Die assimilierten Modelldaten haben einen deutlich höheren Erklärungswert bezüglich der Messdaten, sie fließen zu rund 63 % in das Darstellungsergebnis ein (Tabelle 1). Entsprechend werden insbesondere in den dünn mit Messwerten besetzten Randbereichen von NRW die Modellstrukturen in der Darstellung wiedergegeben, gleichzeitig werden die Flächen mit hohen Konzentrationswerten gegenüber der Triangulierung mit Modellhintergrund ohne Datenassimilation reduziert (Abbildung 1, unten links). Die zugehörige Regressionsanalyse (Abbildung 1, unten rechts) ergibt etwas schlechtere Werte als das Verfahren ohne Datenassimilation, da die EURAD-Daten auch nach Assimilation nicht die Güte einer fast reinen Interpolation an den Messorten erreichen können, aber zu einem deutlich höheren Anteil von rund 63 % am Ergebnis beteiligt sind.

Um Anhaltspunkte dafür zu erhalten, wie gut die einzelnen Darstellungsverfahren in der Lage sind, Bereiche ohne Messwerte wiederzugeben, wurde mit FLADIS mit jedem der Verfahren eine Kreuzvalidierung durchgeführt [5]. Deren Kennwerte, root mean square error und mittlere relative Abweichung, sind in Tabelle 1 aufgelistet. Demnach ergeben sich für das Verfahren mit Datenassimilation deutliche Vorteile durch geringere relative Abweichungen an den einzelnen Stationen und entsprechend niedrigere Fehlermaße. Insgesamt konnte gezeigt werden, dass eine Datenassimilation des Modellhintergrunds vor der Kopplung mit dem Interpolationsergebnis der Messstationen den Anteil des Modells in der berechneten Darstellung und damit den Informationsgehalt in Bereichen mit geringer Messdichte erhöht und die Ergebnisse einer Kreuzvalidierung wesentlich verbessert.

## Literatur

- [1] Abramowski, S., Müller, H.: Geometrisches Modellieren. BI Wissenschaftsverlag, 1991.
- [2] Flemming, J.: Immissionsfelder aus Beobachtung, Modellierung und deren Kombination. Dissertation, Freie Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften, <http://www.diss.fu-berlin.de/2003/71>, 2003
- [3] Hardy, R.L.: Theory and application of the multiquadratic-biharmonic method. Comp. Math. Appl., Vol. 19, No. 8/9, 1990.
- [4] Ingenieurbüro Janicke: Ausbreitungsmodell LASAT. Referenzbuch zur Version 2.14; Dunum, 2005.
- [5] Isaaks, H.E., Mohan Srivastava, R.: An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, 1989.
- [6] IVU Umwelt GmbH: Darstellung der landesweiten Immissionssituation in NRW auf der Basis von LUQS- und EURAD-Daten mit FLADIS. Endbericht für das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 2006.
- [7] IVU Umwelt GmbH: FLADIS Handbuch zur Version 3.0. Freiburg, Juli 2006.
- [8] Mahlau, A., Diegmann, V., Hartmann, U.: Internetservice für ein landesweites kommunales Screening der Luftschadstoffsituation nach aktuellen EU-Richtlinien. METTOOLS<sup>VI</sup>, Garmisch-Partenkirchen, 2007
- [9] Memmesheimer, M., Friese, E., Ebel, A., Jakobs, H.J., Feldmann, H., Kessler, C., Piekorz, G.: Long-term simulations of particulate matter in Europe on different scales using sequential nesting of a regional model. Int. J. Environment and Pollution 22 (1/2), S. 108-132, 2004.
- [10] Stern, R.: Entwicklung und Anwendung des chemischen Transportmodells REM/CALGRID. Abschlussbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 298 41 252 des Umweltbundesamts, 2003.



### 3.3 Vergleich von gemessenen und berechneten Windgeschwindigkeitsfluktuationen und die Auswirkungen auf Geruchsimmissionsprognosen

Uwe Hartmann<sup>1</sup> und Dr. Ulf Janicke<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Essen

<sup>2</sup>Ingenieurbüro Janicke, Meersburg

#### 1 Einleitung

Die TA Luft (2002) schreibt für Immissionsprognosen in Genehmigungsverfahren vor, dass für den Standort der Anlage charakteristische meteorologische Daten verwendet werden sollen. Üblicherweise beinhaltet ein meteorologischer Datensatz Werte für die Windrichtung und Windgeschwindigkeit sowie für die Ausbreitungsklasse nach Klug/Manier und einen Schätzwert der Rauigkeitslänge  $z_0$ . Nach TA Luft (2002) werden aus diesen Eingangsdaten Grenzschichtprofile gemäß Richtlinie VDI 3783 Blatt 8 (VDI, 2002) bestimmt, die von einem Lagrange'schen Ausbreitungsmodell gemäß Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 (VDI 2000) benötigt werden.

Liegen an einem Anlagenstandort gemessene meteorologische Daten vor, z. B. die mit einem Ultraschanemometer (VDI, 1994) gemessenen Fluktuationen der Windgeschwindigkeit, können diese Zusatzinformationen zur Festlegung der Grenzschichtprofile herangezogen werden. Man kann dann auch untersuchen, welche Unterschiede sich immissionsseitig im Vergleich zu den Standard-Grenzschichtprofilen ergeben.

Begleitend zu Immissions- und Emissionserhebungen im Projekt „Geruchsbeurteilung in der Landwirtschaft“ (Both et al., 2006) wurden meteorologische Messungen mit einem Ultraschallanemometer in zwei verschiedenen Untersuchungsgebieten in Nordrhein-Westfalen durchgeführt. Anhand dieser Datensätze werden die immissionsseitigen Auswirkungen untersucht, die sich durch Bereitstellung unterschiedlicher Turbulenzdaten für ein Lagrange'sches Partikelmodell ergeben.

#### 2 Verwendung der Turbulenzdaten

In den Grenzschichtprofilen nach VDI 3783 Blatt 8 (VDI, 2002) sind die Geschwindigkeitsfluktuationen und Diffusionskoeffizienten, die in der Ausbreitungsrechnung die Breite der Konzentrationsfahne bestimmen, proportional zur Schubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$ . Diese wird üblicherweise unter Annahme einer charakteristischen Rauigkeitslänge  $z_0$  und Verdrängungshöhe  $d_0$  aus dem theoretischen Profil der Windgeschwindigkeit und dem gemessenen Wert der Windgeschwindigkeit hergeleitet. Liegt jedoch ein Messwert zu den vertikalen Geschwindigkeitsfluktuationen  $w$  vor, kann  $u_*$  auch direkt als  $u_* = w/1.3$  abgeschätzt werden. Diese Messwert-gestützte Parametrisierung ist dann nicht mehr abhängig von dem Schätzwert für  $z_0$  und  $d_0$ .

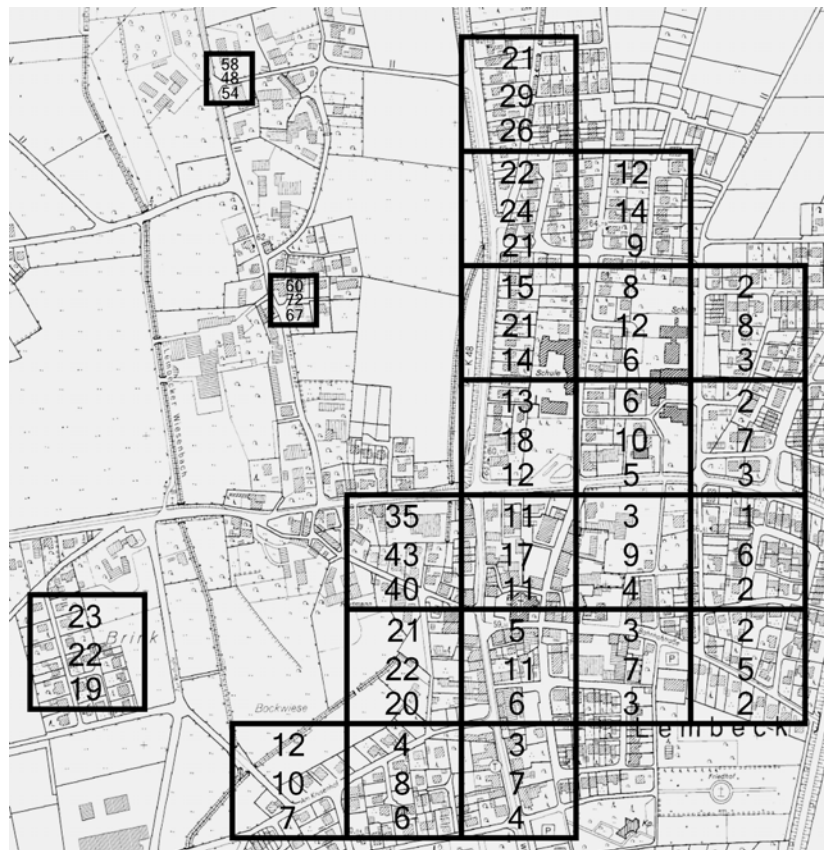
Mit dem Ausbreitungsmodell LASAT (Janicke, 1985; Janicke et al., 2004) wurden folgende Varianten betrachtet:

Modellvariante	Meteorologische Parameter			
	$u$	$v$	$L_M$	$\sigma_w$
A	USAT	USAT	USAT	VDI
B	USAT	USAT	USAT	USAT

USAT bezeichnet Messdaten vom Ultraschallanemometer und VDI die Standardparametrisierung nach Richtlinie VDI 3783 Blatt 8 (VDI, 2002).  $u$  und  $v$  sind die horizontalen Windgeschwindigkeitskomponenten,  $L_M$  die Monin-Obukhov-Länge und  $\sigma_w$  die Standardabweichung der vertikalen Windgeschwindigkeitskomponente, aus der im Fall USAT auch die Schubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$  zur Festlegung der weiteren Turbulenzparameter hergeleitet wurde.

### 3 Vergleich der Modellergebnisse mit Messdaten

Zum Vergleich werden Geruchsimmissionsmessungen herangezogen, die im Zeitraum vom 10.02.2005 bis 04.09.2005 in Lembeck (Kreis Haltern, Nordrhein-Westfalen) durchgeführt wurden. Mittels Geruchsmessungen wurden die Geruchsstundenhäufigkeiten gemäß der Geruchsimmissions-Richtlinie erhoben (GIRL, 2004). Zeitgleich wurden meteorologische Messungen mit einem Ultraschallanemometer der Fa. Metek durchgeführt. Entsprechend der Örtlichkeit wurde die mittlere Rauigkeitslänge nach TA Luft (2002) auf  $z_0=1$  m und die Verdrängungshöhe auf  $d_0=6$  m geschätzt.



**Abbildung 1:** Darstellung der Ergebnisse der Rasterbegehung (obere Zahl), der Ausbreitungsrechnung mit Variante A (mittlere Zahl) und Variante B (untere Zahl) in Lembeck. Alle Werte sind Geruchsstundenhäufigkeiten in % der Jahresstunden.

Die Geruchsstundenhäufigkeiten wurden mit dem Modell LASAT für beide der oben beschriebenen Varianten nachgerechnet. Abbildung 1 zeigt die gemessenen und berechneten Werte. Die gemessenen Häufigkeiten nehmen von Westen nach Osten im Messgebiet ab. Hohe Immissionen treten an den Einzelmesspunkten und im Westen des Messgebietes auf. Die mit Variante B berechneten Häufigkeiten stimmen im westlichen Teil des Messgebiets sehr gut mit den gemessenen Werten überein. Die mit Variante A (Standardmethode) berechneten Werte fallen im östlichen Teil des Messgebiets systematisch höher aus als die Messungen.

#### 4 Folgerungen

Diese und weitere Untersuchungen sollten bei einer Auditierung der Richtlinie, die für das Jahr 2007 ansteht, in Betracht gezogen werden. Hierbei sollten auch Hinweise, dass die Anwendung der Richtlinie auf zu schmale Fahnen führen kann (siehe z. B. Janicke und Janicke, 2003), berücksichtigt werden.

#### Literatur

**Both, R., F. Müller und K. Sucker, 2006:** Geruchsbeurteilung in der Landwirtschaft - Bericht zu Expositions-, Wirkungsbeziehungen, Geruchshäufigkeit, Intensität, Hedonik und Polaritätenprofilen. — Materialien 73 des Landesumweltamtes NRW, Essen, 119 S.

**GIRL, 2004:** Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie) in der Fassung vom 21. September 2004 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 21. September 2004. — Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf, 56 S.

**Janicke, L., 1985:** Particle simulation of dust transport and deposition and comparison with conventional models. — Air Pollution Modeling and its Application, IV, 759–769.

**Janicke, L., U. Janicke, D. Ahrens, U. Hartmann und W. J. Müller, 2004:** Development of the Odour Dispersion Modell AUSTAL2000G in Germany. — In: Environmental Odour Management, VDI Bericht 1850, VDI, Düsseldorf, 411–417.

**TA Luft, 2002:** Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift vom 24.07.2002 zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung der Luft - TA Luft). — In: Gemeinsames Ministerialblatt, Nr. 25-29, Bundesministerium des Inneren, Berlin, 509–606.

**VDI, 1994:** Meteorologische Messungen - Turbulenzmessung mit Ultraschallanemometern. — VDI-Richtlinie 3786 Bl. 12, VDI Düsseldorf, 24 S.

**VDI, 2000:** Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell. — VDI-Richtlinie 3945 Bl. 3, VDI Düsseldorf, 60 S.

**VDI, 2002:** Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle. — VDI-Richtlinie 3783 Bl. 8, VDI Düsseldorf, 43 S.

### **3.4 Pre-processing Tool mit Schnittstellen zur graphischen Darstellung von Zwischenkonvertierungsschritten und Zielformatierung von Emissionsdaten**

Markus Mast, Peter Suppan, Gerhard Smiatek, Renate Forkel

Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung  
Forschungszentrum Karlsruhe, Kreuzeckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen  
[markus.mast@imk.fzk.de](mailto:markus.mast@imk.fzk.de)

#### **1. Einführung**

Für die Simulation der Luftqualität mit Chemie-Transport-Modellen (CTM) werden zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Emissionsdaten benötigt. Aufgrund unterschiedlichster Datenquellen liegen die Emissionen meist in stark heterogener Form vor, d.h. sie können unterschiedliche räumliche Strukturen (Linien-, Punkt- und Flächenquellen) oder diverse zeitliche Auflösungen besitzen. Für Modellzwecke jedoch müssen alle Emissionen in einer definierten Form zu Verfügung stehen. Um einen solchen uniformen Modelleingangszustand zu schaffen werden spezielle Preprocessing-Tools für die Aufbereitung dieser Emissionsdaten benötigt. Im folgenden wird ein Preprocessing-Tool zur Aufbereitung von Emissionsdaten für das dreidimensionale Meteorologie-Klima-Chemie-Modell MCCM (Grell et al., 2000) vorgestellt, welches sich aber auch auf andere Modellkonstellationen anpassen lässt.

#### **2. Preprocessing**

Aufgrund der Heterogenität der (*ist sonst eine Wiederholung*) Eingangsdaten ist ein multidisziplinäres Verfahren erforderlich um allen Anforderungen des Preprocessings von Emissionsdaten mit dem Resultat von uniformen Modelleingangsdaten gerecht zu werden. Als eine Schlüsseltechnologie ist das Geoinformationssystem (GIS) zu nennen. Mit dessen Hilfe ist die Verarbeitung unterschiedlicher räumlicher Datenstrukturen, wie Punktemissionen (z.B. der Ausstoß aus Industrieschornsteinen), Linienquellen (z.B. Emissionen entlang Straßen und Autobahnen) sowie flächenhafte Verteilung (z.B. Hausbrand, Industrieanlagen) von Luftschadstoffen möglich. Außerdem können mit einem GIS unterschiedliche räumliche Auflösungen von Emissionen, die z.B. aus verschiedenen Datenquellen und Anwendungsbereichen stammen in die benötigte modellspezifische Auflösung gebracht werden. Aber auch das GIS selbst benötigt je nach zu bearbeitender Datenstruktur ein eindeutiges Eingabeformat. Hierfür werden verschiedene Programmerroutinen verwendet, welche speziell auf das Rohdatenformat angepasst werden und diese nach den in den Rohdaten vordefinierten Stoffen aufgeschlüsselt ausgeben. Die so aufbereiteten Emissionsdaten, welche nach Emittentengruppen aufgeschlüsselt sind, werden gruppenweise mittels GIS auf das Modellgitter von MCCM skaliert. Durch das Ein- und Ausblenden einzelner Emittenten (z.B. Verkehr, Industrieemissionen) können die Beiträge der Emissionsgruppen zu einzelnen Schadstoffkonzentrationen (z.B. NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>) abgeschätzt werden. Darüber hinaus erlaubt diese Verfahrensweise eine Quellen-Rezeptor-Analyse, die die Grundlage für eine Abschätzung von Emissionsminderungsmaßnahmen ist. Einen weiteren Grad der Komplexität von Emissionsdaten stellt die Dreidimensionalität von Punktquellen dar. Hier muss die Austrittshöhe der Emissionen z.B. bei einem Industrieschornstein berücksichtigt werden und in die vertikale Schichtstruktur des Chemie-Transport-Modells mit einfließen.

Eine weitere Problematik liegt in der unterschiedlichen stofflichen Aufschlüsselung der Emissionen in den diversen Rohdaten. So können die Emissionen der Kohlenwasserstoffe (VOC) in verschiedenen Datensätzen beispielsweise entweder als Emission der Gesamt-VOC oder als Emission verschiedener Einzelkomponenten vorliegen. Da für Chemietransportmodelle die VOC-Emissionen in einer vom Chemiemechanismus des Modells vorgegebenen stofflichen Gruppen benötigt werden, muß im Preprocessing der Emissionsdaten eine entsprechende Aufschlüsselung erfolgen. Um dies zu erreichen wird für die Gesamtkohlenwasserstoffe mit Hilfe einer Programmroutine ein VOC-Split zur Anwendung gebracht um die einzelnen Kohlenwasserstoffe in ähnliche Reaktivitätsklassen zusammenzuführen, wie sie für die im Chemietransportmodell MCCM verwendeten Gasphasenmechanismen RADM2 und RACM benötigt werden.

Ein wichtiger Bestandteil der Preprocessor Tools ist die Qualitätskontrolle der Emissionsdaten. Nach vordefinierten Konvertierungsschritten werden graphische Outputs generiert und zur Qualitätskontrolle des betreffenden Arbeitsschrittes herangezogen. Hierfür werden verschiedene Ausgabeformate unterstützt (ascii-grid, Vis5D, \*.bmp) die eine Visualisierung der Daten mittels Standardtools wie dem Desktop GIS ArcView, Internet Browser oder Vis5D (<http://www.ssec.wisc.edu/~billh/vis5d.html>) ermöglicht.

Um eine solch komplexe Datenaufbereitung zu strukturieren und übersichtlich zu gestalten wurde eine Graphische Benutzeroberfläche entwickelt. Diese ermöglicht es über das Einlesen der Rohdaten bis hin zu den fertig aufbereiteten Modelldaten alle notwendigen Konvertierungsschritte und –algorithmen sowie die Visualisierung der Daten mittels Maus, Dialogfenstern und Eingabefeldern zu bedienen. Die Benutzeroberfläche wurde mit Hilfe des Software Tools QT<sup>®</sup> (<http://www.trolltech.com/products/qt>) realisiert. QT<sup>®</sup> ist ein C++ Toolkit für die Entwicklung von cross-platform GUI Anwendungen.

Das Preprocessing-Tool zur Aufbereitung von Emissionsdaten für MCCM ist auf allen gängigen Unix/X11 Plattformen lauffähig. Eine Windows-Version wird derzeit getestet.

### 3. Zusammenfassung

Im Rahmen des EU- Projekts „ALPNAP Überwachung und Minimierung von Lärm und Luftbelastung durch den Verkehr entlang alpiner Hauptverkehrswege“ (<http://www.alpnap.org/>) wurde eine Prozesskette für die Aufbereitung von Emissionsdaten für das nichthydrostatische Meteorologie-Klima-Chemie-Modell MCCM entwickelt und eingesetzt. Dieses Tool, gesteuert über eine grafische Benutzeroberfläche, transformiert Emissionsrohdaten aus unterschiedlichen Quellen und mit abweichenden räumlichen Bezugssystemen in ein einheitliches Datenformat. Die Prozesskette lässt sich unterteilen in die

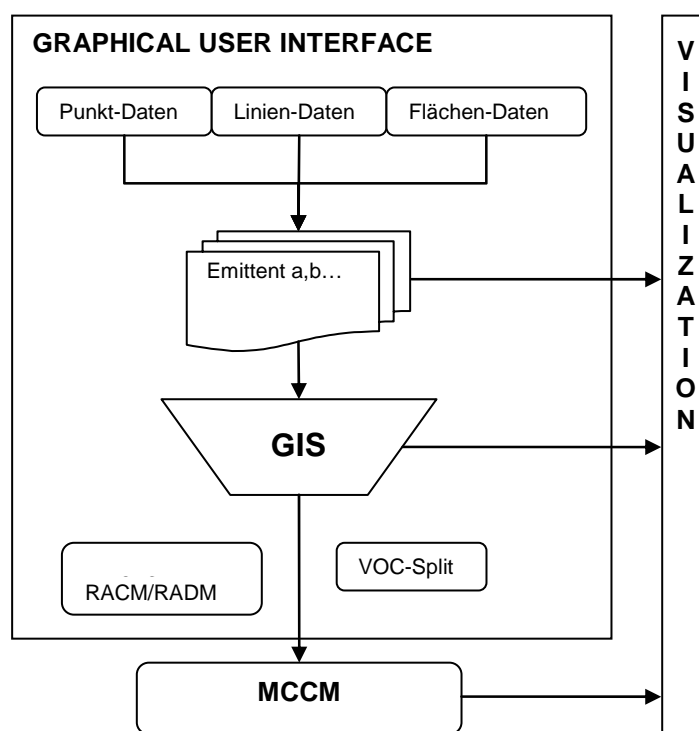


Fig. 1: Schema des Preprocessing-Tools für MCCM

Bearbeitung der Emissionsrohdaten für ein Geoinformationssystem (GIS) mit dessen Hilfe ein einheitlicher Raumbezug hergestellt wird, die eigentlichen Datenverarbeitung im GIS und die Formatierung des GIS-Outputs in ein modellspezifisches Datenformat. Für jeden dieser Zwischenschritte besteht die Möglichkeit einer Visualisierung der Daten um die komplexen Datentransformationen in ihrer Qualität zu überprüfen.

Am Beispiel des Projekts ALPNAP wird die Prozesskette für die Erstellung eines homogenen Emissionskatasters dargestellt. Erste Simulationen mit dem Chemie-Transport-Modell MCCM werden vorgestellt und deren Bezug zum Emissionskataster diskutiert.

### **Literatur**

Grell, G. S. Emeis, W.R. Stockwell, T. Schoenemeyer, R. Forkel, J. Michalakes, R. Knoche, W. Seidl (2000) Application of a Multiscale, Coupled MM5/Chemistry Model to the Complex Terrain of the VOTALP Valley Campaign. *Atmospheric Environment*, 34, 1435-1453

### 3.5 Berechnung synthetischer Windrosen mit Hilfe des prognostischen mesoskaligen Modells METRAS-PC

Thomas Flassak<sup>1</sup>, Helmut Lorentz<sup>2</sup>, Achim Lohmeyer<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, An der Rossweid 3, D-76229 Karlsruhe

<sup>2</sup> Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Mohrenstraße 14, D-01445 Radebeul

Die Prognose von Immissionskenngrößen mit Ausbreitungsmodellen für die Mikro- und Mesoskala erfordert als Eingangsdaten zwingend eine für das jeweilige Untersuchungsgebiet repräsentative Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik. Diese Daten stehen oft nicht zur Verfügung, deshalb werden oft Daten von Stationen verwendet, die für den Standort nicht repräsentativ sind.

Diesem Defizit kann durch Windstatistiken auf der Basis von Modellrechnungen (so genannte „synthetische Windstatistiken“) begegnet werden. Neben diagnostischen Strömungsmodellen, die seit mehreren Jahren für die Berechnung synthetischer Windrosen im Einsatz sind, werden in jüngster Zeit vermehrt prognostische mesoskalige Modelle für diesen Zweck verwendet. Prognostische Modelle sind den diagnostischen Modellen in Bezug auf die betrachteten physikalischen Grundgleichungen überlegen und kommen z.B. nun auch verstärkt zum Einsatz bei Ausbreitungsrechnungen nach TA Luft in topographisch gegliedertem Gelände bei Steigungen größer als 1:5.

In das hier vorgestellte Verfahren finden Eingang eine Höhenwindzeitreihe relevanter meteorologischer Größen und eine Vielzahl von stationären und einigen instationären Windfeldberechnungen (z.B. Kaltluftabflusssituation) mit dem prognostischen mesoskaligen Modell METRAS-PC<sup>1,2</sup>.

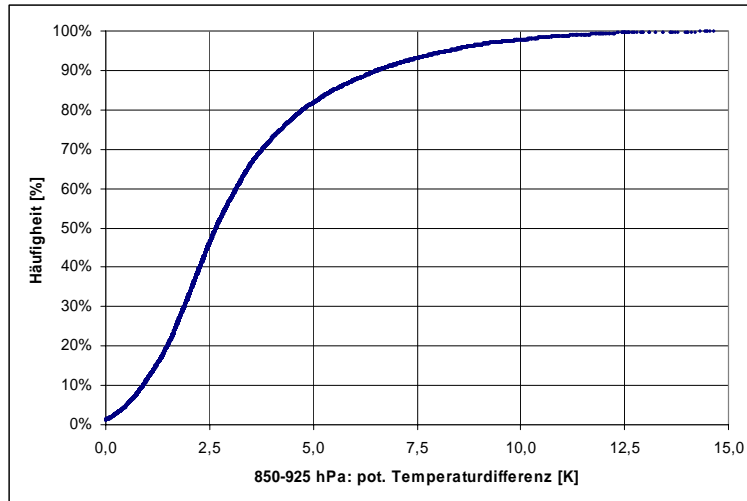
Langjährige Höhendatenzeitreihen mit einer zeitlichen Auflösung von 6 Stunden stellt das ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, Reading, England) zur Verfügung. Aus der Vielzahl der angebotenen Größen werden für den interessierenden Standort die u- und v-Komponente der Geschwindigkeit und die Temperatur für das 850 hPa-Druckniveau, die Temperatur für das 925 hPa-Druckniveau und der Bewölkungsgrad ausgewertet. Es hat sich herausgestellt, dass die Korrelation zwischen Bewölkungsgrad und Windgeschwindigkeit bzw. potentieller Temperaturdifferenz gering ist. Deswegen wird derzeit der Bewölkungsgrad nicht weiter betrachtet.

Die Temperaturzeitreihen für das 850 hPa und 925 hPa-Niveau werden in potentielle Temperaturen umgerechnet und die Differenz gebildet. Hieraus wird die Häufigkeitsverteilung der potentiellen Temperaturdifferenz abgeleitet (vgl. **Abb. 1**). Aus der Abbildung ist zu entnehmen, dass der Median der potentiellen Temperaturdifferenz 2.6 K ist. Die Differenz zwischen 850 hPa- und 925 hPa-Niveau erspricht einer Höhendifferenz von ca. 750 m. Somit ergibt dies einen Gradienten von 3.5 K/km, dem Wert der „Standardatmosphäre“.

---

<sup>1</sup> Schlünzen, H., Bigalke, K., Lüpkes, Ch. und Pankus, H (2001): Documentation of the Mesoscale Transport and Fluid Model METRAS PC as part of model system METRAS+. METRAS Technical Report 11, Meteorologisches Institut, Universität Hamburg.

<sup>2</sup> METRAS PC wurde gemeinsam von dem Meteorologischen Institut der Universität Hamburg und METCON im Auftrag des Umweltbundesamtes im FE Projekt 104 04 354 aufbauend auf dem Modell METRAS entwickelt.



**Abb. 1:** Häufigkeitsverteilung der Differenz der potentiellen Temperatur zwischen 850 hPa- und 925 hPa-Niveau für Zeitraum 1992 – 2002 am Beispiel Osterzgebirge

Für den Betrag der Windgeschwindigkeit wird ebenso die Häufigkeitsverteilung gebildet. Auf Basis dieser beiden Häufigkeitsverteilungen werden die mit METRAS-PC simulierten meteorologischen Situationen bestimmt. Diese sind:

- vier atmosphärische Schichtungen und
- zwei geostrophische Windgeschwindigkeiten.

Der für die vier atmosphärischen Schichtungen abgeleitete potentielle Temperaturgradient wurde auf Basis der Häufigkeitsverteilung festgelegt auf:

- 3.5 K/km,
- das doppelte von 3.5 K/km, d. h. 7.0 K/km und
- die Hälfte von 3.5 K/km, d. h. 1.75 K/km sowie eine
- neutrale Schichtung (neutral bis 1500 m über NN darüber stabil mit 3.5 K/km).

Für die oben beschriebenen vier atmosphärischen Schichtungen beträgt die Häufigkeit der meteorologischen Situation 31 %, 40 %, 23 % bzw. 6 %. Dies bedeutet, dass die berechneten Windfelder für die atmosphärischen Schichtungen mit den potentiellen Temperaturgradienten von 3.5 K/km und 7.0 K/km die zu bestimmende Windverteilung am stärksten prägen. Eine neutrale Schichtung in dieser Höhe zwischen 925 hPa und 850 hPa tritt nur selten auf. Als geostrophische Windgeschwindigkeit werden 3 m/s und 10 m/s festgelegt. Die stationären Windfeldberechnungen werden in 30 Grad-Auflösung durchgeführt. Somit sind  $4 \times 2 \times 12$  stationäre Strömungsrechnungen mit dem Modell METRAS-PC durchzuführen.

Darüberhinaus wird für den Fall einer autochtonen Wetterlage mit METRAS-PC eine instationäre Tagesgangsimulation durchgeführt. Die geostrophische Windgeschwindigkeit ist hierbei null.

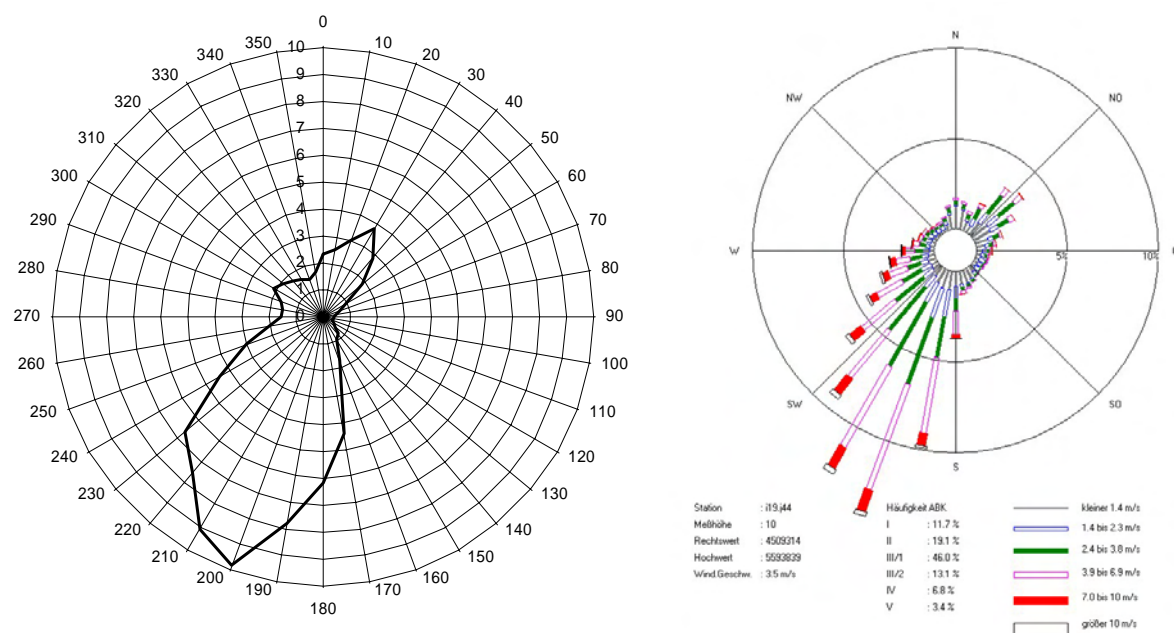
Im nächsten Schritt wird die Höhendatenzeitreihe in eine Höhen-Ausbreitungsklassenstatistik (Höhen-AKS) umgewandelt. Entsprechend den oben definierten atmosphärischen Schichtungen hat die Höhen-AKS 4 Stabilitätsklassen. Die Höhen-AKS wird zusammen mit den 96 Windfeldern auf zweidimensionale Bodenwindverteilungen in 10 Grad-Teilung abgebildet. METRAS-Windfelder, die in 30-Grad-Auflösung vorliegen, werden in den Zwischenbereichen vektorieLL überlagert.

Die instationären Windfelder für autochtone Wetterlagen werden ebenso auf zweidimensionale Bodenwindverteilungen in 10 Grad-Teilung aggregiert.



Die beiden zweidimensionalen Bodenwindverteilungen basierend auf der Höhen-AKS bzw. basierend auf der autochtonen Wetterlage werden überlagert. Hierbei muss die Häufigkeit des Auftretens solcher Wetterlagen bekannt sein bzw. vorgegeben werden.

Das o.a. Verfahren zur Berechnung synthetischer Windrosen wurde im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie für Bereiche des Erzgebirges und des Oberen Elbtals eingesetzt. Für diese Flächen wurden auf einem 500 m Raster die synthetischen Windrosen und darauf aufbauend Ausbreitungsklassenstatistiken berechnet. Diese Daten werden in der meteorologischen Datenbank METEOKART GIS vorgehalten.



**Abb 2.** Gemessene (links) und synthetisch berechnete Windrose (rechts) an der Station Plauen.

Als Beispiel zeigt **Abb. 2** eine berechnete synthetische Windrose (bei Plauen in Sachsen) im Vergleich zu der gemessenen. Die gemessene mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 3.1 m/s die berechnete 3.5 m/s. Die Windverteilung zeigt einen ausgeprägten Kanalisierungseffekt des Tales der Weißen Elster mit Hauptwindrichtung Südsüdwest und Nebenmaximum bei nordöstlichen Winden. Die berechnete synthetische Windrose gibt diese Verteilung gut wieder.

### 3.6 Darstellung konvektiver Grenzschichten im TA Luft Modell und die Realität in Messungen

Hasel, Markus<sup>1)</sup>, Jost Nielinger<sup>1)</sup>, Ulrich Corsmeier<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup>: iMA Richter & Röckle, Hauptstrasse 54, 70839 Gerlingen

<sup>2)</sup>: Forschungszentrum Karlsruhe, Hermann-von-Helmholtz-Platz 1, 76344 Eggenstein-Leopoldshafen

**Kontakt:** Markus Hasel, 07156-4389-16, [hasel@ima-umwelt.de](mailto:hasel@ima-umwelt.de)

#### Einleitung:

Im von der TA Luft vorgegebenen Ausbreitungsmodell wird ein konvektiver Zustand der atmosphärischen Grenzschicht nur vereinfacht beschrieben. Die Auswertungen aktueller Messprogramme belegen ein deutlich differenzierteres Verhalten der Mischungsschicht. Dabei spielt neben anderen Faktoren auch die Orographie eine bedeutende Rolle. Die tageszeitliche Entwicklung der vertikalen Ausdehnung ist ein wichtiger Parameter für die Ausbreitung und Verdünnung von Luftbeimengungen. Turbulente Vertikaltransporte von Luftbeimengungen wie  $\text{NO}_x$  und Ozon konnten durch flugzeuggestützte Messungen in der Mischungsschicht quantitativ bestimmt werden. Vor diesem Hintergrund erfolgt eine Bewertung der Möglichkeiten des TA Luft Ansatzes zur Darstellung von Stofftransporten bei labiler Grenzschicht.

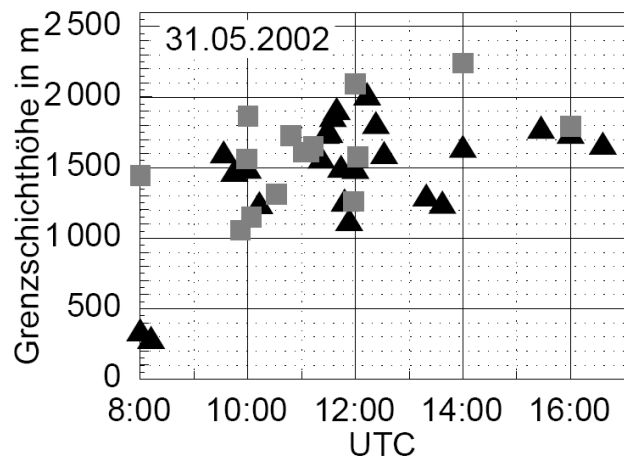
#### Messergebnisse:

Im Rahmen des AFO2000-Projekts VERTIKATOR (*VERTIK*aler Austausch und *OR*ographie) fanden im Mai und Juni 2002 im nördlichen Teil des Schwarzwalds umfangreiche meteorologische Messungen statt. Ziel des Projekts war die Erfassung der komplexen Struktur der Atmosphäre im Vorfeld und während konvektiver Entwicklungen. Aus Radiosondendaten und Messungen mehrerer Forschungsflugzeuge konnten unter anderem die Grenzschichthöhen über dem flachen Rheintal und dem Mittelgebirge bestimmt werden. Unter den herrschenden sommerlichen konvektiven Bedingungen entwickelten sich Grenzschichten mit einer vertikalen Ausdehnung von bis zu 2000 m über Grund (Abbildung 1).

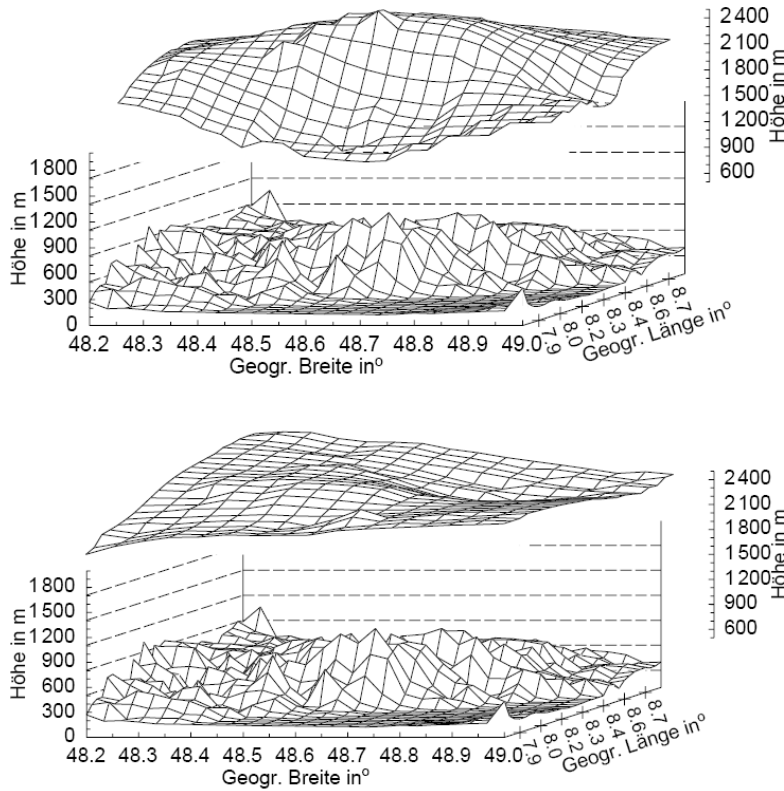
Der Vergleich zwischen der konvektiven Grenzschicht über dem Rheintal und dem Schwarzwald zeigt zwei Fälle: gleich hohe und damit geländefolgende Grenzschichten über Tal und Mittelgebirge oder eine höhere über dem Schwarzwald. Bei Anwesenheit thermischer Windsysteme kann sich die Mischungsschicht im Tagesverlauf im Bereich des Schwarzwald-Hauptkamms schneller entwickeln. Dadurch entstehen an der Westflanke des Schwarzwalds große Höhenunterschiede der Grenzschicht über geringe horizontale Distanzen (Abbildung 2). Dies wiederum wirkt zurück auf die Entwicklung im Rheintal, wo aus dem Schwarzwald advehierte warme Luft das Wachstum der Grenzschicht dämpfen kann. In die Grenzschichtentwicklung fließen somit viele Faktoren ein, die zum Teil von numerischen Modellen nicht erfasst bzw. nicht aufgelöst werden.

Die Grenzschichthöhe ist ein wichtiger Parameter für Ausbreitung und Verdünnung von Spurenstoffen wie Stickoxiden. Es konnten im Rahmen von VERTIKATOR turbulente vertikale Transporte von Luftbeimengungen wie  $\text{NO}_x$  und Ozon durch flugzeuggestützte Messungen in der Mischungsschicht quantitativ bestimmt werden.

Die Flüsse dieser Parameter unterliegen maßgeblich dem Einfluss der Quellen und Senken der chemischen Verbindungen: Stickoxide entstammen hauptsächlich anthropogenen Quellen nahe der Erdoberfläche, wie industriellen Abgasen, Hausbrand oder dem Verkehr sowie biogenen Quellen.



**Abbildung 1:** Grenzschichthöhen über dem Rheintal (Quadrate) und dem Schwarzwald (Dreiecke) während eines Intensivmesstages von VERTIKATOR.



**Abbildung 2:** Interpolierte Grenzschichthöhen über der Topographie am Vormittag des 01.06. (oben) mit starkem Anstieg der Grenzschichthöhe über dem Schwarzwald und am Nachmittag des 31.05.2002 (unten) mit kontinuierlich ansteigendem Grenzschichtoberrand.

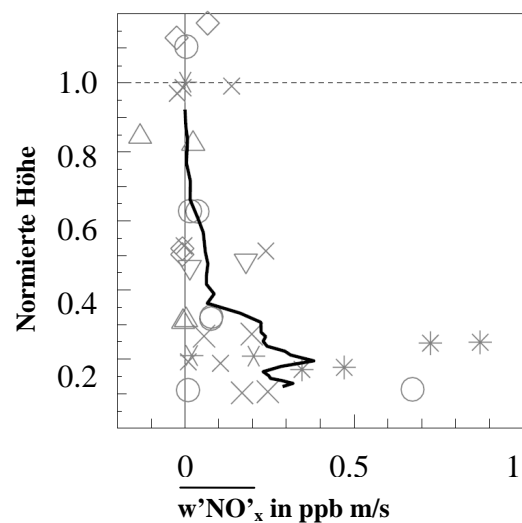
Dementsprechend findet sich im Rheintal ein im unteren Drittel der Grenzschicht mit der Höhe stark abnehmender Transport (Abbildung 3). **Das emittierte  $NO_x$  wird in der konvektiven Grenzschicht somit nach oben gemischt.** Die erhebliche Varianz der Stickoxidflüsse erklärt sich durch unterschiedliche  $NO_x$  Konzentrationen in der Grenzschicht, die durch chemische Umwandlungen, durch heterogene Quellverteilungen am Erdboden, aber auch durch die Senke für  $NO_2$  in Form von Deposition am Erdboden hervorgerufen wird. Bei einer höheren Mischungsschicht steigt das Volumen, in dem Luftschadstoffe durch den Transport verdünnt werden, daher nimmt ihre Konzentration ab; umgekehrt steigt die

Konzentration bei niedrigerer Grenzschichthöhe, wenn sich die sonstigen meteorologischen Parameter nicht ändern.

**Modellierung:**

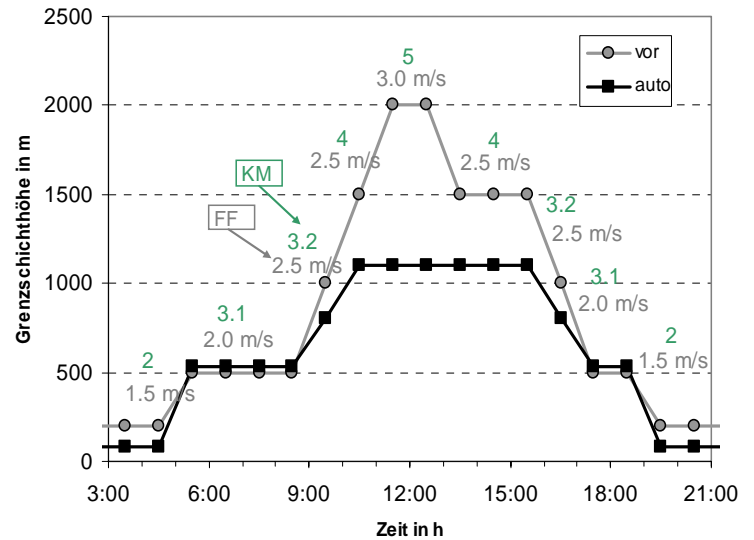
Im von der TA Luft vorgegebenen Ausbreitungsmodell wird die Grenzschichthöhe unter konvektiven Bedingungen (Klug-Manier-Klassen III.2 bis V) mit einem sehr einfachen Ansatz parametrisiert: sie wird jeweils auf einen konstanten Wert gesetzt. Die oben geschilderte Variabilität der Grenzschicht ist damit nur stark eingeschränkt im Modell repräsentiert. Um die Auswirkungen dieser Einschränkung zu untersuchen, wurde eine Simulation über den Zeitraum eines Tages mit ebenem Gelände und einer homogenen Anströmung aus SW verglichen mit dem Ergebnis einer Berechnung, bei der unter ansonsten gleichen Bedingungen die Grenzschichthöhen aus der Messung vorgegeben wurden (Abbildung 4).

Angesetzt wurden zwei Punktquellen in 10 m bzw. 50 m Höhe, aus denen ein Normgas sowie Stickoxide und Geruch emittiert werden. Die Ergebnisse der Simulationen werden über das Verhältnis der maximal auftretenden Konzentration in Bodennähe  $K_{max}$  verglichen, die im Zeitintervall von einer Stunde auftraten. Es zeigt sich, dass auch im Modell die Höhe der Grenzschicht entscheidenden Einfluss auf die

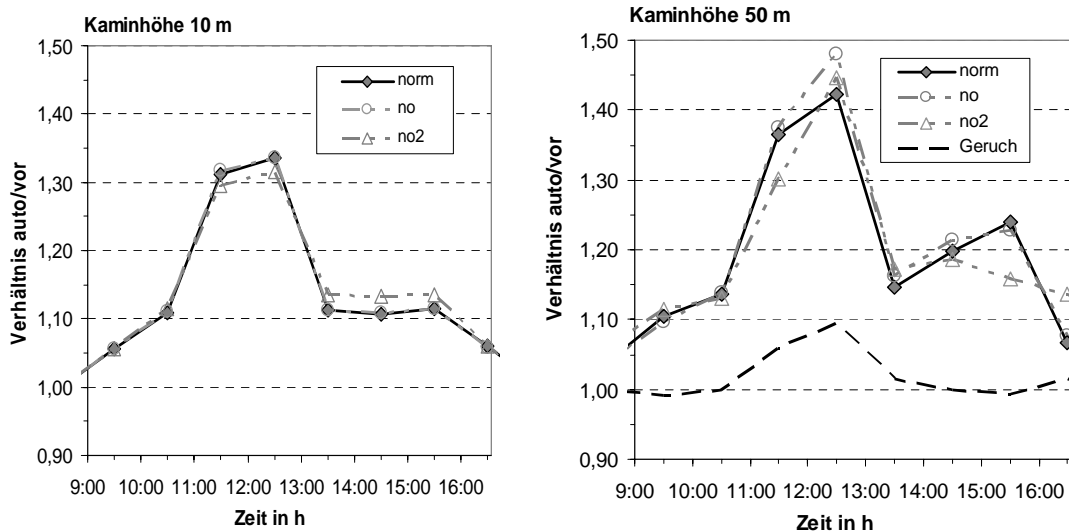


**Abbildung 3:** Vertikalprofile der turbulenten Flüsse von Stickoxiden über dem Rheintal. Jeder Punkt repräsentiert einen horizontalen, geraden Flugabschnitt, verschiedene Messflüge sind durch unterschiedliche Symbole markiert. Die schwarze Linie zeigt den Mittelwert.

berechneten Konzentrationen hat. Wird die Grenzschichthöhe wie im Zeitraum zwischen 11:00 und 13:00 Uhr erhöht, reduziert sich  $K_{\max}$  deutlich – das Verhältnis zwischen Simulation mit Standardhöhen (auto) und vorgegebenen Höhen (vor) ist daher größer 1 (Abbildung 5). Für die bodennahe Quelle wird maximal ein Faktor von 1.34, bei einer höheren Quelle noch größere Werte von bis zu 1.48 erreicht. **Die vom Standardmodell bestimmten Immissionen sind folglich immer größer als bei einer realistischeren Grenzschichthöhen-Modellierung unter sommerlich-konvektiven Bedingungen.** Beim Geruch können nicht die Konzentrationen verglichen werden, da hier die Geruchsstundenhäufigkeiten relevant sind. Um die Ergebnisse der Simulationen zu vergleichen, wurden stattdessen die Flächen ins Verhältnis gesetzt, auf denen die Konzentration die Geruchsschwelle überschritt. Bei höheren Grenzschichten steigt die Fläche, auf der ein Geruch wahrnehmbar ist, um bis zu 10 % an (Abb. 5 rechts).



**Abbildung 4:** Grenzschichthöhen, die das Modell automatisch ermittelt (Quadrat) und aufgrund von Messergebnissen vorgegebene Grenzschichthöhen (Kreise). Anströmgeschwindigkeit und KM-Klassen sind für beide Modellläufe identisch.



**Abbildung 5:** Verhältnis der maximal auftretenden Konzentrationen pro Zeitintervall bei automatisch ermittelten (auto) und vorgegebenen Grenzschichthöhen (vor). Gezeigt sind die Verhältnisse für die Komponenten Normgas (norm), NO, NO<sub>2</sub> und Geruch für eine Punktquelle in 10 m (links) und 50 m (rechts) über Grund.

## Fazit

Die Höhe der Grenzschicht hat sowohl in der Realität als auch im Modell einen wesentlichen Einfluss auf bodennah auftretenden Konzentrationen, da sie das Volumen bestimmt, in dem emittierte Luftschadstoffe verteilt werden. Durch die im Modell standardmäßig verwendeten Höhen, die verglichen mit Messungen unter sommerlichen konvektiven Bedingungen niedriger sind, werden die bodennah auftretenden Konzentrationen von Luftschadstoffen im Allgemeinen überschätzt, d.h. das Modell liefert eine pessimale Abschätzung der tatsächlichen Situation.

## Literatur:

Hasel, M., 2006: *Strukturmerkmale und Modelldarstellung der Konvektion über Mittelgebirgen*, Dissertation, Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Universität Karlsruhe / Forschungszentrum Karlsruhe.

### **3.7 Anwendung von Rechteckgittern und Radialgittern bei der Ermittlung von Geruchsimmissionen: Eine kritische Gegenüberstellung.**

Karl-Heinz Enderle, Claus-Jürgen Richter

iMA Richter & Röckle GbR, Niederlassung Freiburg Eisenbahnstr. 43

Traditionsgemäß werden bei der Ermittlung von Geruchsemissionen (Rasterbegehungen, Ausbreitungsrechnungen) quadratische Raster verwendet. Die Ausbreitung selbst ist aber aufgrund des Quellenbezuges ein radiales Problem.

Es werden die Vor- bzw. Nachteile der beiden Raster im Fall von Geruchsbegehungen und Ausbreitungsrechnungen anhand von realen Begehungs- und Simulationsergebnissen dargestellt. Die Auswirkung auf die Beurteilung der flächenbezogenen Immissionsbelastung wird vorgestellt, diskutiert und die möglichen Konsequenzen dargestellt.

### 3.8 Verschattung durch Kühlturmschwaden - Modellkonzept und Ergebnisse von Beispielrechnungen - Simulationsmodell *SPLaSh* -

W. Bahmann<sup>1</sup>, G. Ludes<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ArguMet - Bahmann & Schmonsees, Büro West, Mechnernich

<sup>2</sup> simuPLAN - Ing.büro für numerische Simulation, Dorsten

#### Einleitung

Die Rückkühlung des Kühlwassers von Kraftwerken erfolgt meist mit Hilfe eines Naturzug-Nasskühlturmes. Im Rahmen von Genehmigungsverfahren ist der Kühlturm aufgrund der Freisetzung von Abwärme und Wasserdampf auch von lokalklimatischer Bedeutung. Die Fragestellung nach den Auswirkungen wird vor dem Hintergrund der Umweltverträglichkeit gestellt.

Die lokalklimatischen Auswirkungen durch den Kühlturmbetrieb werden häufig anhand der „VDI-Richtlinie 3784, Blatt 1: Beurteilung von Kühlturmauswirkungen – Ausbreitung von Emissionen aus Naturzug-Kühltürmen“ beschrieben. Der offensichtlichste und für jeden wahrnehmbare Einfluss ist die Verschattung durch den sichtbaren Wasserdampfschwaden. Ein Bewertungsmaßstab für diesen Parameter ist allerdings nicht standardisiert, was eine Bewertung im Einzelfall erschwert.

Zur Bestimmung der Auswirkungen auf die Sonnenscheindauer und die solare Einstrahlung werden aufgrund der erhöhten Sensibilität der betroffenen Anwohner zunehmend detailliertere Aussagen gefordert. Um dem nachzukommen, werden Modellrechnungen durchgeführt, die das Ausmaß von Beeinträchtigungen im Umfeld des Kraftwerks über einen repräsentativen Zeitraum differenziert bestimmen und kartografisch darstellen.

#### Modellkonzept

Das in den letzten Jahren entwickelte und in mehreren Verfahren schon erfolgreich eingesetzte Modellsystem *SPLaSh* (Simulation of cooling tower **Plume** and its **Shadow**) zur Bestimmung der Verschattung durch Kühlturmschwaden basiert bzgl. der Dimension der sichtbaren Wasserdampffahne auf einem Integralmodell. Dieses wird auch für Immissionsprognosen verwendet, um die Überhöhung von Kühlturmfahnen zu bestimmen, wenn Rauchgase über Kühlturm abgeleitet werden (siehe VDI-Richtlinie 3784, Blatt 2).

In die zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Modellrechnungen fließen neben der Kühlturmgeometrie und den in Abhängigkeit der meteorologischen Bedingungen variierenden Abluftbedingungen die tages- und jahreszeitlich wechselnden Sonnenstände am Standort ein. Die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen werden als stündlich modellierte oder gemessene (gitterinterpolierte) Vertikalprofile von Lufttemperatur, Feuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung vorgegeben.

Für die eigentliche Verschattungsberechnung gibt es verschiedene Modellansätze. In dem einen geht man von der gemessenen Sonnenscheindauer aus. In diesem Parameter sind die Bewölkungsinformationen naturgemäß bereits berücksichtigt. In dem anderen wird zunächst die maximal mögliche Verschattung - d.h. bei wolkenlosem Himmel - bestimmt und dann mit dem Bewölkungsgrad gewichtet.

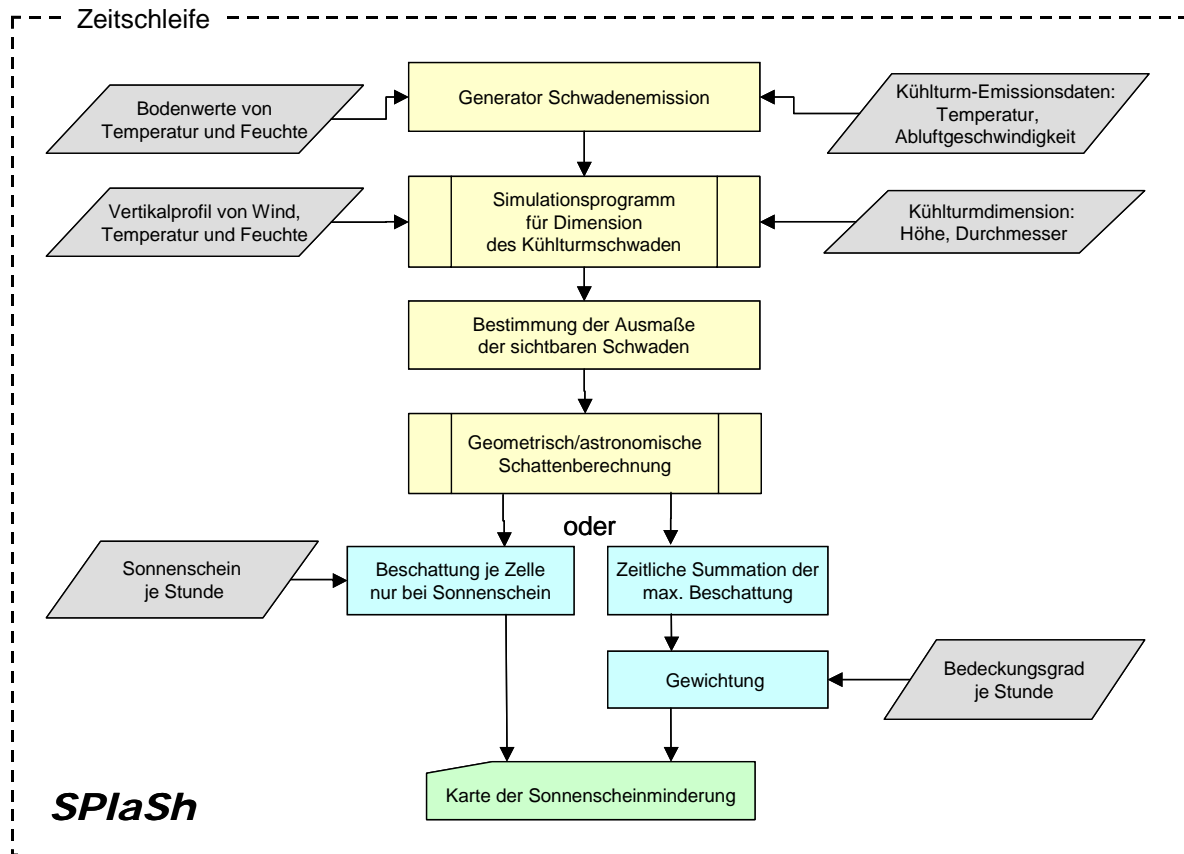


Bild 1: Datenfluss für Verschattungssimulation mit *SPLaSh*

## Ergebnisse

An einem einzelnen Kühlturm eines 800 MW-Kraftwerksblockes werden verschiedene Sensitivitäten untersucht: in Bezug auf die Eingangsdaten (Länge der Zeitreihe, Ursprung der Vertikaldaten, Bestimmungsmethode des Anteils Sonnenschein/Schatten). Das Rechenzeit-optimierte Programm ermöglicht die Differenzierung von Gebäude- und Schwadenschatten wie auch eine jahreszeitlich aufgeteilte Auswertung. Als weiterer Parameter kann auch die solare Einstrahlung und deren Veränderung simuliert werden.

## Literatur

VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, 1986: VDI-Richtlinie 3784, Blatt 1: Beurteilung von Kühlturmauswirkungen – Ausbreitung von Emissionen aus Naturzug-Kühltürmen.

Schatzmann, M., Policastro, A.J., 1984: An Advanced Integral Model for Cooling Tower Plume Dispersion Atmospheric Environment, Vol. 18, S. 663 ff.

Rudolf, B., Hoffmann, K.W., 1985: Modellrechnungen zur Sonnenscheinverminderung durch Kühlturmschwaden. Staub – Reinhaltung der Luft, **45**, S. 409 ff.

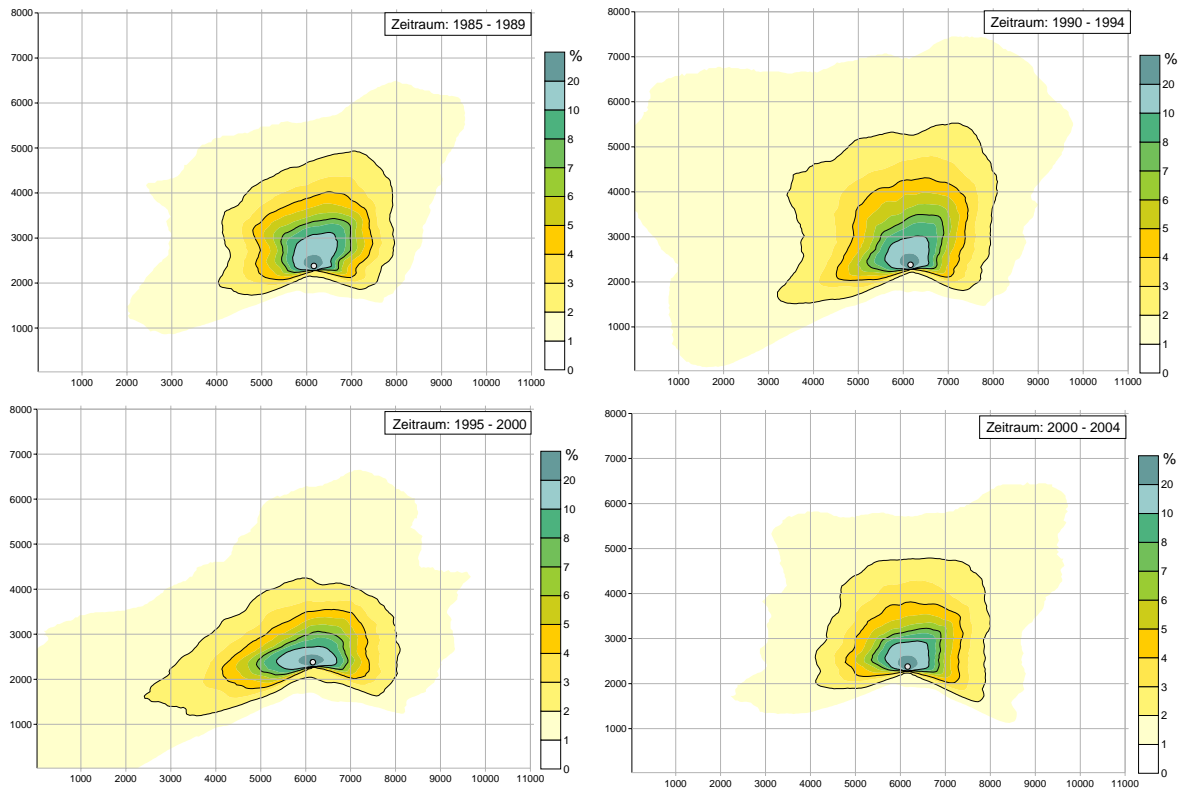


Bild 2: Minderung der jährlichen Sonnenscheindauer in Prozent (Koordinaten in m) in Abhängigkeit des berücksichtigten Zeitraums

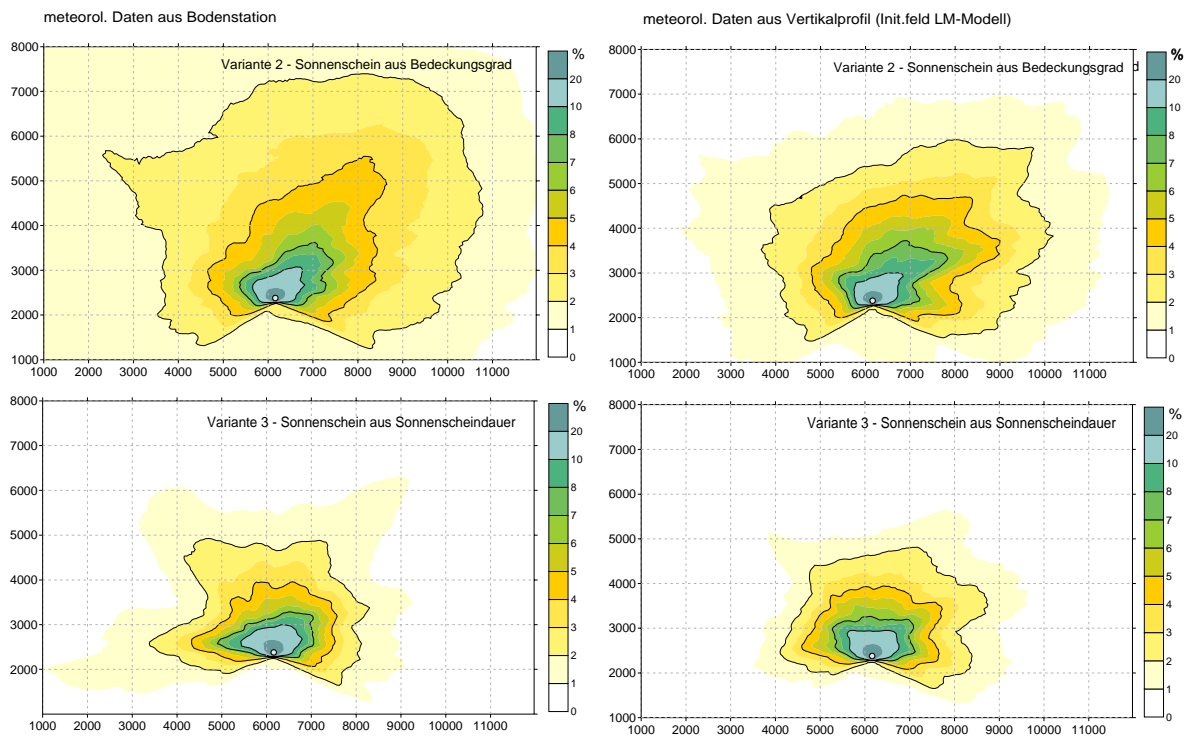


Bild 3: Minderung der jährlichen Sonnenscheindauer in Prozent (Koordinaten in m) in Abhängigkeit der Herkunft der meteorologischen Vertikalprofile sowie der Methodik der Sonnenscheinbestimmung (Modelljahr 2002)



## 4.1 Bestimmung der Grenzschichthöhe mit SODAR / RASS

Barbara Hennemuth<sup>(1)</sup>, Hans-Jürgen Kirtzel<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>Beratende Meteorologin, Hamburg; <sup>(2)</sup>METEK GmbH, Elmshorn

### 1. Einleitung

Der Energie-, Wasser- und Stoffaustausch zwischen der Erdoberfläche oder bodennahen Quellen und der Atmosphäre wird durch die Struktur der atmosphärischen Grenzschicht (ABL) – Höhe, Stabilität, Schärfe der begrenzenden Inversion – bestimmt. In windschwachen Hochdrucklagen unterbindet eine Inversion an der Obergrenze der ABL weitgehend den Austausch mit darüberliegenden Luftschichten, es reichern sich Schadstoffe in der ABL an. In Situationen mit hochreichendem Vertikalaustausch - bei Frontdurchgang oder Gewitter - existiert keine eigentliche Grenzschicht, der Transport kann bis zur Tropopause reichen.

Für die Ausbreitung von Schadstoffen spielt die Höhe der ABL eine entscheidende Rolle, da sie sowohl die Verdünnung als auch die Anreicherung der emittierten Stoffe bestimmt. Dies gilt vor allem für niedrige Grenzschichten, die in der Höhe der Emissionen (Schornsteinhöhe) liegen. Für Ausbreitungsrechnungen meist wird die nach TA Luft (2002) für die verschiedenen Stabilitätsklassen festgelegte Grenzschichthöhe verwendet.

Die Höhe der ABL kann auf unterschiedliche Weise bestimmt werden (Seibert et al., 2000), hierzu können auch kontinuierlich betriebene Fernerkundungssysteme eingesetzt werden. Die weit verbreiteten SODAR-Systeme mit relativ niedrigem unterstem Messniveau und ausreichender Höhen- und Zeitauflösung sind besonders zur Ableitung niedriger ABL-Höhen geeignet. Information über die Schichtung in den unteren 100 bis 500 m bietet eine RASS-Erweiterung.

### 2. Instrument und Daten

In dieser Studie werden Messdaten eines Doppler-SODAR/RASS -Systems am Richard-Aßmann-Observatorium (MOL, DWD) in Lindenberg vom Standort Falkenberg genutzt. SODAR-Systeme nutzen die Schallstreuung von akustischen Signalen (Frequenzbereich: 1500 - 4000 Hz) an natürlichen Dichteschwankungen der Atmosphäre, um Wind- und Turbulenzprofile für einen Höhenbereich von ca. 50 -500 m zu ermitteln. Das PCS.2000 SODAR-System am MOL (Hersteller: Metek GmbH) verwendet eine sog. Phasennarray-Antenne mit einer quadratischen Anordnung von 8 x 8 Lautsprechern, die von einer Schallabschirmung zur Unterdrückung von externen Störgeräuschen umgeben ist. Die Sende- und Empfangssignale der jeweils 8 Lautsprecher in einer Reihe bzw. Spalte des Arrays können gegenüber den benachbarten Reihen und Spalten elektronisch phasenverschoben werden, um so drei nicht-koplanare Abstrahlrichtungen unter Zenitwinkeln von ca. 20 ° zu realisieren. Das Empfangssignal wird entsprechend der Laufzeit den Messhöhen zugeordnet und spektral analysiert, um die jeweilige Radialkomponente des Windfeldes zu bestimmen, woraus der drei-dimensionale Windvektor ermittelt wird. Die Amplitude des Empfangssignals liefert zusätzlich Informationen über die vertikale Schichtung der Atmosphäre, da Bereiche mit stärkerer Turbulenz eine höhere Rückstreuung liefern. Aus der Breite des Empfangsspektrums wird die Varianz des Vertikalwindes abgeschätzt.

Das RASS ist eine Ergänzung des SODARs mit einer RADAR Sende- und Empfangseinheit und liefert das Vertikalprofil der Schallgeschwindigkeit. Die Radarwellen werden dabei an einem vom SODAR in vertikaler Richtung abgestrahlten Schallimpuls zurückgestreut, die Spektralanalyse des RADAR-Empfangssignals liefert die vertikale Schallgeschwindigkeit, aus der in sehr guter Näherung die Virtuelltemperatur berechnet werden kann.

Sowohl SODAR- als auch RASS-Verfahren unterliegen gewissen physikalischen und technischen Beschränkungen, durch die die Signalqualität und damit auch der Höhenbereich, für den zuverlässige Messwerte bestimmt werden können, begrenzt werden. Die Signalqualität des SODARs kann durch externe Lärmquellen oder künstliche Signalanteile beeinträchtigt werden. Beim RASS limitiert das horizontale Verdriften des vertikalen Schallimpulses den erfassbaren Höhenbereich, RASS-Messungen sind daher bei Starkwind meist auf 150-200 m begrenzt.

Beide Messverfahren liefern wichtige Ausgangsgrößen zur Beschreibung der Grenzschicht und der Ausbreitungsbedingungen, können aber die Grenzschicht nicht immer vollständig erfassen.

Für die Jahre 2004 und 2005 liegen 15 min-Mittelwerte der originalen Messwerte, sowie abgeleiteter und statistischer Größen vor. Der Höhenbereich des SODAR/RASS-Systems am MOL ist auf max. 700 m eingestellt, wobei die tatsächlich erreichten Messhöhen beim SODAR ca. 500 m und beim RASS ca. 300m betragen. Die vertikale Auflösung beträgt 20 m. Fehlerbehaftete Messwerte werden von der weiteren Verwendung ausgeschlossen.

### 3. Methode

Die Methode zur Ermittlung der Grenzschichthöhe mit Hilfe eines SODARs lehnt sich an die von Emeis und Türk (2004) angewendete Methode an, die jeweils die Höhe des Gradienten des vertikalen Rückstreusignals bzw. die Höhe eines Rückstreumaximums ermitteln und das Minimum beider Höhen auswählen. Die Rückstreuung des akustischen Signals erfolgt an turbulenten Temperaturfluktuationen. Innerhalb der ABL ist die Rückstreuung daher groß, darüber gering (-> Gradientmethode), und an der die ABL begrenzenden Inversion ist ein lokales Maximum der Rückstreuung zu erwarten (-> Maximummethode).

Änderungen und Erweiterungen der Methode von Emeis und Türk (2004) sind:

- die Schwellwerte zur Abfrage des Gradienten werden für Tageswerte aus der Häufigkeitsverteilung der Rückstreuung (vgl. Abb. 1) ermittelt, wenn ein Minimum zwischen niedrigen und hohen Werten besteht, sonst werden sie vorgeschrieben
- es werden mehrere lokale Maxima in den Rückstreuprofilen bestimmt und das stärkste Lokalmaximum wird ausgewählt.
- aus den Vertikalprofilen der horizontalen Windgeschwindigkeit wird die Höhe der stärksten Windzunahme ermittelt..

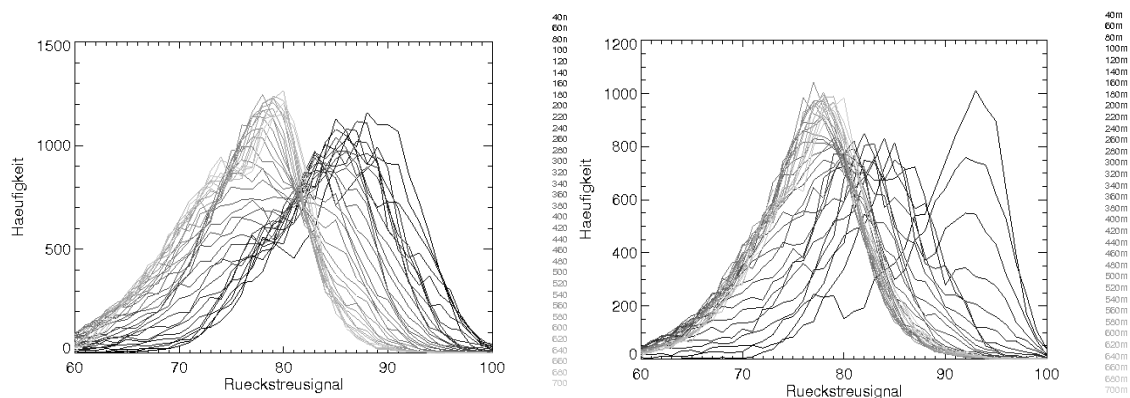


Abb. 1 Häufigkeitsverteilung des Rückstreusignals für alle Wintermessungen (links) und alle Sommermessungen (rechts), aufgeschlüsselt nach Höhen

Nicht zu jedem Zeitpunkt sind alle drei Höhen bestimmbar. Tage mit einer schmalen Häufigkeitsverteilung ( $\sigma < \text{Schwellwert}$ ) werden aussortiert.

Aus den ermittelten Höhen wird nach folgenden Kriterien die Grenzschichthöhe bestimmt:

- die Abweichung vom vorhergehenden Wert darf nicht zu groß sein,
- der niedrigere Wert hat Priorität,
- bei zweigipfliger Häufigkeitsverteilung hat der Gradientwert Priorität, bei einem Nebenmaximum bei hohen Rückstreuwerten hat der Maximumwert Priorität,
- steigt die Grenzschicht am Vormittag an und bleibt im oberen Drittel des Messbereichs die Rückstreuung hoch, wird die ABL-Höhe auf den fiktiven Wert von 800 m gesetzt,
- ist die Grenzschichthöhe 800 m, wird am Spätnachmittag eine sich neu entwickelnde stabile Grenzschicht bei  $100 \text{ m} \pm 100 \text{ m}$  gesucht und weiter verfolgt.
- kann keine Höhe bestimmt werden, wird der Wert interpoliert.

Diese Methode verwendet ausschließlich SODAR-Daten. Die Ergebnisse sind überwiegend zufriedenstellend. Abbildung 2 zeigt zwei Beispiele für Gradient- und Maximummethode. Probleme treten vor allem bei folgenden Situationen auf:

- zu steiler Anstieg der ABL am Vormittag
- im Sommer bei starker Rückstreuung in allen Höhen (keine eindeutige Bestimmung)
- Auffinden der stabilen Grenzschicht am Abend (in der residual layer ebenfalls hohe Rückstreuung)
- generell bei schwach ausgeprägten Unterschieden zwischen ABL und freier Atmosphäre.

### 4. Ergebnisse

Abbildung 3 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Grenzschichthöhe für die zwei Jahre, aufgeschlüsselt nach Stunden., Gegenübergestellt ist die entsprechende Verteilung der Grenzschichthöhen nach TA-Luft (2002), wobei die Stabilitätsklasse nach KTA 1508 (200X) bestimmt wurde. Obwohl die in dieser Studie verwendete Methode noch Mängel aufweist und in Einzelfällen falsche ABL-Höhen ermittelt, zeigt sich doch eine den Tageszeiten entsprechende Häufigkeit niedriger und großer Höhen. Insbesondere niedrige Höhen  $< 400 \text{ m}$  kommen deutlich

häufiger vor als nach der Vorschrift der TA-Luft. Dagegen erscheint die Anzahl der ABL-Höhen > 700 m, meist konvektive Grenzschichten, realistisch.

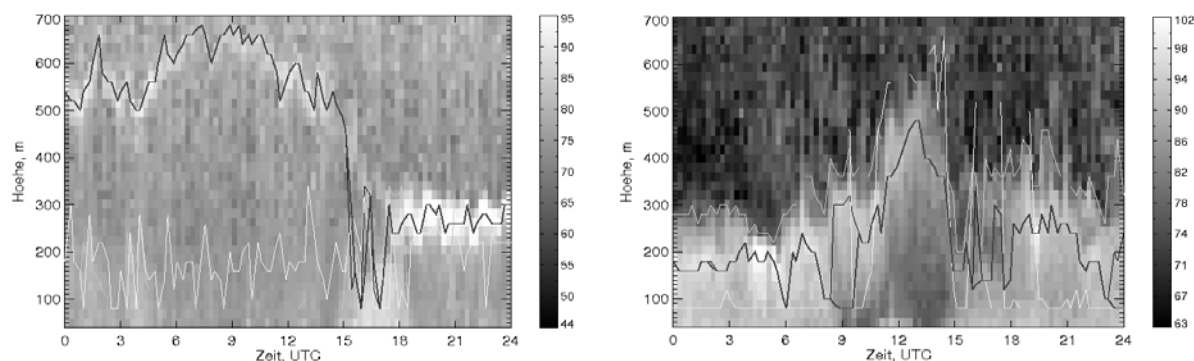


Abb. 2 Zeithöhenschnitt des Rückstreusignals

(ausgewählte ABL-Höhe: schwarz)

Eine deutliche Verbesserung der ABL-Höhenbestimmung wird von der Auswertung der Temperaturmessung erwartet. Da die vertikale Reichweite ja nach Windgeschwindigkeit zwischen 100 m und 500 m liegt, wird vorerst nur der Temperaturgradient in den unteren maximal 140 m genutzt. Er wird durch eine Regression berechnet und gleitend über eine Stunde gemittelt. Ergebnisse werden im Vortrag gezeigt.

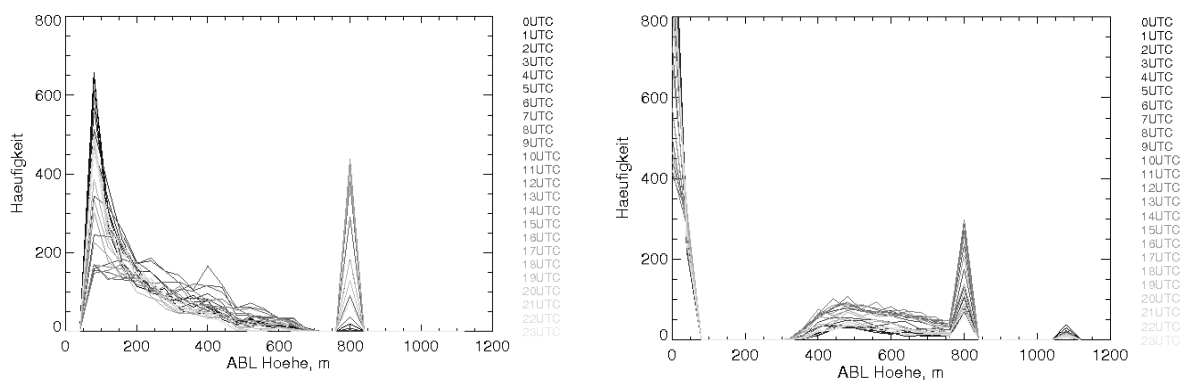


Abb. 3 Häufigkeitsverteilung der ABL-Höhe, links: aus SODAR abgeleitet, rechts: nach TA-Luft

## 5. Ausblick

Die Methode zur automatischen Bestimmung der Grenzschichthöhe bezieht mehrere gemessene und abgeleitete Parameter eines SODAR/RASS-Systems ein. Da die Struktur der ABL je nach Wetterlage stark variiert und das lehrbuchartige Idealbild selten anzutreffen ist, sind vor einem routinemäßigen Einsatz einer solchen Methode noch umfangreiche Tests angebracht.

Folgende Schritte sind bspw. notwendig zur Weiterentwicklung und Verifizierung der Methode:

- Prüfung aller verwendeten Schwellwerte auf Robustheit
- Einbeziehung der Temperatur
- in den unteren 100 m Vergleich mit Mastmessungen am MOL
- klimatologischer Vergleich mit Radiosondendaten
- Anwendung auf andere SODARgeräte und Standorte.

## Literatur

Emeis, S. and M.Türk,2004: Frequency distributions of the mixing height over an urban area from SODAR data. Meteorol. Z. 13, 361-367.

KTA 1508, 200X: Instrumentierung zur Ermittlung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Atmosphäre. C.Heymann Verlag, Köln.

Seibert, P., F. Beyrich, S. Gryning, S. Joffre, A. Rasmussen, Ph. Tercier, 2000: Review and intercomparison of operational methods for the determination of the mixing height, Atmospheric Environment 34", 1001-1027.

TA-Luft (Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz), 2002, GMBL, Heft 25-29.

## 4.2 Was sagen uns verschiedene Messsysteme über den vertikalen Luftaustausch in einem Alpental im Winter

Johannes Vergeiner<sup>1\*</sup>, S. Emeis<sup>2</sup>, E. Griesser<sup>1</sup>, F. Obleitner<sup>1</sup>, J. Kollmann<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Institut für Meteorologie und Geophysik (IMGI), Leopold-Franzens-Universität Innsbruck  
Innrain 52, A – 6020 Innsbruck

<sup>2</sup>Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung  
Forschungszentrum Karlsruhe, Kreuzeckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen  
\* e-mail: johannes.vergeiner@uibk.ac.at

### Einleitung

Das Mischungsvolumen in Alpentälern wird durch die ansteigende Topographie im Vergleich zur Ebene entscheidend verringert. Dadurch treten in Ersteren auch bei gleicher Emission vielfach höhere Konzentrationen von Schadstoffen auf. Im Inntal, unserem Untersuchungsgebiet, wird dies verstärkt durch (Transit)verkehr, hohe Besiedlungsdichte und Industriegebiete – alles auf engem Raum in Talbodennähe. Als Folge waren gerade im strengen Winter 2005/06 Übertretungen der NO<sub>2</sub>- und PM<sub>10</sub>-Grenzwerte zu beobachten, und dies noch vor der Verschärfung der Grenzwerte in den kommenden Jahren.

Die vorliegende Studie konzentriert sich auf den vertikalen Luftaustausch im Inntal im Raum Schwaz, ca. 25km östlich von Innsbruck. Das analysierte Datenmaterial stammt einerseits von einer Messkampagne im Rahmen des EU-Projektes ALPNAP und andererseits von einem permanenten Temperaturprofil. Von der Messkampagne gehen hier Temperatur- und PM<sub>10</sub>-Profile von unabhängigen Instrumenten am Fesselballon in Talmitte sowie Sodar- und Ceilometerdaten, beide etwa 700m südlich von der Fesselballonbasis, ein. Das seit 2001 existierende Hangprofil besteht aus Hobo-Temperatursensoren in einem Strahlungsschutz mit einem darauf montierten und durch ein kleines Solarpanel angetriebenen Lüfter.

### Qualität des Temperaturhangprofiles - Winter 2005/06 sowie Sommer 2006

Um zunächst die Qualität des Hangprofiles abschätzen zu können, wurden mittlere saisonale Tagesgänge der Stabilität gebildet. Abb. 4 zeigt Ergebnisse vom Winter 2005/06 sowie vom Sommer 2006. Neben den offensichtlichen Unterschieden zwischen Winter und Sommer interessieren uns hier vor allem Aussagen über die Sensoren bzw. deren Strahlungsexposition. So ist etwa im Sommer deutlich, dass Sensor 2 (von unten, 16m AGL) nachts immer wärmer als Sensor 1 (0m AGL) und als Sensor 3 (44m AGL) ist. Dies dürfte durch einen positiven Temperaturoffset von Sensor 2 bzw. dem Gesamtsystem inklusive lokaler Lage verursacht sein. Auffällig ist auch die stabile Schicht zwischen Sensor 5 (170m AGL) und Sensor 6 (227m AGL) im Sommer untertags, die so gar nicht in das Bild der ansonsten gut durchmischten Grenzschicht passt. Hier liegt wohl eine Verstrahlung des Sensors 6 vor, der im Gegensatz zu den tiefer gelegenen nicht im Wald positioniert ist, sondern auf einem offenen Feld. Auch im Winter ist der Sensor 6 untertags zu warm, was scheinbar zu stabiler (überadiabatischer) Schicht darunter (darüber) führt. Es gilt also, die Lage der Sensoren gut zu kennen, suspekte Informationen besser auszulassen und notfalls mittlere Stabilitäten über größere Schichten zu analysieren (siehe unten).

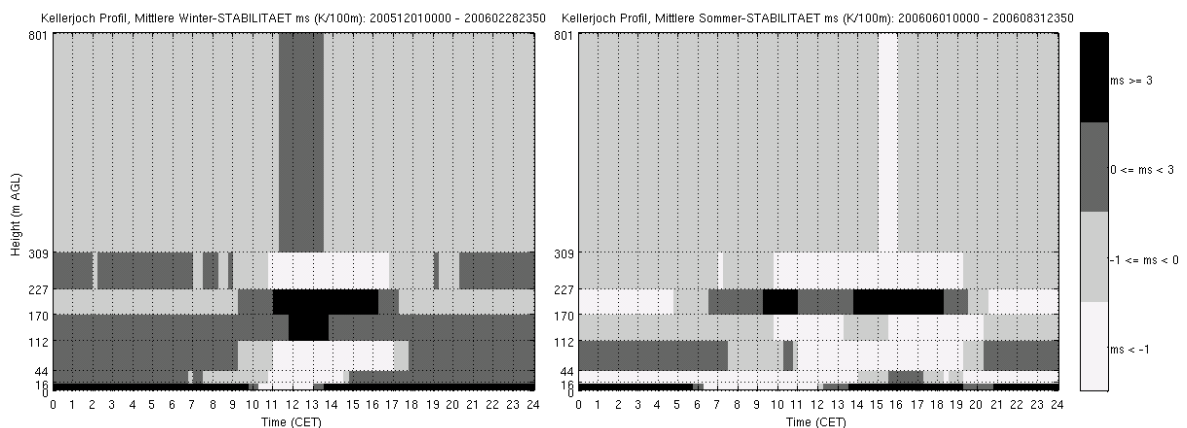


Abb. 1: Aus dem Kellerjochprofil abgeleitete Stabilitäten im Winter 2005/06 (links) sowie im Sommer 2006 (rechts). Schwarz steht für eine extrem stabile Schicht (Inversion, > 3 K/100m), dunkelgrau für sehr stabil (immer noch Inversion, > 0 K/100m), hellgrau für stabil - neutral (T-Abnahme bis zu 1K/100m), weiß für überadiabatisch.

### Fallstudie: Winterliche Hochdrucklage am 13. Jänner 2006

Der Alpenraum befindet sich am 13. Jänner 2006 am Südrand eines ausgedehnten Hochdruckgebietes mit Zentrum über den Baltischen Staaten. Die seit einer Woche persistente Lage hat zu ausgeprägten Bodeninversionen im schneebedeckten Inntal geführt, die nur um die Mittagszeit für 3 bis 4 Stunden durch Erwärmung vom Boden her abgebaut werden.

Die Entwicklung des Temperatur- und PM<sub>10</sub>-Profiles am 13. Jänner von den Morgenstunden bis zur Mittagszeit ist in Abb. 2 dargestellt. Bis etwa 1100 CET wurde von der Fesselsonde eine Inversion bis 130m AGL gemessen mit ausgeprägter, ca. 10m dicker Bodeninversion. Das zugehörige, von einem Aerosolspektrometer (Grimm 1.108) aufgezeichnete Feinstaubprofil ist gekennzeichnet durch Bodenwerte um die 70 – 80 µg/m<sup>3</sup>, die bis in ca. 100m AGL graduell abnehmen und in die Hintergrundbelastung übergehen. Im Detail sieht man auch, dass unter stabileren Schichten sekundäre Maxima der PM<sub>10</sub>-Belastung auftreten (z. B. zwischen 1008 und 1041 CET, 100 – 110m AGL). Sobald die Sonneneinstrahlung die Luft am Talboden erwärmt, stellt sich die Schichtung innerhalb einer Stunde um. Bis in 120m AGL bildet sich eine annähernd isotherme Schicht unter einem starken Inversionsdeckel aus. Der Temperatursensor ist zwar etwas verstrahlt, am Profil ändert das allerdings wenig. Das reicht, um die Schadstoffe umzuschichten, sodass eine annähernd homogene Schicht mit PM<sub>10</sub>-Werten um 40 µg/m<sup>3</sup> entsteht. Vom gängigen Konzept der Mischungsschichthöhe (MLH) aus betrachtet ist interessant, dass dieses Konzept in den Morgenstunden den tatsächlichen Bedingungen kaum gerecht wird, mittags hingegen schon.

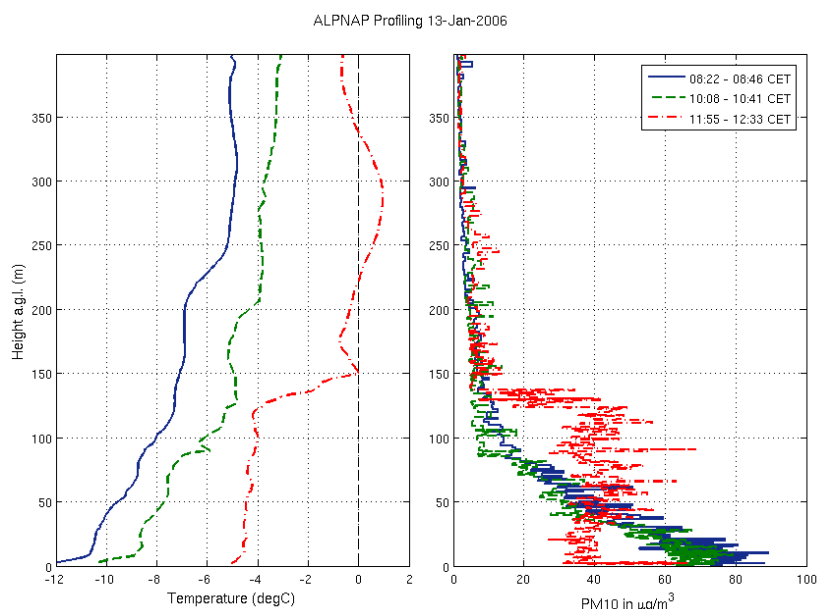


Abb. 2: Mit dem Fesselballon gemessene Profile der Temperatur (links) und von PM<sub>10</sub> (rechts) am 13. Jänner 2006 im Raum Schwaz zwischen 8:22 und 8:46 CET (durchgezogen), 10:08 – 10:41 (strichliert) und 11:55 – 12:33 CET (strich-punktiert).

Wenden wir uns der Analyse der MLH durch das Sodar – Ceilometersystem am südlichen Talrand zu (Abb. 3). Eine Beschreibung des Auswerteverfahrens findet sich in Emeis und Türk (2004), das erweiterte Verfahren, das mehrere übereinander liegende Schichten analysiert, wird demnächst in Emeis et al. (2007) vorgestellt. Das Ceilometer analysiert die Obergrenze der bodennahen Aerosolschicht (H<sub>4</sub>) dort, wo der stärkste Abfall der optischen Rückstreuintensität liegt. Am 13. Jänner bis ca. 1100 CET liegt H<sub>4</sub> bei ca. 90m AGL und steigt bis 1300 CET auf etwa 120m AGL an. Dies entspricht vom zeitlichen Verlauf den Erkenntnissen aus den Ballonsondierungen, auch die Obergrenze der Aerosolschicht ist hinreichend genau wiedergegeben, absolute Größen oder genaue Profile lassen sich freilich nicht ableiten. Bei der Deutung der Sodar-messungen konzentrieren wir uns hier auf die am Boden aufliegende, stabil geschichtete nächtliche oder winterliche Grenzschicht (H<sub>3</sub>, mit hoher akustischer Rückstreuintensität bei gleichzeitig geringer Varianz der Vertikalgeschwindigkeit). Bis 1100 CET wird H<sub>3</sub> in etwas zu unruhigem Verlauf zwischen 70 und 190m AGL gesehen, der strahlungsbedingte Abbau der stabilen Bodenschicht wird jedoch zuverlässig erkannt.

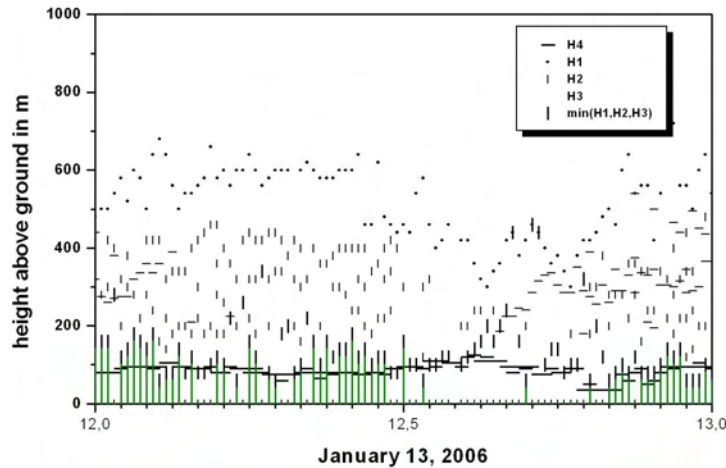


Abb. 3: MLH aus SODAR- (Punkte: H<sub>1</sub>, kurze senkrechte Striche: H<sub>2</sub>, lange Striche vom Boden her: H<sub>3</sub>) und Ceilometer-Messungen (waagerechte Striche: H<sub>4</sub>) im Januar 2006 im Inntal im Raum Schwaz.

Die Stabilität am 13. Jänner 2006 dem Hang entlang südlich von Schwaz Richtung Kellerjoch ist in Abb. 4 wiedergegeben. Die linke Abbildung zeigt die Auswertung aller 7 Schichten (von 8 Sensoren), jene rechts die von 3 ausgewählten Schichten. Die Probleme mit einzelnen Expositionen sind auch hier deutlich und machen detaillierte Aussagen schwierig. Deutlich klarer wird die Schichtung im rechten Bild. Bis 1100 CET ist die Schichtung durchwegs stabil mit einer ausgeprägten Inversion in den untersten 100m. In der Folge wird diese Schicht vom Boden her bis ca. 1630 CET durchmischt, die genaue Durchmischungshöhe (MLH) lässt sich aber nicht ablesen. Nach Sonnenuntergang stellt sich wenig erstaunlich rasch wieder eine stabile Schicht ein.

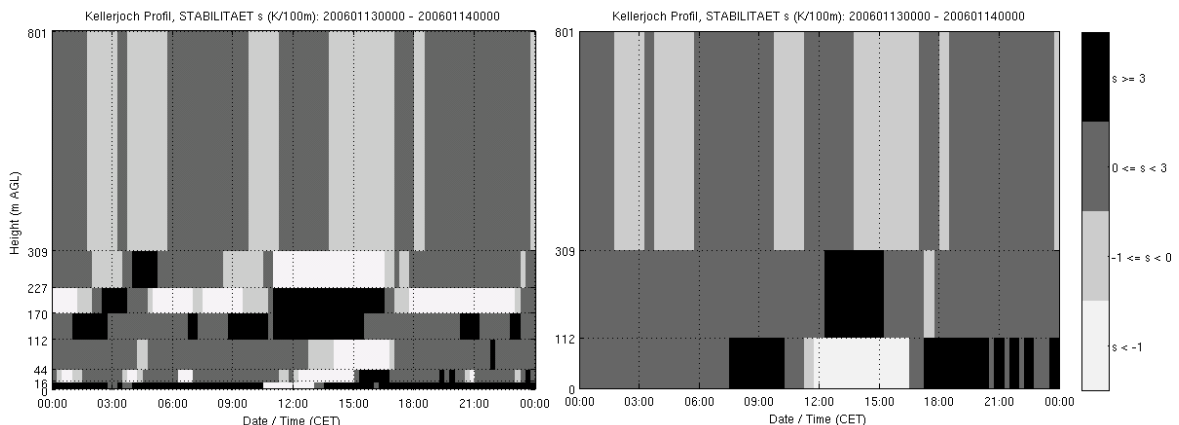


Abb. 4: Aus dem Kellerjochprofil abgeleitete Stabilitäten am 13.01.06 bei Verwendung aller 8 Temperatursensoren (links) bzw. von nur 4 ausgewählten Sensoren (rechts). Stabilitätsklassen wie in Abb. 1.

### Schlussfolgerung

Die vorgestellten Messsysteme liefern gerade in der Zusammenschau wertvolle Beiträge zur Erfassung der vertikalen Schichtung von Temperatur und / oder Feinstaub. Die Profile dieser zwei Größen sind offensichtlich eng miteinander verknüpft, eine Ableitung des Feinstaubprofils aus einer Temperaturinformation ist aber nur begrenzt möglich.

### Danksagung

Dank geht an die Europäische Kommission und die Abteilung Waldschutz des Landes Tirol für die Förderung dieser Arbeit im Rahmen des „Interreg III B Alpine Space“-Projektes ALPNAP (<http://www.alpnap.org>).

### Literatur

- Emeis, S., M. Türk, 2004: Frequency distributions of the mixing height over an urban area from SODAR data. Meteorol. Z., **13**, 361-367.
- Emeis, S., K. Schäfer, C. Jahn, C. Münkel, C. Matuse, 2007: Multiple atmospheric layering and mixing-layer height in the Inn valley observed by remote sensing. Accepted for publication in Meteorol. Z.

### 4.3 Bestimmung der Mischungsschichthöhe mit Fernerkundungsverfahren

Stefan Emeis<sup>1</sup>, Klaus Schäfer<sup>1</sup>, Christoph Münkel<sup>2</sup>, Johannes Vergeiner<sup>3</sup>, Friedrich Obleitner<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung  
Forschungszentrum Karlsruhe, Kreuzleckbahnstr. 19, D-82467 Garmisch-Partenkirchen  
stefan.emeis@imk.fzk.de

<sup>2</sup>Vaisala GmbH, Schnackenburgallee 41d, D-22525 Hamburg

<sup>3</sup>Institut für Meteorologie und Geophysik, Universität Innsbruck, Innrain 52, A-6020 Innsbruck

#### Einleitung

Für die Analyse der Luftbelastung durch bodennah emittierte Luftschadstoffe ist die Höhe bis zu der diese Stoffe rasch durch turbulente Austauschvorgänge verbreitet werden (üblicherweise als Mischungsschichthöhe MLH bezeichnet, für die verschiedene Definitionen existieren) eine wesentliche Größe (Schäfer et al. 2006). Für belastbare Aussagen werden zeitlich kontinuierliche und in der näheren Umgebung erhaltene Werte benötigt. Da eine In-situ-Messung der MLH nicht praktikabel ist, wird häufig auf Schätzungen zurückgegriffen, die z.B. auf Turbulenzmessungen in Bodennähe beruhen. Diese Schätzungen setzen allerdings ideale Bedingungen voraus, die selten anzutreffen sind. Daher sollen hier im Folgenden Möglichkeiten zur kontinuierlichen Erfassung von für die MLH relevanter Größen aus akustischen und optischen Fernmessungen vorgestellt werden.

Schallwellen werden an durch turbulente Fluktuationen oder die Temperaturschichtung erzeugten thermischen Inhomogenitäten in der Atmosphäre gestreut, optische Wellen an in der Luft schwebenden Partikeln. Die Obergrenze einer gut durchmischten Schicht kann an einer stark abfallenden Turbulenzintensität oder an einer sie nach oben hin begrenzenden Temperaturinversion erkannt werden. Zudem wird allgemein angenommen, dass in der Luft schwebende Partikel in der Mischungsschicht in wesentlich größerer Zahl vorkommen als darüber, denn ihre Quelle ist im Allgemeinen der Boden. Unter diesen Annahmen kann man versuchen, aus der mit einem SODAR gemessenen akustischen und der mit einem Ceilometer gemessenen optischen Rückstreuintensität die Mischungsschichthöhe abzuleiten.

#### Ableitung der Mischungsschichthöhe aus Messdaten von SODAR und Ceilometer

Bei der Auswertung von SODAR-Messungen werden Vertikalprofile der entfernungskorrigierten akustischen Rückstreuintensität  $R_a(z)$  und der Varianz der Vertikalgeschwindigkeit  $\sigma_w(z)$  herangezogen. Man kann auf diese Weise sowohl zwischen am Boden aufliegenden stabil geschichteten nächtlichen oder winterlichen Grenzschichten mit der Höhe  $H_3$  ( $R_a$  groß,  $\sigma_w$  klein) und durch starke Sonneneinstrahlung entstandene überadiabatische Schichten ( $R_a$  groß,  $\sigma_w$  groß) als auch zwischen abgehobenen Inversionen in der Höhe  $H_2$  (sekundäres Maximum von  $R_a$ ,  $\sigma_w$  klein) und neutral geschichteten Scherschichten (sekundäres Maximum von  $R_a$ ,  $\sigma_w$  groß) unterscheiden. Zudem wird die Höhe  $H_1$  analysiert, oberhalb der  $R_a$  einen gewissen, vorher festzulegenden Schwellwert unterschreitet. Als MLH wird dann das Minimum aus  $H_1$  bis  $H_3$  festgelegt. Eine detaillierte Beschreibung dieses Verfahrens, bei der nur die unterste abgehobene Inversion berücksichtigt wird, findet sich in Emeis und Türk (2004). Ein erweitertes Verfahren, das mehrere, übereinander gelegene abgehobene Inversionen aus den SODAR-Daten analysieren wird (wie es z.B. in winterlichen Gebirgstälern häufiger vorkommt), wird demnächst in Emeis et al. (2007) vorgestellt werden.

Aus Ceilometer-Messungen kann die Höhe der bodennahen Aerosolschicht ( $H_4$ ) als die Höhe des stärksten Abfalls der entfernungskorrigierten optischen Rückstreuung  $R_o$  analysiert (Schäfer et al. 2004) werden. Zwei zusätzliche Bedingungen über die minimale Größe der optischen Rückstreuung unterhalb einer abgehobenen Inversion und die minimale Stärke des Abfalls helfen, die Zahl irrtümlich analysierter Werte deutlich zu verringern. Genaueres zu diesem Verfahren und dessen Erweiterung auf die Analyse mehrfach übereinander liegender Schichten wird in Emeis et al. (2007) behandelt werden.

### Anwendungsbeispiele

Im ersten Beispiel (Abb. 1) wird gezeigt, wie durch den kombinierten Einsatz von SODAR und Ceilometer gut zwischen der konvektiven Grenzschicht tagsüber, der nächtlichen stabilen bodennahen Grenzschicht und der darüber verbleibenden Residualschicht unterschieden werden kann (Emeis und Schäfer 2006). Die Abbildung zeigt eine bodennahe stabile Schicht in der Nacht, am frühen Morgen und am Abend bei knapp 200 m Höhe, eine Residualschicht zwischen 200 und ca. 2500 m sowie die Obergrenze der Grenzschicht bei ca. 2600 m. Morgens zwischen 6 und 12 Uhr ist das Anwachsen der konvektiven Mischungsschicht zu beobachten. (Signale aus den SODAR-Messungen um die Mittagszeit in ca. 1200 m Höhe sind durch die auf diese Höhe beschränkte Reichweite des SODARs bedingt und können nicht als MLH interpretiert werden.) Die Entwicklung der Mischungsschicht aus dem Signal der optischen Fernerkundung erscheint dabei gegenüber dem aus der akustischen Fernerkundung um ein bis zwei Stunden verspätet. Dies deutet darauf hin, dass an jenem Tag die Aerosolkonzentrationen sich nur mit dieser zeitlichen Verzögerung an die vorgegebene thermische Struktur der Grenzschicht anpassen.

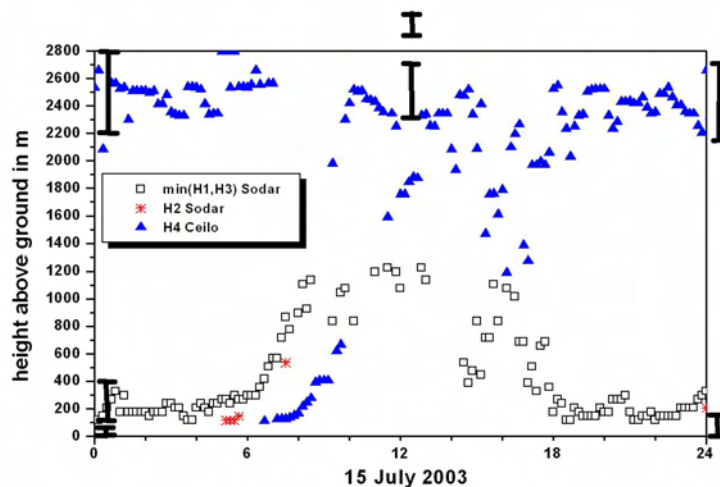


Abb. 1. MLH aus SODAR- (offene (Minimum aus  $H_1$  und  $H_3$ ) und sternförmige Symbole ( $H_2$ )) und Ceilometer-Messungen (geschlossene dreieckige Symbole ( $H_4$ )) am 15. Juli 2003 in Budapest. Die dicken schwarzen Balken kennzeichnen Inversionen, die aus Radiosondenaufstiegen in Budapest abgeleitet wurden.

Im zweiten Beispiel (Abb. 2) kann man die tageszeitliche Entwicklung einer komplexen mehrfachen Schichtungsstruktur verfolgen, die sich aus dem Wechselspiel zwischen Hangabwinden und dem Bergwind im Inttal östlich von Innsbruck ergibt. Ursächlich für diese komplexe Struktur waren eine geschlossene Schneedecke auf dem Talboden und ein stationäres Hochdruckgebiet, das zu Strahlungswetter führte. Die unterste Schichtgrenze aus den Ceilometer-Messungen und die Obergrenze der am Boden aufliegenden stabilen Schicht aus den SODAR-Messungen stimmen dabei gut überein. Sie liegen nahezu ganztägig bei ca. 100 m über Grund. Bei der Analyse allfälliger weiterer darüber liegender Schichten stimmen die Analysen aus der akustischen und optischen Fernerkundung teilweise überein, teilweise



ergänzen sie sich. Eine Analyse der Windrichtungen aus den SODAR-Messungen ergibt, dass diese mehrfach übereinander liegenden Schichten aus einem Wechselspiel zwischen talauswärts fließenden Kaltluftmassen und lokalen Hangabwinden resultieren.

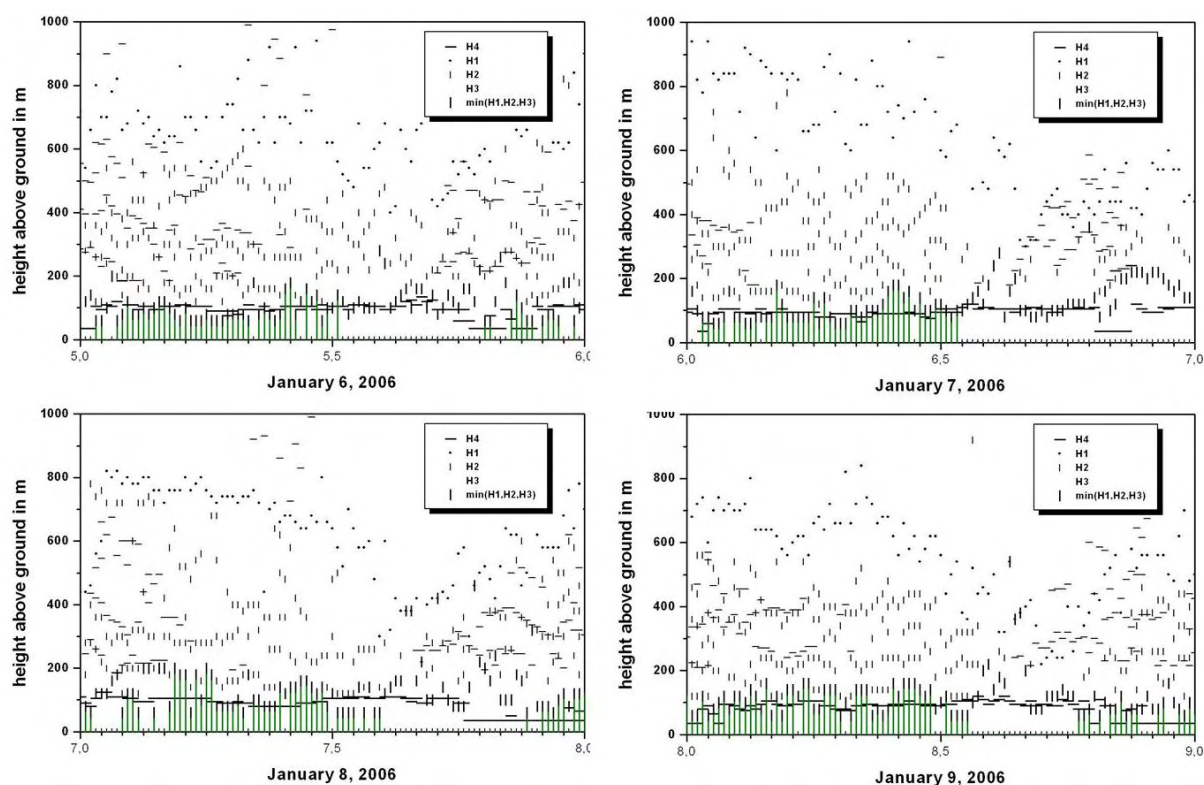


Abb. 2. MLH aus SODAR- (Punkte: H<sub>1</sub>, kurze senkrechte Striche: H<sub>2</sub>, lange Striche vom Boden her: H<sub>3</sub>) und Ceilometer-Messungen (waagerechte Striche: H<sub>4</sub>) im Januar 2006 im Inntal östlich von Innsbruck.

## Schlussfolgerung

Die Fernerkundung bietet mehrere Möglichkeiten, die Struktur der Grenzschicht und die Mischungsschichthöhe vom Boden her zu erfassen. Der kombinierte Einsatz von SODAR und Ceilometer erscheint hierbei als besonders viel versprechend.

## Danksagung

Die Daten wurden im Rahmen zweier EU-Projekte (ICAROS NET und ALPNAP) erhoben.

## Literatur

Emeis, S., M. Türk, 2004: Frequency distributions of the mixing height over an urban area from SODAR data. *Meteorol. Z.*, **13**, 361-367.

Emeis, S. and K. Schäfer, 2006: Remote sensing methods to investigate boundary-layer structures relevant to air pollution in cities. *Bound-Lay. Meteorol.*, **121**, 377-385.

Emeis, S., K. Schäfer, C. Jahn, C. Münkel, C. Matuse, 2007: Multiple atmospheric layering and mixing-layer height in the Inn valley observed by remote sensing. Accepted for publication in *Meteorol. Z.*

Schäfer, K., S.M. Emeis, A. Rauch, C. Münkel, S. Vogt, 2004: Determination of mixing-layer heights from ceilometer data. In: *Remote Sensing of Clouds and the Atmosphere IX*, Klaus Schäfer, Adolfo Comeron, Michel Carleer, Richard H. Picard, Nicolas Sifakis (eds.), Proc. SPIE, Bellingham, WA, USA, Vol. 5571, 248-259.

Schäfer, K., S. Emeis, H. Hoffmann, C. Jahn, 2006: Influence of mixing layer height upon air pollution in urban and sub-urban areas. *Meteorol. Z.*, **15**, 647-658.

## 4.4 Mobile Messungen der bodennahen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in zwei unterschiedlich reliefierten Städten in Nordrhein-Westfalen

Dominika Ptak und Wilhelm Kuttler

Abt. Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie, Universität Duisburg-Essen  
dominika.ptak@uni-due.de

### Einführung

Die bodennahe Verteilung der CO<sub>2</sub>-Konzentration ist in Städten von verschiedenen Einflussgrößen wie Verkehr, Bebauungsstruktur, Flächennutzung sowie meteorologischen Bedingungen abhängig. Bisher wurden nur wenige Untersuchungen in urbanen Räumen durchgeführt, die den Einfluss des Reliefs auf die bodennahe CO<sub>2</sub>-Verteilung untersuchen. Aus diesem Grunde wurde die räumliche Variabilität der CO<sub>2</sub>-Konzentration während des Zeitraums von Juni 2005 bis November 2006 in zwei unterschiedlich reliefierten Städten - Münster (Flachland) und Lüdenscheid (Bergisches Land) - analysiert, die sich zusätzlich durch Größe, Einwohnerzahl und Verkehrsstärke voneinander unterscheiden. Es wurden mobile Untersuchungen von CO<sub>2</sub>, CO, NO, NO<sub>x</sub> und O<sub>3</sub> sowie meteorologischer Größen während austauscharmer Wetterlagen durchgeführt. Die städtischen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen wurden mit den an einer Umlandstation gemessenen Daten verglichen.

### Überblick über die Messergebnisse

Die gewonnenen Ergebnisse zeigen, dass signifikante annuelle und diurnale Unterschiede in der CO<sub>2</sub>-Verteilung in beiden Städten auftreten.

Es wurden erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Nacht im Sommer und im Herbst gemessen, was mit der nächtlichen Pflanzen- und Bodenrespiration und den Austauschverhältnissen, die überwiegend in der Nacht bei stabiler Schichtung zur Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Konzentrationen führen dürften (MORIWAKI et al., 2006), zusammenhängt. Die Werte, die am Tag in beiden Städten gemessen wurden, unterscheiden sich nur geringfügig voneinander. Einfluss auf diese Situation hat die CO<sub>2</sub>-Aufnahme durch die Vegetation sowie die Ausbildung einer labilen atmosphärischen Schichtung, was die bodennahe Ansammlung der Spurenstoffe in der Atmosphäre reduziert.

Im Winter wurden die höheren CO<sub>2</sub>-Konzentrationen während des Tages gemessen, was auf erhöhte CO<sub>2</sub>-Emission aus Hausbrand und Verkehr zurückzuführen sein dürfte. Nachts dagegen verliert der Kfz-Verkehr als CO<sub>2</sub>-Quelle seine Relevanz.

### Saisonale Variationen

In jeder Jahreszeit wurden tagsüber die höchsten CO<sub>2</sub>-Werte im Stadtzentrum registriert. Zu dieser Zeit weisen die Landwirtschafts- und Waldfläche die geringsten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen, aufgrund der CO<sub>2</sub>-Aufnahme durch Vegetation, auf. Die tagsüber gemessenen winterlichen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen lagen um ca. 100 ppm höher als in den anderen Jahreszeiten, was den Einfluss des Hausbrandes und der ausgeprägten Inversionen, widerspiegeln dürfte.

In der Nacht treten saisonale Unterschiede auf Landwirtschafts- und Waldflächen auf, auf denen die höchsten Werte im Sommer aufgrund einer starken respiratorischen Aktivität registriert wurden. Im Winter wurden wegen der vorhandenen Schneedecke und begrenzter Aktivität der Vegetation keine erhöhten Werte für diese Flächen erfasst. Zu dieser Zeit wurden in Wohngebieten im Vergleich zu anderen Jahreszeiten die höchsten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen gemessen, was hauptsächlich auf den CO<sub>2</sub>-Ausstoß aus dem Hausbrand und auf stabile Schichtung zurückzuführen sein dürfte.

Für beide Messtermine im Winter und für Sommertage wurde, wie von IDSO et al. (1998) postuliert, ein „urbaner CO<sub>2</sub>-Dom“ mit von der Innenstadt zum Umland abnehmenden CO<sub>2</sub>-Konzentrationen nachgewiesen. Aufgrund starker Vegetationsaktivität wurden in Sommernächten gegensätzliche CO<sub>2</sub>-Verteilungen mit abnehmenden Werten vom Umland bis zum Stadtzentrum registriert. Ähnliche Ergebnisse von Nachtmessfahrten im Sommer wurden auch für Essen nachgewiesen (HENNINGER, 2005).

### Hauptkomponentenanalyse

Es wurden auch andere, zeitgleich mit CO<sub>2</sub> gemessene Größen untersucht, um mögliche Zusammenhänge zwischen CO<sub>2</sub> und anderen Variablen (Lufttemperatur, relative Feuchte, Höhe ü. NN, O<sub>3</sub>, NO, NO<sub>x</sub>, CO) nachweisen zu können. Auf der Basis der Korrelationsmatrix der Variablen, wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt. Als Ergebnis wurden die Variablen auf zwei neue Hauptkomponenten reduziert.

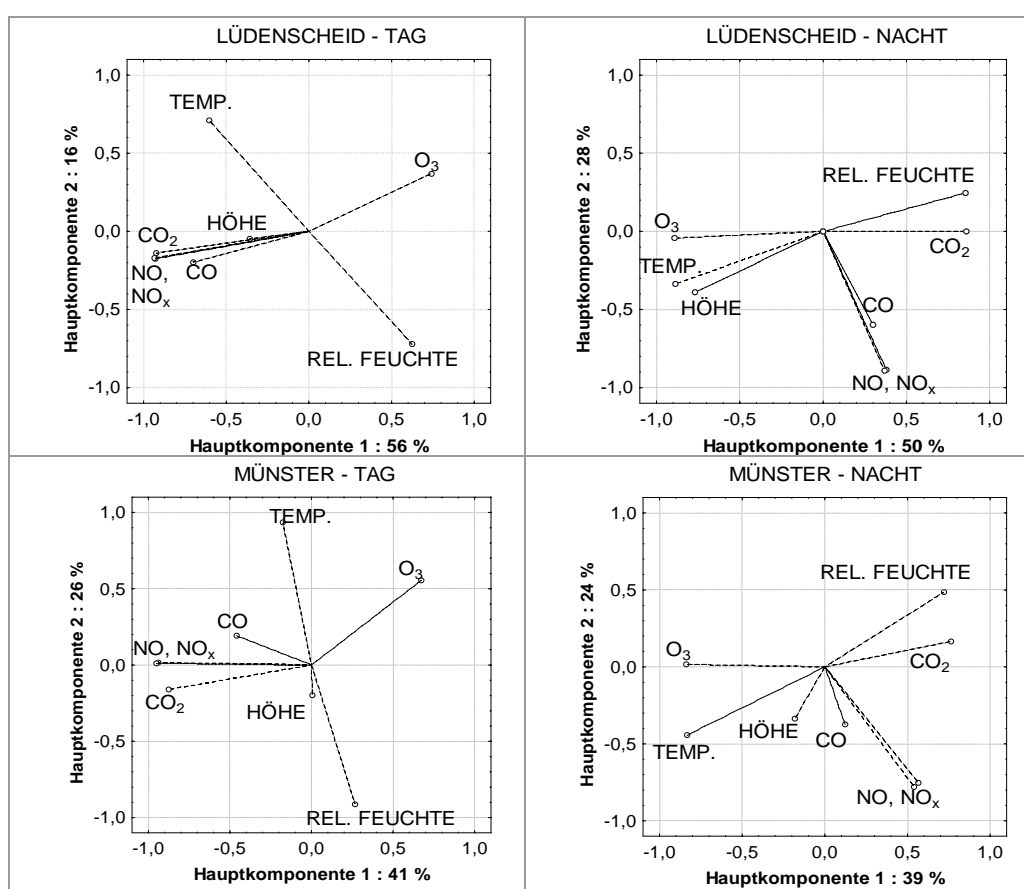


Abb. 1: Hauptkomponente 1 versus Hauptkomponente 2 für die Tag- und Nachtmessungen in Münster und Lüdenscheid (Juni 2005 - November 2006)

Die Analyse hat für beide Städte ähnliche Ergebnisse gezeigt (Abb. 1). Während des Tages weist das CO<sub>2</sub> enge Zusammenhänge mit den genannten „Spurenstoffen“ auf. In der Nacht dagegen korreliert das Kohlendioxid stark mit den „meteorologischen und topographischen Größen“, mit denen es eine Hauptkomponente bildet.

### CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in Abhängigkeit von meteorologischen und topographischen Größen

Am Beispiel einer Nachtmessung (15.06.05) in Lüdenscheid wurde der Verlauf der CO<sub>2</sub>-Konzentration, der Lufttemperatur und des Höhenprofils der Messstrecke analysiert (Abb.2). Der Grund für das Vorhandensein von CO<sub>2</sub>-Spitzenwerten ist darin zu sehen, dass es, bedingt durch das Relief, zur Akkumulation von CO<sub>2</sub> und zur Bildung der „CO<sub>2</sub>-Seen“ kommt

(HENNINGER, 2005). Hänge und Kuppen liegen in bzw. über der Inversion, was dadurch belegt werden kann, dass an diesen Stellen geringere CO<sub>2</sub>-Konzentrationen gemessen wurden (z. B. Streckenabschnitte 48-53 und 60-62). Die hohen CO<sub>2</sub>-Werte spiegeln die niedrigen Lufttemperaturen in den Tallagen entlang der Messstrecke wider. Das dürfte ein Indiz dafür sein, dass es in der stark reliefierten Stadt gleichzeitig zur Ansammlung von Kaltluft und zur Anreicherung von CO<sub>2</sub> kommt. Für die Tagstunden konnten solche Abhängigkeiten nicht nachgewiesen werden.

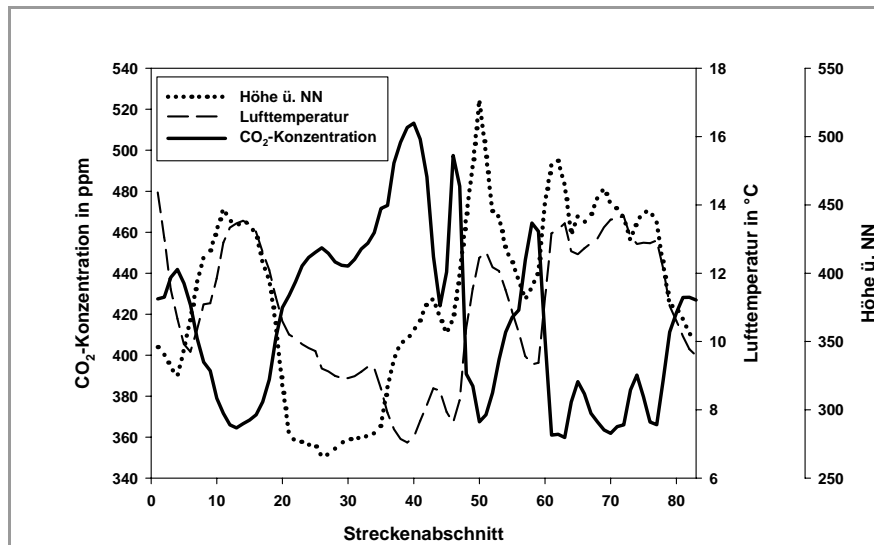


Abb. 2: CO<sub>2</sub>-Konzentration, Lufttemperatur und Höhe ü. NN während einer Nachtmessung am 15.06.05 in Lüdenscheid.

## Zusammenfassung

Die bisher durchgeführten Messungen haben in beiden Städten gezeigt, dass die CO<sub>2</sub>-Verteilung in erheblichem Maße von der Flächennutzung abhängt. Zu jeder Jahreszeit weisen das Stadtzentrum und die Autobahn tagsüber die höchsten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen auf. Nachts hingegen wurden die höchsten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen über Grünflächen (Sommer) und innerhalb der Wohngebiete (Winter) gemessen. Die CO<sub>2</sub>-Konzentration weist tagsüber starke Zusammenhänge mit anderen Luftinhaltsstoffen, nachts dagegen eher Abhängigkeiten zu den durch das Relief gesteuerten meteorologischen Größen auf.

Die Unterschiede zwischen der in beiden Städten gemessenen CO<sub>2</sub>-Konzentration weisen einen schwachen Zusammenhang des CO<sub>2</sub> mit der Höhe in der Nacht in Münster und einen starken Zusammenhang mit der Höhe in der Nacht in Lüdenscheid auf. Ausgeprägtere Inversionen in Lüdenscheid, auch tagsüber, führen im Winter zu höheren CO<sub>2</sub>-Konzentrationen. Zusätzlich begünstigt die Reliefstruktur in Lüdenscheid die Akkumulation von CO<sub>2</sub> in den Tälern.

Es bleibt festzustellen, dass in beiden Städten die räumliche CO<sub>2</sub>-Verteilung durch Flächennutzung, stadtspezifische Emissionsquellen sowie die durch das Relief bedingten Austauschverhältnisse beeinflusst wird.

## Literatur

HENNINGER, S., 2005: Analyse der atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen am Beispiel der Stadt Essen. Essener Ökologische Schriften, 23, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, S. 192.

IDSO, C.D., IDSO, S.B., BALLING, R.C., 1998: The urban CO<sub>2</sub> dome in Phoenix, Arizona. In: Physical Geography, 19 (2), S. 95-108.

MORIWAKI, R., KANDA, M., NITTA, H., 2006: Carbon dioxide build-up within a suburban canopy layer in winter night. In: Atmospheric Environment, 40, 1394-1407.

## 4.5 Einsatzmöglichkeiten eines Laser-Ceilometers in der Umweltmeteorologie

Christoph Münkel

Vaisala GmbH, Schnackenburgallee 41d, 22525 Hamburg  
christoph.muenkel@vaisala.com

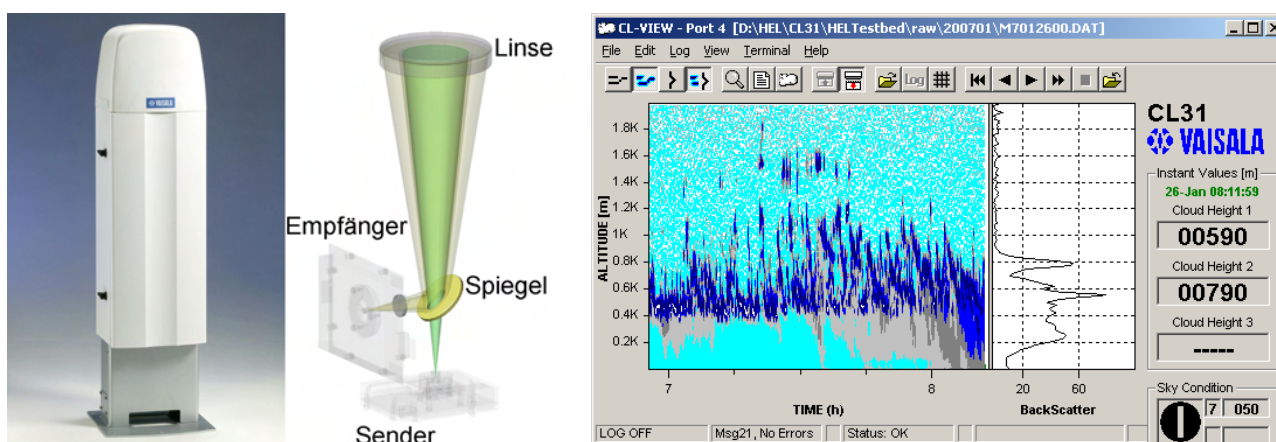
### Einleitung

Laser-Ceilometer sind augensichere Lidar-Systeme, die im nahen Infrarotbereich arbeiten, und aus deren Rückstreuprofilen die Konzentration der streuenden Teilchen abgeschätzt werden kann (Weitkamp 2005, S. 175-181). An Flughäfen sind sie im Dauereinsatz, um die Höhe der Wolkenuntergrenze und ggf. die Vertikalsichtweite zu bestimmen.

Eine beschleunigte Datenerfassung und Datenauswertung sowie verbesserte optische Konzepte ermöglichen heutigen Ceilometern eine Erweiterung ihres Einsatzgebiets. Dazu gehört die Bestimmung von Aerosolkonzentrationswerten und der Mischungsschichthöhe, die Abschätzung von Sichtweiten nicht nur bei Nebelwetterlagen, die Untersuchung von Rauchfahnen und die Ermittlung von Niederschlagsintensitäten (Münkel 2006a).

### Instrumentierung

Die hier vorgestellten Untersuchungen konzentrieren sich auf das Ceilometer CL31 der Firma Vaisala (Abb. 1). Es benutzt eine einzige Linse sowohl für die ausgesandten Laserpulse, als auch für das empfangene Lichtsignal. Ein mit einem Loch versehener Spiegel sorgt dafür, dass nur der innere Teil der Linsenfläche zur Kollimierung des ausgesandten Lichts verwendet wird. Das Gesichtsfeld des Empfängers spart hingegen diesen Teil aus, dadurch wird eine Signalsättigung durch direkte Reflektion an der Linse vermieden. Auch das traditionelle Ceilometerdesign, das mit getrennten Linsen für Sender und Empfänger arbeitet, vermeidet diese Signalsättigung. Der fehlende oder nur sehr geringe Überlapp von Sendelichtkegel und Empfängergesichtsfeld im für umweltmeteorologische Anwendungen besonders wichtigen Nahbereich bis 100 m Entfernung ist jedoch ein entscheidender Nachteil dieser Geräte gegenüber dem innovativen Konzept des CL31, dessen Rückstreuprofil bereits in den untersten 30 m sinnvoll ausgewertet werden kann.

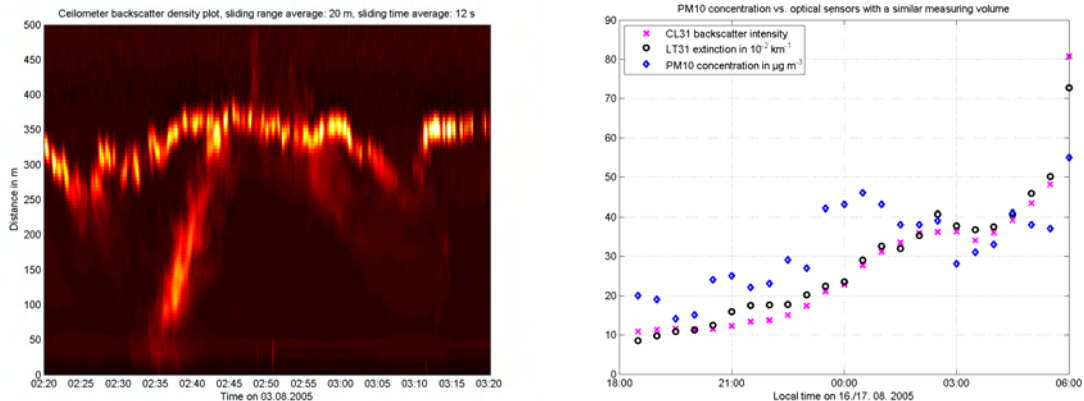


**Abb. 1.** Ceilometer CL31, Höhe = 1190 mm, Gesamtansicht, optisches Konzept und Standardanwendung. Das über 16 s gemittelte entfernungskorrigierte Rückstreuprofil im Bild rechts zeigt zwei Wolkenschichten und leichten Schneefall, registriert in Mäntsälä, Südfinnland, am 26.01.2007.

In seiner Standardeinstellung meldet das Ceilometer alle 2 s ein Rückstreuprofil mit einer Entfernungsauflösung von 10 m und einem Messbereich von 7700 m. Für spezielle Anwendungen in einem eingeschränkten Entfernungsbereich, z.B. bei der Detektion und Klassifizierung einzelner Hydrometeore, kann die Messfrequenz auf bis zu 100 Hz gesteigert werden.

### Anwendungsbeispiele

In einem Hamburger Industriegebiet wurden über einen Zeitraum von mehreren Monaten Messungen unter einem Elevationswinkel von  $4^\circ$  durchgeführt, um die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten eines Ceilometers zu demonstrieren (Münkel 2006a). Die Anwendungen reichen von der Untersuchung der Rauchfahne einer Asphaltfabrik (Abb. 2, links) über die Detektierung von Silvesterraketen und Osterfeuern bis zu Experimenten zur Erkennung der Niederschlagsart. Der rechte Teil von Abb. 2 zeigt den zeitlichen Verlauf der Rückstreuintensität des CL31, des von einem Transmissometer gemessenen Extinktionskoeffizienten und der von einem PM10-Messgerät bestimmten Feinstaubkonzentration. Rückstreuintensität und Extinktion stimmen gut überein und folgen der Tendenz der PM10 Konzentration.



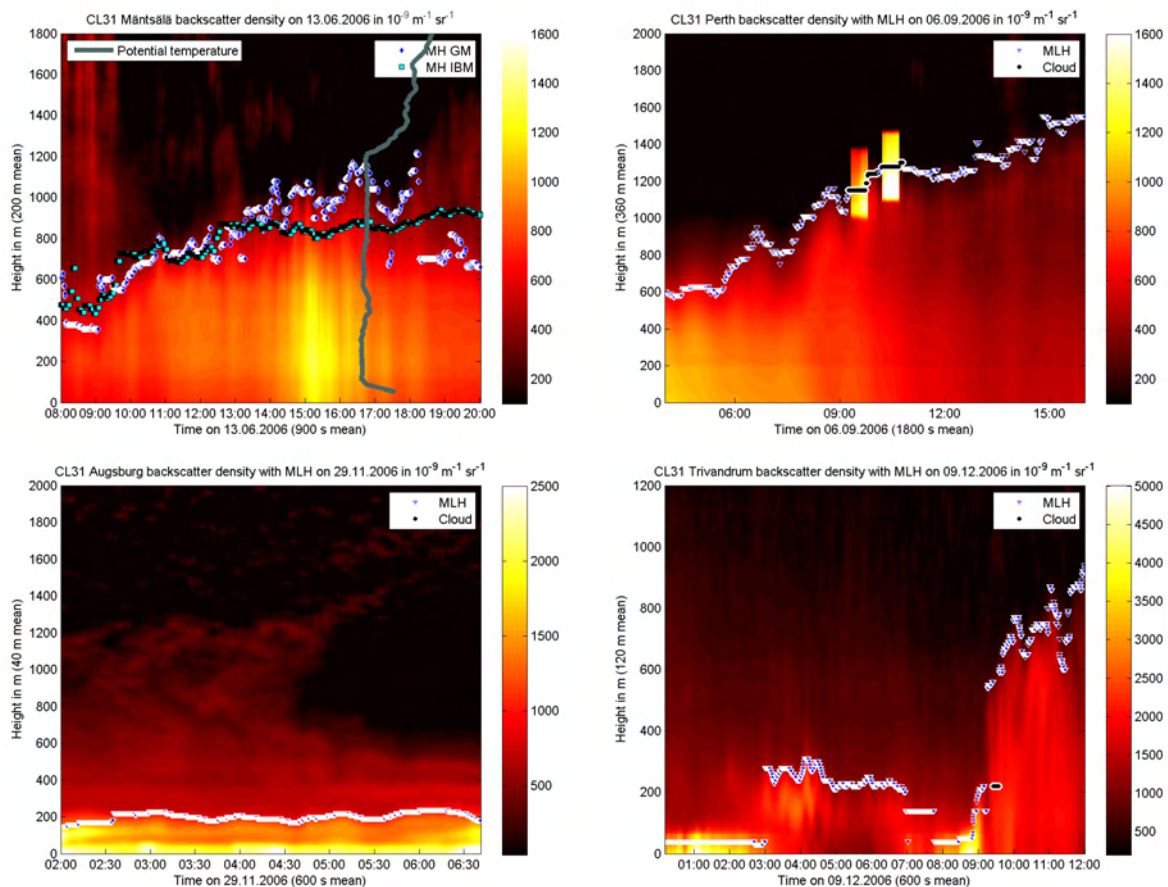
**Abb. 2.** Messbeispiele eines nahezu horizontal messenden Ceilometer aus einem Industriegebiet, links die Rauchfahne einer Asphaltfabrik in 300 m Entfernung, rechts ein Vergleich mit Extinktionskoeffizienten und Feinstaubkonzentrationswerten.

Zahlreiche Messkampagnen widmen sich der Bestimmung der Mischungsschichthöhe mit dem Ceilometer CL31. Die Verfahren zur Ermittlung dieser Höhe gehen davon aus, dass die Partikelkonzentration am oberen Rand der Mischungsschicht deutlich abnimmt (Emeis et al. 2005, Eresmaa et al. 2006, Münkel 2006b). In Abb. 3 sind mehrere Messbeispiele aus unterschiedlichen Klimaregionen und Jahreszeiten dargestellt. Besonders erwähnenswert ist das Projekt "Helsinki Testbed", das von der Finnischen Agentur zur Förderung von Technologie und Innovation (TEKES) unterstützt und vom Finnischen Meteorologischen Institut (FMI), weiteren Forschungseinrichtungen und Firmen betrieben wird. Es widmet sich der ausführlichen Untersuchung regionaler Wetterphänomene. Fünf Ceilometer sind in diese Messkampagne eingebunden, die von ihnen registrierten Rückstreuprofile sind im Internet abrufbar (<http://testbed.fmi.fi>). Ein beim Wissenschaftszentrum Umwelt der Universität Augsburg stationiertes Gerät ergänzt die in Bodennähe durchgeführten Messungen der Schadstoffkonzentration um eine vertikale Komponente.

### Schlussfolgerung und Ausblick

Die vorgestellten Beispiele zeigen nur einen kleinen Ausschnitt aus den vielfältigen Einsatzmöglichkeiten des Ceilometers CL31; sie machen deutlich, welches Potenzial in

diesem Gerät steckt. In zunehmendem Maße wird es gezielt zur Bestimmung von Mischungsschichthöhen beschafft. Die in internationalen Messkampagnen gewonnenen Erfahrungen werden zu einer weiteren Optimierung der Algorithmen genutzt, insbesondere in komplexen Wettersituationen mit mehreren Wolkenschichten und Niederschlag.



**Abb. 3.** Messbeispiele zur Bestimmung der Mischungsschichthöhe (MH oder MLH), Zeitangaben in Ortszeit, variierende Mittelungsintervalle. Links oben: Typischer Tagesverlauf der konvektiven Grenzschicht in Mäntsälä, Südfinnland, am 13.06.2006; das aus einem um 14:30 durchgeführten Radiosondenaufstieg gewonnene Temperaturprofil bestätigt den Wert der vom Ceilometer gemeldeten Mischungsschichthöhe (GM = Gradientenmethode, IBM = Idealisierte Rückstreumethode nach Eresmaa et al. 2006). Rechts oben: Tagesverlauf in Perth, Westaustralien, am 06.09.2006; zwischen 09:00 und 11:00 wurden einzelne Wolken detektiert. Links unten: Stabile nächtliche Grenzschicht in Augsburg am 29.11.2006; darüber sind Feinstrukturen in der Aerosoldichte bis 1200 m Höhe erkennbar. Rechts unten: Bodennahe und leicht abgehobene nächtliche Grenzschicht und vormittägliche Konvektion in Trivandrum, Südindien, am 09.12.2006.

## Literatur

Emeis, S., C. Münkel, K. Schäfer, 2005: Fernerkundung der Schichtung und der Höhe der atmosphärischen Mischungsschicht mit akustischen und optischen Methoden. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 65, 247-250.

Eresmaa, N., A. Karppinen, S. M. Joffre, J. Räsänen, H. Talvitie, 2006: Mixing height determination by ceilometer. *Atmos. Chem. Phys.* 6, 1485-1493, <http://www.atmos-chem-phys.net/6/1485/2006/acp-6-1485-2006.html>.

Münkel, C., 2006a: Boundary layer and air quality monitoring with a commercial lidar ceilometer. SPIE Newsroom, doi:10.1117/2.1200612.0512, <http://newsroom.spie.org/x5259.xml?highlight=x519>.

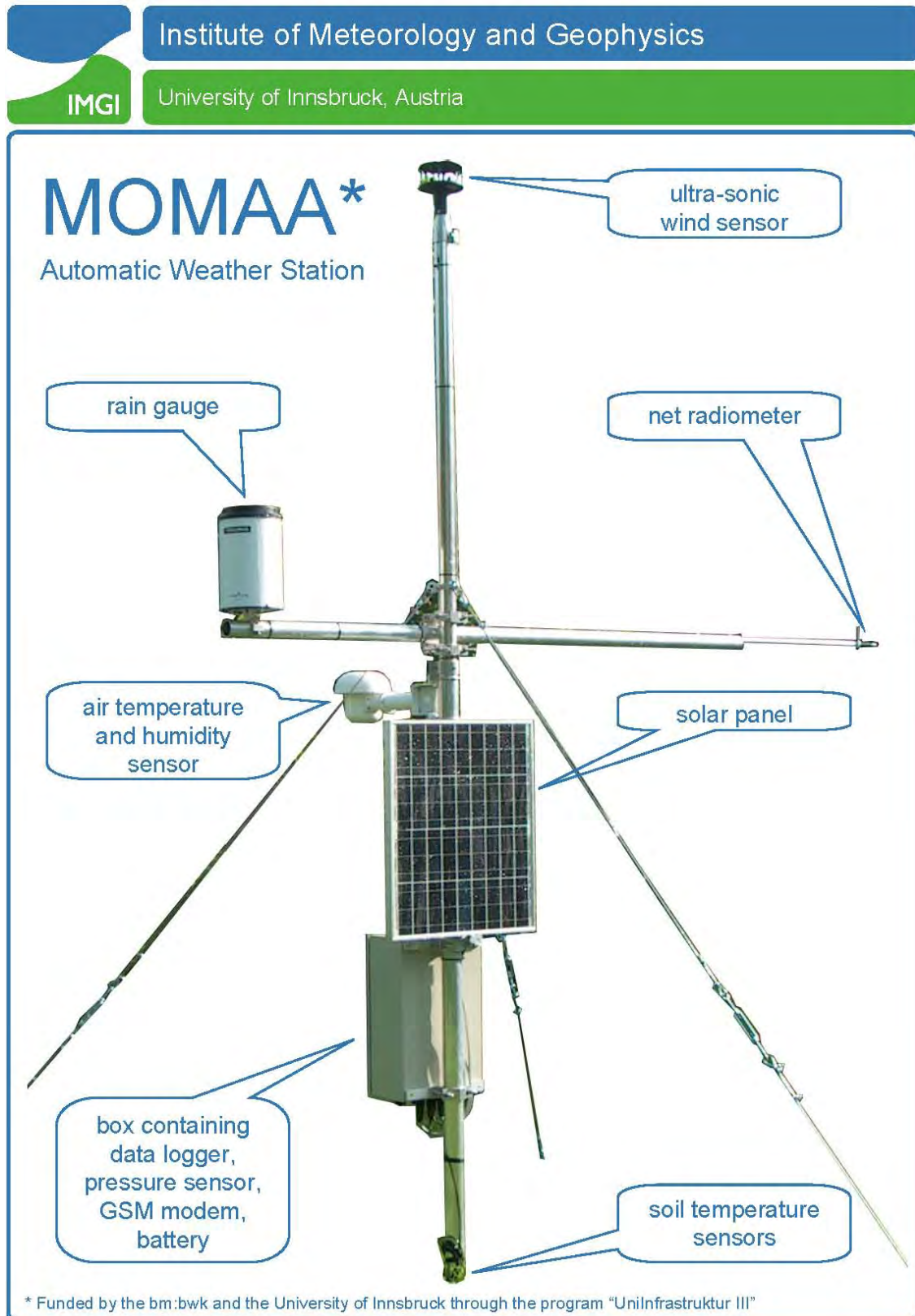
Münkel, C., 2006b: Lidar mixing height determination during Helsinki Testbed. In: *Remote Sensing of Clouds and the Atmosphere XI*, James R. Slusser, Klaus Schäfer, Adolfo Comerón (eds.), Proc. SPIE, Bellingham, WA, USA, Vol. 6362.

Weitkamp, C. (Ed.), 2005: Lidar: Range-resolved optical remote sensing of the atmosphere. Springer, New York, 460 pp.

## 4.6 Automatische Wetterstation MOMAA

Friedrich Obleitner et al.

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





## 5.1 Qualitätssicherung in der Ausbreitungsrechnung Validierung eines Screeningmodells

V. Diegmann<sup>#</sup>, U. Hartmann<sup>\*</sup>,

<sup>#</sup>IVU Umwelt GmbH, Freiburg; <sup>\*</sup>Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen

### Einleitung

In der aktuellen Luftreinhalteplanung kommen verstärkt Screeningmodelle zum Einsatz, um zum Einen Schwerpunkte der Belastungssituation und zum Anderen die Wirksamkeit von Maßnahmen in Netzen des Hauptstraßenverkehrs zu untersuchen. Zu den Anforderungen an ein solches Screeningmodell zählen neben erfüllbaren Datenansprüchen und einem definierten Einsatzbereich auch zuverlässige Modellergebnisse.

Da ein Screeningmodell vor allem Hotspots identifizieren soll (z. B.: [Mahlau et al. 2007]), ist das entscheidende Qualitätskriterium des Modells die Trefferquote. Mit Treffer werden dabei diejenigen Fälle benannt, in denen das Modell eine gemessene Situation in Hinsicht auf eine Grenzwertverletzung bzw. –einhaltung richtig identifiziert. Die Quote ergibt sich dann als Quotient der Treffer zur Grundgesamtheit der verglichenen Fälle.

Das Modell IMMIS<sup>luft</sup> wurde bereits mehrfach in dieser Hinsicht validiert. Die der Validierung zu Grunde liegenden Datensätze werden um eine hohe Anzahl zusätzlicher Messungen durch Passivsammler in NRW erweitert, so dass ein umfassender Datenbestand für entsprechende Qualitätssicherungen von Screeningmodellen vorliegen wird.

In diesem Beitrag werden der Validierungsdatensatz und die aktualisierte Validierung von IMMIS<sup>luft</sup> beschrieben sowie die Möglichkeit der Verwendung des Datensatzes für allgemeine Validierungen diskutiert.

### Validierung IMMIS<sup>luft</sup>

#### Vergleich 2003 - 2005

In der aktuellen Validierung von IMMIS<sup>luft</sup> wurden Modelldaten für die Jahresmittelwerte von NO<sub>2</sub> und PM10 mit gemessenen Werten aus den Jahren 2003 bis 2005 an 15 verkehrsbezogenen Messstationen in Nordrhein-Westfalen verglichen. Insgesamt lagen 33 Datensätze für NO<sub>2</sub> und 35 Datensätze für PM10 vor. Die Gegenüberstellung der modellierten Jahreswerte und der gemessenen Werte ist in Abbildung 1 dargestellt.

Die Daten zu den drei bezeichneten Straßen stehen für Messungen, in denen die Abweichungen des Modells außerhalb eines Toleranzbereichs von 30 % liegen. Für diese Straßenabschnitte können die größeren Abweichungen anhand der jeweils vorliegenden Straßenraumgeometrie und der Vorgaben des Screeningsmodells erklärt werden (Näheres dazu in [Diegmann 2006]).

Alle weiteren Wertepaare liegen innerhalb der durch die EU-Luftqualitätsrichtlinie ([EU99]) vorgegebenen Genauigkeitsanforderung für den Jahresmittelwert von NO<sub>2</sub> in Höhe von 30 %.

Es zeigt sich, dass in diesem Vergleich die PM10-Konzentrationen besser getroffen werden als die NO<sub>2</sub>-Werte, die im Mittel leicht unterschätzt werden. Dies liegt zum einen daran, dass die PM10-Immissionsbelastung auch in Straßenräumen einen hohen Vorbelastungsanteil aufweist. Unsicherheiten bei der Prognose der zusätzlichen PM10-Belastung durch den Kfz-Verkehr gehen daher in einem geringeren Maße ein als bei NO<sub>2</sub>-Immissionen. Eine Erklärung für die Unterschätzung von NO<sub>2</sub> kann in der Unterschätzung der direkten NO<sub>2</sub>-

Auspuffemissionen liegen (z. B. [IVU 2005]), die in der hier angewendeten statistischen Beziehung zur Umrechnung von  $\text{NO}_x$  in  $\text{NO}_2$  nicht berücksichtigt werden kann.

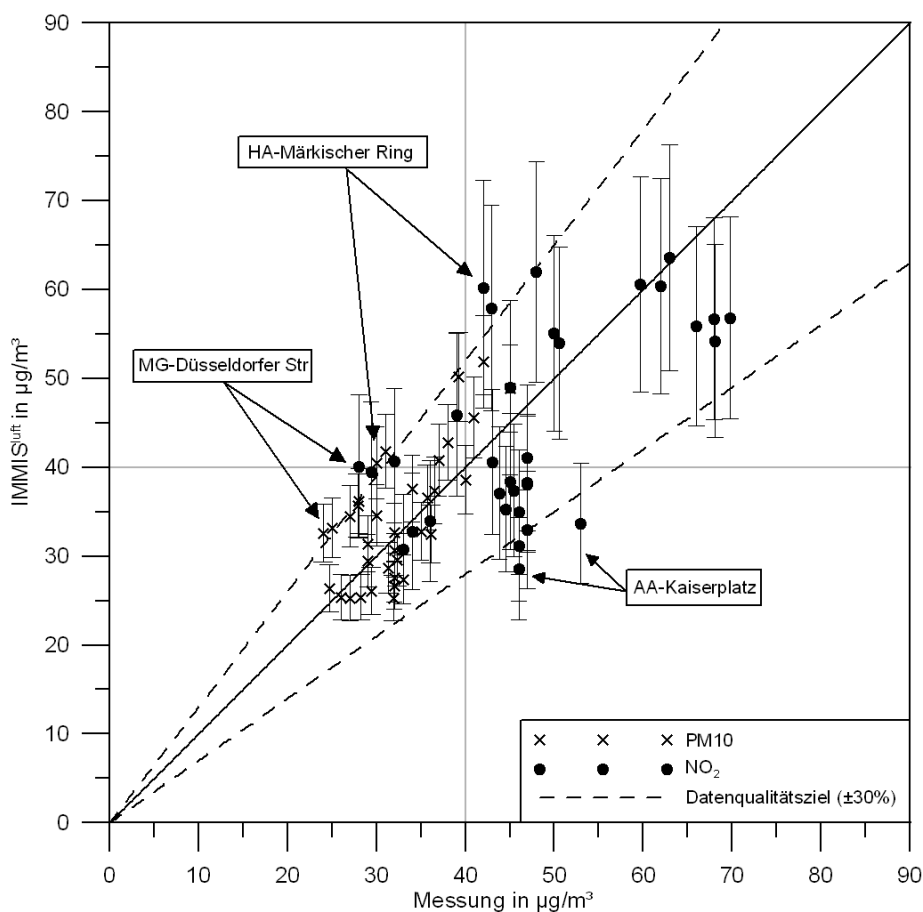


Abbildung 1: Scatterdiagramm zum Vergleich der gemessenen und berechneten Jahresmittelwerte für PM10 und  $\text{NO}_2$  mit Bereich der Datenqualitätsziele der 22. BImSchV für  $\text{NO}_2$ . Zusätzlich eingetragen ist der Grenzwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für PM10 und  $\text{NO}_2$ . Die Modellwerte von  $\text{NO}_2$  sind mit einem Fehlerbalken von 20 % und die von PM10 von 10 % eingezeichnet.

### Trefferquote

Zur Überprüfung der Prognosefähigkeit von Grenzüberschreitungen und -einhaltungen wird die sogenannte Trefferquote verwendet. Im Rahmen dieser Auswertung wird ein Treffer registriert, wenn einerseits das Modell an einer Messstelle eine Überschreitung eines Grenzwerts prognostiziert und tatsächlich auch eine Überschreitung messtechnisch erfasst wurde, andererseits liegt ebenfalls ein Treffer vor, wenn die Einhaltung von Grenzwerten sowohl durch die Messung als auch durch das Modell ermittelt wurde.

Die Trefferquoten des Vergleichs der Daten 2003 bis 2005 sind in Tabelle 1 aufgeführt. Dabei ist für die Modellwerte von  $\text{NO}_2$  eine Fehlertoleranz von 20 % und bei PM10 von 10 % angesetzt worden (siehe [Diegmann 1999]). In der Tabelle ist neben den Trefferquoten für die Jahresmittelgrenzwerte von  $\text{NO}_2$  und PM10 auch ein PM10-Jahresmittelwert von  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ausgewertet worden. Nach [Brandt 2006] wird in NRW davon ausgegangen, dass die zulässige Anzahl von Überschreitungen des PM10-Tagesmittelwertes mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht eingehalten wird, wenn der Jahresmittelwert größer als  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ist.

Die Trefferquoten beim Jahresmittelwert von  $\text{NO}_2$  liegen bei 80 %, beim PM10-Jahresmittelwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei deutlich über 80 % und auch beim PM10-Jahresmittelwert von  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der mit dem PM10-Tagesgrenzwertkriterium korrespondiert, bei im Mittel gut 70 %. Damit ist die Einsatzmöglichkeit des Screeningmodells  $\text{IMMIS}^{\text{luft}}$  im Rahmen des Einsatzbereichs und der Modellvoraussetzungen von  $\text{IMMIS}^{\text{luft}}$  bestätigt.

Tabelle 1: Trefferquoten bei Berücksichtigung einer Fehlertoleranz von 20 % (NO<sub>2</sub>) und 10 % (PM10)

Jahr	NO <sub>2</sub> (40 µg/m <sup>3</sup> )	PM10 (40 µg/m <sup>3</sup> )	PM10 (32 µg/m <sup>3</sup> )
2003	78%	89%	67%
2004	77%	86%	64%
2005	82%	83%	83%
gesamt	79%	86%	71%

## Übertragung

Die in diesem Beitrag präsentierte Methode der Validierung wurde bereits 1999 für andere Straßenabschnitte in Deutschland in ähnlicher Form durchgeführt [Diegmann 1999]. Die damals verwendeten Daten wurden größtenteils über den LAI durch die Bundesländer zur Verfügung gestellt. Die aus NRW verwendeten Daten stammen aus z. T. allgemein zugänglichen Quellen. Es wäre somit möglich, eine analoge Untersuchung für vergleichbare Modelle durchzuführen und durch eine Vorgabe von Emissionsdaten auch *reine* Ausbreitungsmodelle in ähnlicher Form zu validieren. Durch die Verwendung von Datensätzen verschiedener Stationen über mehrere Jahre können Qualitäten und Besonderheiten einzelner Modellverfahren differenziert beurteilt werden und dem Anwender wird an Hand konkreter Beispiele der Anwendungsbereich exemplarisch dargestellt.

## Ausblick

Im Rahmen der Präsentation der Ergebnisse auf der METTOOLS 2007 wird die Validierung ergänzt um Jahresmessdaten aus 2006 für NO<sub>2</sub> und PM10 und zusätzlich über 20 Messungen des NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerts durch Passivsammler.

## Literatur

**Brandt, A., E. Falkenberg, U. Hartmann, W. Kappert, A. Kreidt, V. Pospiech, T. Wacker und S. Wurzler, 2006:** Luftreinhalteplanung in NRW, Stand und Ausblick. Jahresbericht 2005 des LUA NRW, Essen.

**Diegmann, V., Mahlau, A., 1999:** Vergleich von Messungen der Luftschadstoffbelastungen im Straßenraum mit Berechnungen des Screeningmodells IMMIS<sup>luft</sup>. — Immissionsschutz, 3, 76–83.

**Diegmann, V., Hartmann, U., 2006:** Vergleich von berechneten Luftschadstoffbelastungen mit gemessenen Luftqualitätsdaten im Straßenraum — Immissionsschutz, 2-2006, 73–77.

**EU, 1999:** Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22.4.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 163/41 vom 29.6.1999.

**IVU, 2005:** Ursachenanalyse für den Anstieg der NO<sub>2</sub>-Immissionen an verkehrsnahen Messstellen. Endbericht im Auftrag des HLUg, Wiesbaden, IVU Umwelt GmbH, Freiburg, 18 S.

**Mahlau A., Diegmann V. und Hartmann U., 2007:** Internetservice für ein landesweites kommunales Screening der Luftschadstoffsituation nach aktuellen EU-Richtlinien. METTOOLS<sup>VI</sup>, Garmisch-Partenkirchen, 2007.

## 5.2 Repräsentativität von Messstationen für die Überwachung der Luftqualität in einem verkehrsbelasteten Alpenal

Klaus Schäfer, Stefan Emeis, Herbert Hoffmann, Peter Suppan,  
Johannes Vergeiner, Julia Wittig

Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung  
Forschungszentrum Karlsruhe, Kreuzackbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen  
klaus.schaefer@imk.fzk.de  
Institut für Meteorologie und Geophysik, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck  
Innrain 52, A-6020 Innsbruck

### 1. Einleitung

Die Luftqualität in einem Alpenal 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 festgelegt. Insbesondere die Schadstoffe PM<sub>10</sub> und NO<sub>2</sub> sind derzeit im Fokus der öffentlichen Diskussion mit bereits eingeführten und in Aussicht gestellten neuen schärferen Grenzwerten ab 01.01.2010 für NO<sub>2</sub> (200 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub> dürfen nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden, Jahresmittelwert kleiner 40 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>) und PM<sub>10</sub> (50 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> dürfen nicht öfter als 7-mal im Kalenderjahr überschritten werden, Jahresmittelwert kleiner 20 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>). 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<sub>2</sub>-Immissionskonzentrationen durch eine wachsende Anzahl Dieselfahrzeuge und die Einführung moderner Kfz-Katalysatoren und -Partikelfilter weiter steigen werden, denn diese Kfz-Techniken haben erhöhte Emissionen (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 im Winter 2005/2006 wurden die räumlichen Konzentrationsverteilungen von NO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> (bzw. NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>-Verhältnis) sowie PM<sub>10</sub> unter Einbeziehung des Messnetzes des Landes Tirol untersucht. Die Messungen wurden in verschiedenen Abständen zur Autobahn durchgeführt. Auf der Grundlage von meteorologischen Messprofilen an den Hängen wurden Informationen über die Schichtung der Talatmosphäre gewonnen und interpretiert.

### 2. Untersuchungsmethode

Es wurden ein DOAS (Differentielle Optische Absorptionsspektroskopie) an der Autobahn A12 (Sendempfangseinheit auf einer Seite (570 m ü. NN) mit Retroreflektoren: a) auf der anderen Seite – Messpfad quer über die Autobahn in 10 m Höhe, b) an der Autobahn – Messpfad entlang der 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) und am Südhang (NO, NO<sub>x</sub>, Arzberg, 720 m ü. NN) sowie Wetterstationen und zur Erfassung der Schichtung der Atmosphäre ein SODAR und ein Ceilometer (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 1 zeigt die Anordnung dieser Messsysteme auf einer Landkarte. Die Messkampagne wurde von Oktober 2005 bis Februar 2006 als Teil des EU-Projektes ALPNAP durchgeführt.

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 Grenzwertüberschreitungen bei PM<sub>10</sub> und/oder NO<sub>2</sub>, die von den Messnetzen erfasst werden müssen.

Das DOAS liefert gemittelte NO-, NO<sub>2</sub>-Konzentrationen über Pfadlängen von ca. 120 m (OP SIS, 1997; Schäfer et al., 2005). Eine der Stationen des Messnetzes des Landesumweltamt Tirol – LÜT ist direkt an der Autobahn A

12 bei Vomp (560 m ü. NN) installiert (3 m Abstand). 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 Rückstreuintensität gewonnen. Die verschiedenen Messinstrumente wurden am Beginn bzw. Ende der Messkampagne untereinander und mit den Stationsmessungen des Messnetzes verglichen (Schäfer et al., 2006).



Abbildung 1: 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-Empfangseinheit des DOAS, (3) 10 m Mast mit automatischer Wetterstation, (4) Messwagen mit in situ Instrumenten für NO/NO<sub>x</sub>, CO, O<sub>3</sub> 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 NO<sub>2</sub>-Passivsammler.

### 3. Messergebnisse

In Abbildung 2 sind die Messergebnisse des DOAS für NO parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den Messungen quer über die Autobahn (Tr1) und in Abbildung 3 entsprechend für die Messungen abseits zur Autobahn (Tr3) dargestellt. Die entsprechenden Darstellungen für die NO<sub>2</sub>-Konzentrationen sind in Abbildung 3 gezeigt. Die Abbildungen zeigen eine leichte Abnahme der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen mit zunehmender Entfernung von der Autobahn (Korrelationskoeffizient R<sup>2</sup> ca. 80 % und Gradient ca. 0,85), während die NO-Konzentration deutlich abnimmt (Korrelationskoeffizient R<sup>2</sup> ca. 50 % und Gradient ca. 0,6). Die NO- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen sind somit im Wesentlichen von den Emissionen, d.h. der Verdünnung, sowie der NO<sub>2</sub>-Bildung aus NO (NO<sub>2</sub>-Zunahme, NO-Abnahme) bestimmt. Somit zeigt sich in der Umgebung einer einzelnen Quelle mit wachsender Entfernung bzw. zunehmendem „Luftalter“ eine Zunahme des NO<sub>2</sub>/NO-Konzentrationsverhältnisses. Diese unterschiedliche Entfernungabhängigkeit der NO- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen von der Emissionsquelle zeigt sich ebenfalls bei den Messungen am Standort Schwaz gegenüber den DOAS-Messungen quer über die Autobahn (siehe Abbildung 4). Allerdings sind die Verhältnisse bei ähnlichen Werten der Korrelationskoeffizienten R<sup>2</sup> und der Gradienten umgekehrt gegenüber der Betrachtung der Konzentrationen der 3 DOAS-Messpfade, denn die NO<sub>2</sub>-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<sub>x</sub>-Chemie zu erklären, d.h. die NO<sub>2</sub>-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 NO<sub>2</sub>-Emissionen verursacht).

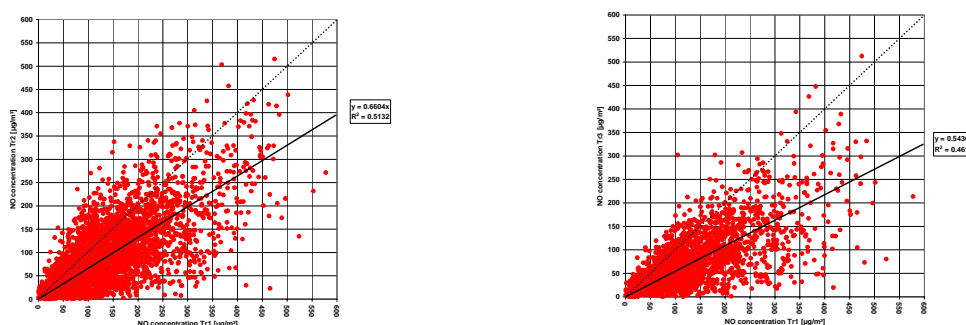


Abbildung 2: Links: NO-Konzentrationen parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den NO-Konzentrationen quer über die Autobahn (Tr1). Rechts: NO parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den NO-Konzentrationen abseits zur Autobahn (Tr3). Eine 1 : 1 Linie (gepunktet) und eine lineare Regressionskurve sind jeweils eingetragen.

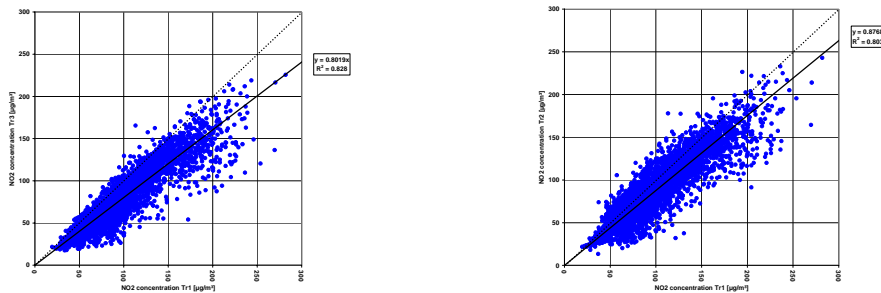


Abbildung 3: Links: NO<sub>2</sub>-Konzentrationen parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen quer über die Autobahn (Tr1). Rechts: NO<sub>2</sub> parallel zur Autobahn (Tr2) in Abhängigkeit von den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen abseits zur Autobahn (Tr3). Eine 1 : 1 Linie (gepunktet) und eine lineare Regressionskurve sind jeweils eingetragen.

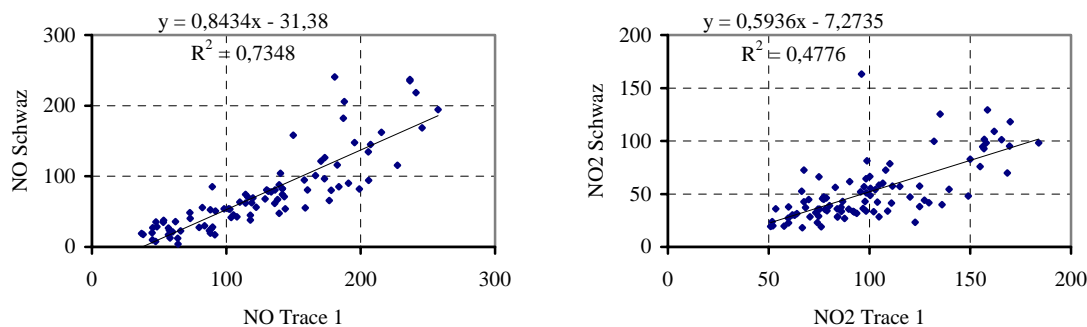


Abbildung 4: Links: Tagesmittelwerte der NO-Konzentrationen an der Station bei Schwaz in Abhängigkeit von den NO-Konzentrationen quer über die Autobahn (Tr1). Rechts: Tagesmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen an der Station bei Schwaz in Abhängigkeit von den NO<sub>2</sub>-Konzentrationen quer über die Autobahn (Tr1).

#### 4. Zusammenfassung

Die typischen winterlichen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen sind direkt an der Autobahn 50 – 200 µg/m<sup>3</sup>, bei Schwaz: 10 – 100 µg/m<sup>3</sup> und bei Arzberg: 10 – 50 µg/m<sup>3</sup>.

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.

#### 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, Esther Grießer, Carsten Jahn und Andreas Krismer für die gute Zusammenarbeit.

#### 6. Literatur

Carslaw, D.C.: Evidence of an increasing NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> 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, Sweden, 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. Leitl, 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.

### 5.3 Qualitative Mindestanforderungen und Prüfliste an meteorologische Daten zur Anwendung im Rahmen von Immissionsprognosen.

Werner-Jürgen Kost, Jost Nielinger, Markus Hasel

iMA Richter & Röckle GbR, NL-Stuttgart, Hauptstr. 54, D – 70839 Gerlingen  
E-Mail: kost@ima-umwelt.eu

#### Einleitung

In Genehmigungsverfahren und insbesondere bei Verfahren der 4.BImSchV (Spalte 1) wird obligatorisch immer eine Immissionsprognose durch die Genehmigungsbehörde gefordert. In Verbindung mit der Schornsteinhöhenberechnung sind dies die beiden Hauptgutachten um die sich, zumindest bei Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung, die heftigsten Diskussionen entfachen.

Zum einen wird durch die Schornsteinbauhöhe das Untersuchungsgebiet festgelegt in dem u.a. auch die UVU durchzuführen ist und zum anderen erhält man aus der Immissionsprognose die Information über die zu erwartende Zusatzbelastung. Zeigt die Immissionsbelastung, dass nur mit einer irrelevanten Zusatzbelastung zu rechnen ist, so kann i.d.R auf eine Betrachtung bzw. Untersuchung der Vorbelastung (d.h. oft Messung) verzichtet werden.

Vor diesem Hintergrund wird deutlich, welche Bedeutung der Güte einer Immissionsprognose in solchen Verfahren zukommt. Nachdem nun in einzelnen Bundesländern Leitfäden zur Erstellung einer Immissionsprognose erstellt wurden, erscheint es nur logisch sich intensiver mit der meteorologischen Datenbasis zu beschäftigen. In der Vergangenheit hatte man vielfach das Gefühl, dass Gutachter ihr „Heil“ in der Qualifizierten Prüfung meteorologischer Daten eines Wetterdienstes suchten, obwohl darin üblicherweise klare Einschränkungen der Anwendbarkeit formuliert werden. Dennoch enthebt dies den Gutachter bei Leibe nicht, sich selbst intensiv mit der Standortmeteorologie auseinander-zusetzen.

#### Suche nach der guten meteorologischen Datenbasis

Am Anfang einer jeden Immissionsprognose sind immer zwei wesentliche Schritte zu vollziehen.

1. Beurteilung des topographischen Einflusses für den potentiellen Standort der geplanten Anlage, für die eine Immissionsprognose durchzuführen ist und
2. Suche nach dafür anwendungsfähigen meteorologischen Daten.

Je nach Fragestellung, insbesondere in Abhängigkeit vom Emissionsniveau, sind Daten einer nahegelegenen meteorologischen Messstation „brauchbar“ oder nicht.

Ein Gutachter, der seriös eine Immissionsprognose erstellen möchte, ist gezwungen, folgende Prüfungen vorzunehmen:

- Topographie am Standort der Anlage.
- Topographie am Standort der meteorologischen Messanlage (Beeinflussung der Messgeräte, etc.).
- Qualität der meteorologischen Messeinrichtung (WMO-Standard?, Messhöhe, Umfeld, , Rauigkeitseinflüsse, etc.)
- Welche Daten (Parameter) werden wie und wann aufgezeichnet (temporäre oder lückenhafte Aufzeichnungen z.B. an Landeplätzen oder von Kommunen, etc.)
- Stammen die Daten aus einem Qualität-gesicherten Unternehmen (ISO 9000, DIN EN ISO/IEC 17025, etc.)
- Aktualität der Daten (z.B. geänderte Bebauungsstrukturen)

Es ist oft kaum möglich, alle oben formulierten Prüfpunkte zufriedenstellend zu beantworten. Dennoch trägt der Prognose-Gutachter letztendlich allein die Verantwortung für eine methoden- und planungssichere Immissionsprognose.

Für Einwender ist es oft ein Leichtes, genau die oben aufgeführten Punkte im Rahmen von Erörterungsterminen dezidiert nachzufragen und zu prüfen, da auch diesem Personenkreis diese Problematik bekannt ist.

Hat man allerdings diese oben aufgeführten Punkte geprüft und positiv für die durchzuführende Immissionsprognose beantwortet, so kann man sich beruhigt jeder Diskussion stellen.

### Beispiele typischer nicht anwendungsfähiger meteorologischer Daten

In der ersten Gruppe von Abbildungen sind typische Fehler in Bezug auf die Erhebung meteorologischer Daten gezeigt. Es mag vielleicht dem Anschein nach trivial erscheinen, aber dennoch wurden Daten gerade dieser Messstationen für die Erstellung von Immissionsprognosen angeboten.

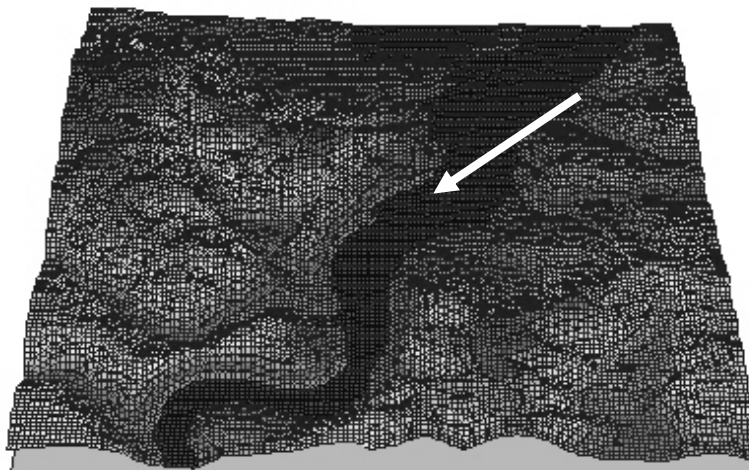


**Abb 1:** Billige Montage um jeden Preis



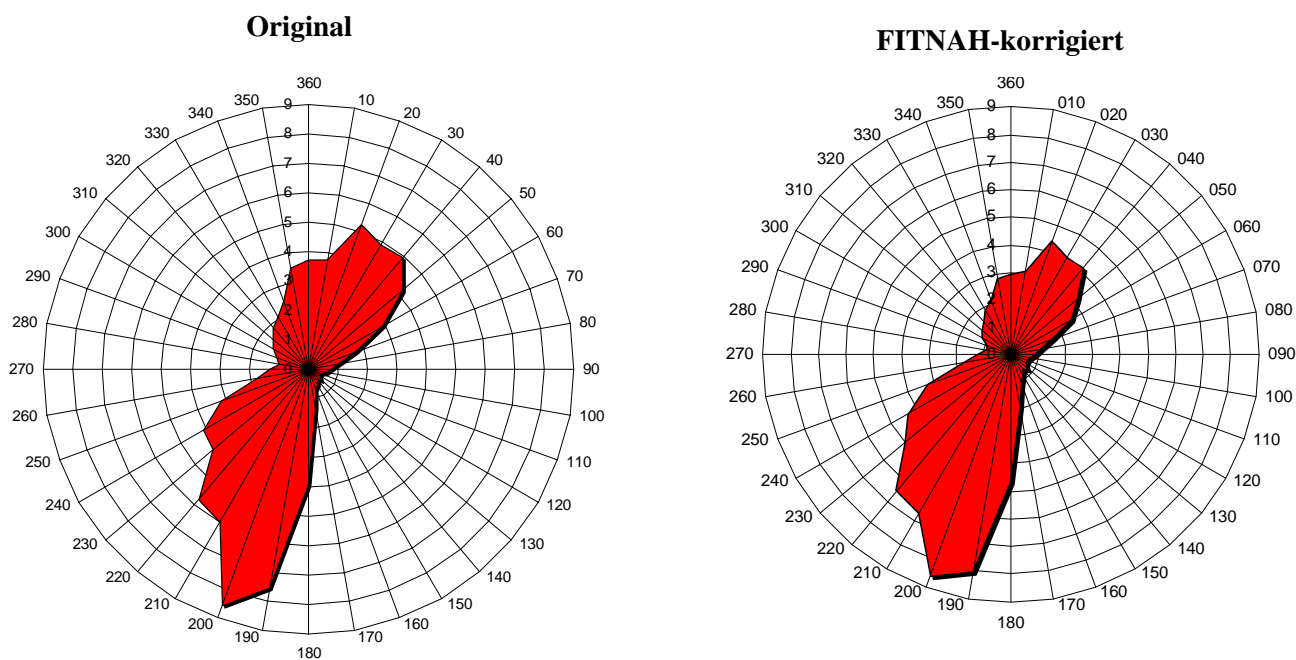
**Abb. 2:** Falsche Messhöhe und Einfluss durch Baulichkeiten

Vielleicht besteht bei diesen Messeinrichtungen ein anderes Interesse, was diese Messstrukturierung erfordert, aber eine Anwendung für Immissionsprognosen verbietet sich hier von selbst. In einem zweiten Beispiel wird eine Windverteilung gezeigt, die sicher nicht in die Topographie für eine Immissionsprognose passt. Das „tiefe“ Vertrauen in „Übertragene Daten“ und „Geprüfte Daten“, wie sie von einzelnen Wetterdiensten angeboten werden, verdienen nicht immer das Prädikat sinnvoll. Ein Beispiel ist in den Abbildungen 3 bis 5 dargestellt.



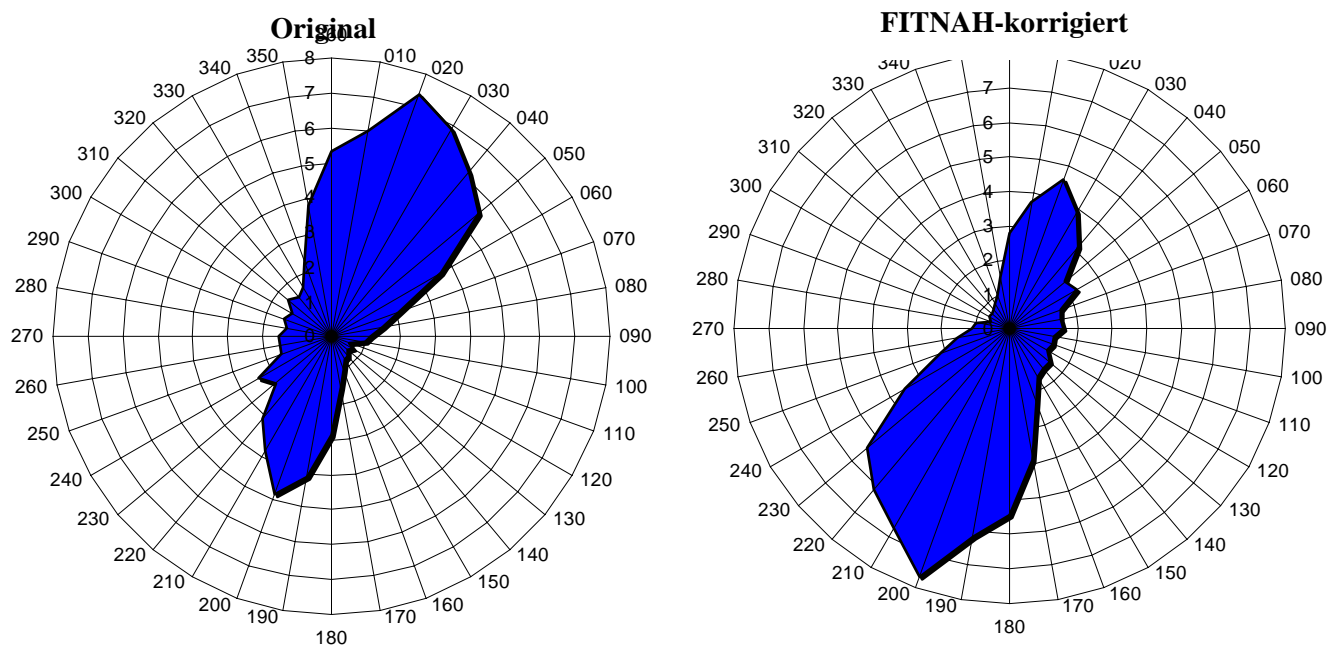
**Abb. 3:** Untersuchungsgebiet mit Standort (Pfeil) für eine Immissionsprognose





**Abb. 4:** Windverteilungen für Immissionsprognose; links Vorschlag eines Wetterdienstes und rechts nach Prüfung und Modifikation mit dem prognostischen Modell FITNAH

Nach dem ersten Eindruck scheint kein großer Unterschied zwischen der linken und der rechten Windverteilung zu bestehen. Deutlich wird der Unterschied allerdings, wenn man sich die Verteilungen für Schwachwindwetterlagen (Abbildung 5) ansieht. Dann wird augenfällig, dass der Kaltluftstrom in der von dem Wetterdienst empfohlenen Verteilung unwahrscheinlicherweise sehr häufig talaufwärts strömen soll.



**Abb. 5:** Windverteilungen für Schwachwindlagen; links Vorschlag eines Wetterdienstes und rechts nach Prüfung und Modifikation mit dem prognostischen Modell FITNAH

Als Resümee kann festgestellt werden, dass man nur die meteorologischen Daten anwenden sollte, die man selbst mit Sachverstand geprüft hat und auch selbst vor Gericht vertreten würde.

## 5.4 Geländesteigungen zwischen 1:7 und 1:1 in Genehmigungsverfahren – Standardverfahren nach TA Luft und Verwendung prognostischer Windfelder.

Jost Nielinger<sup>1)</sup>, Werner-Jürgen Kost<sup>1)</sup>, Uwe Hartmann<sup>2)</sup>, Markus Hölscher<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup>iMA Richter & Röckle GbR, Niederlassung Stuttgart, Hauptstr. 54, D – 70839 Gerlingen,

E-Mail: [nielinger@ima-umwelt.eu](mailto:nielinger@ima-umwelt.eu)

<sup>2)</sup>Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) NRW, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen

### Einleitung

Die TA Luft beschränkt in der Ausbreitungsrechnung für Genehmigungsverfahren die Anwendung des Standard-Windfeldmodells auf Beurteilungsgebiete mit Steigungen von maximal 1:5. Dieses Kriterium wird in der Praxis an zahlreichen Standorten in deutschen Mittelgebirgen überschritten. In diesen Fällen ist die weitere Vorgehensweise bislang nicht geregelt, was in Genehmigungsverfahren häufig zu Diskussionen führt.

Die Einschränkung in Bezug auf die Geländesteigung ergibt sich aus den begrenzten Möglichkeiten des diagnostischen Windfeldmodells zur realistischen Strömungsberechnung in steilem Gelände (Strömungsablösungen usw.). Ursache dafür ist das stark vereinfachte mathematische Gleichungssystem zur Beschreibung der physikalischen Strömungsvorgänge im diagnostischen Windfeldmodell.

Im Gegensatz dazu lösen so genannte prognostische Strömungsmodelle die vollständigen dreidimensionalen Bewegungsgleichungen und sind daher in der Lage, auch in steilem Gelände realistische Strömungsstrukturen zu berechnen. Aus diesem Grund gelten die prognostischen Strömungsmodelle als für solche Gelände geeignete Windfeldmodelle.

Gegenwärtig ist nicht bekannt, in wie fern sich die Resultate immissionsseitig ähneln oder unterscheiden, wenn für unterschiedliche Geländesteigungen die Windfelder der diagnostischen bzw. der prognostischen Modelle in der Ausbreitungsrechnung verwendet werden. Man weiß auch nicht, ob sich bei einer Steigung 1:5 ein „fließender Übergang“ zwischen den Immissions-Ergebnissen ergibt.

Die iMA Richter & Röckle hat daher im Auftrag des LANUV eine Studie angefertigt, in der die Verwendung von Windfeldern unterschiedlicher Modelltypen in der Ausbreitungsrechnung immissionsseitig, insbesondere im Hinblick auf die Lage der Immissionsfelder, untersucht wurde.

### Vorgehensweise

Für die Ausbreitungsrechnung wurde das Simulationsmodell LASAT (Janicke, s. <http://www.janicke.de/de/lasat.html>) in der Version 2.14.12 verwendet. Dieses Modell bietet handwerklich praktikablere Möglichkeiten, externe Windfelder einzubinden, als dies mit dem Standardverfahren AUSTAL2000 möglich ist. LASAT wurde aber grundsätzlich im AUSTAL2000-Modus betrieben.

Die Ausbreitungsrechnungen wurden mit Windfeldern von 3 verschiedenen Modelltypen durchgeführt:

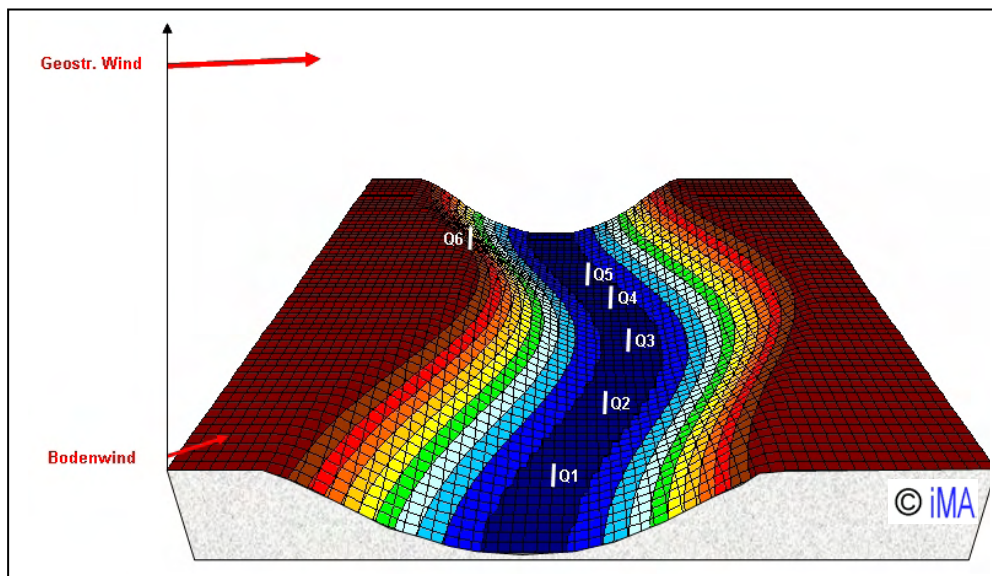
- Das implementierte diagnostische Windfeldmodell **lprwnd** (Version 2.6, entspricht TALdia von AUSTAL2000)
- Das prognostische Strömungsmodell **FITNAH** (infos bei [nielinger@ima-umwelt.de](mailto:nielinger@ima-umwelt.de))
- Das prognostische Strömungsmodell **Metras-PC** (infos bei [schluenzen@dkrz.de](mailto:schluenzen@dkrz.de))

Es wurden 6 verschiedene Simulationsgebiete verwendet. Dabei handelt es sich jeweils um ein Süd-Nord-orientierten Talverlauf, der leicht mäandriert (s. Abb.1). Die Steigung der Talflanken wurde von 1:1 über 1:2, 1:3, 1:4, 1:5 und 1:7 variiert. Zum Vergleich wurde außerdem ein völlig ebenes Gelände berechnet. Das Tal war gegenüber der umgebenden Hochebene 150 m tief eingeschnitten. Die horizontale Auflösung betrug 100 m (Modellgebietsgröße 6.000 m x 6.000 m), die vertikale in Bodennähe 3 m (LASAT) bzw. 10 m (prognostische Modelle).

Innerhalb des Tales wurden an verschiedenen Standorten (s. Abb. 1) Emissionsquellen in Höhen von 2 m, 10 m (beide bis 1 m über Grund verschmiert), 15 m, 20 m, 40 m, 75 m und 120 m über Grund angesetzt. Der erste Fall soll dabei die Anwendungen außerhalb der TA Luft, z.B. bei bodennahen Geruchsquellen oder auch diffusen Emissionen bei Lager- und Umschlagplätzen, abbilden.

Es wurde jeweils eine Einzelfallsituation mit einem geostrophischen Wind (Druckfeld) aus 265° und 4 m/s Windgeschwindigkeit bei neutraler Schichtung (AK III/1) simuliert.

Die Windfelder der prognostischen Modelle FITNAH und Metras-PC wurden unter Berücksichtigung der (unterschiedlichen) Gitterstrukturen und unter Wahrung der Divergenzfreiheit der Windfelder auch im LASAT-Gitter übertragen.

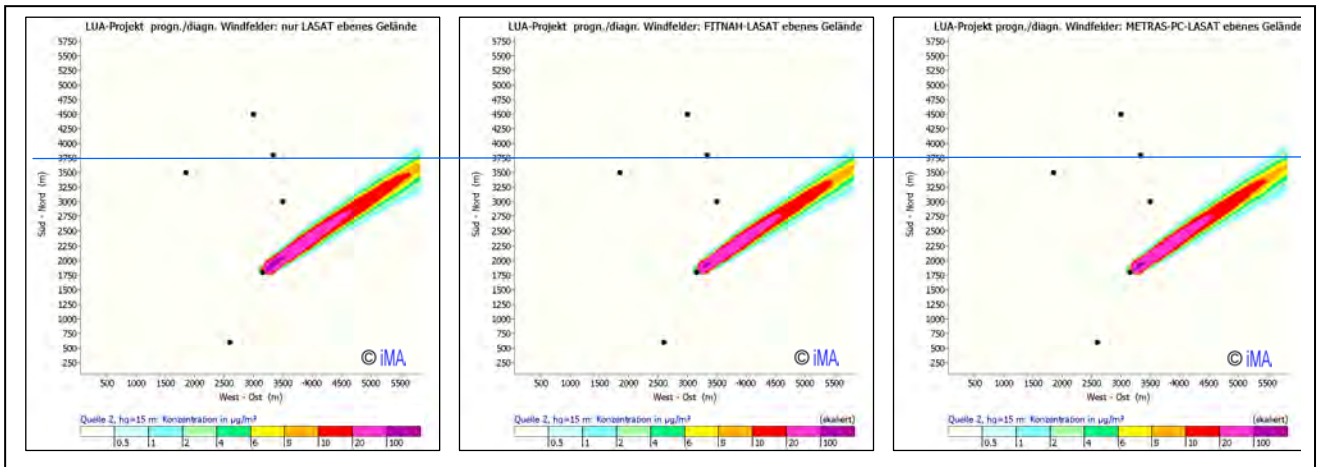


**Abb. 1:** Modellgebiet (Beispiel: Steigung 1:7) in überhöhter Darstellung mit Quell-Positionen und skizzierten Windverhältnissen (links)

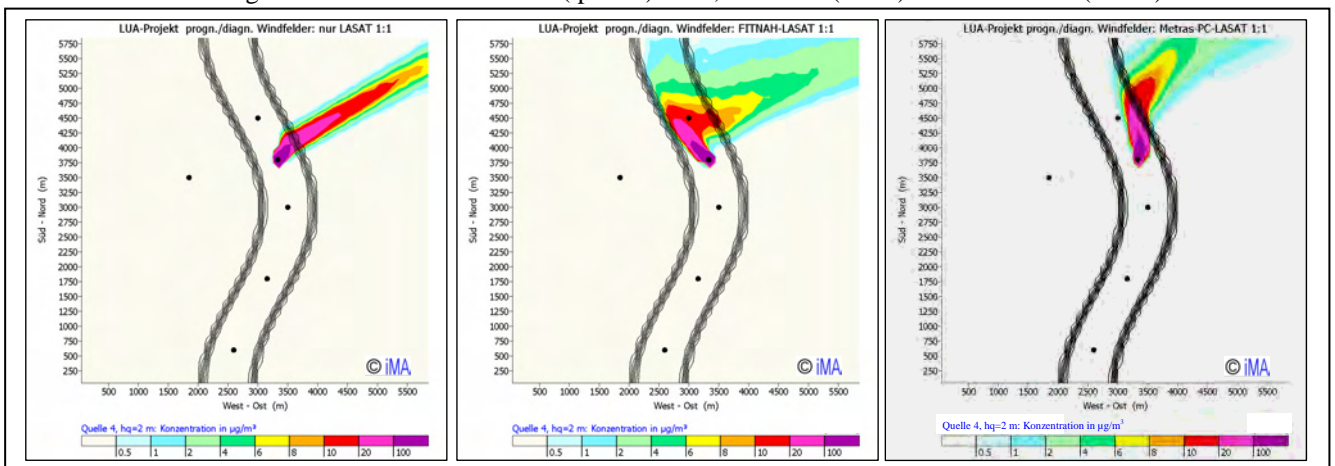
## Ergebnisse

Die Immissionsfelder bei der Referenzberechnung in ebenem Gelände gleichen sich nahezu vollständig (Abb. 2, Beispiel der Quelle Q2, 15 m).

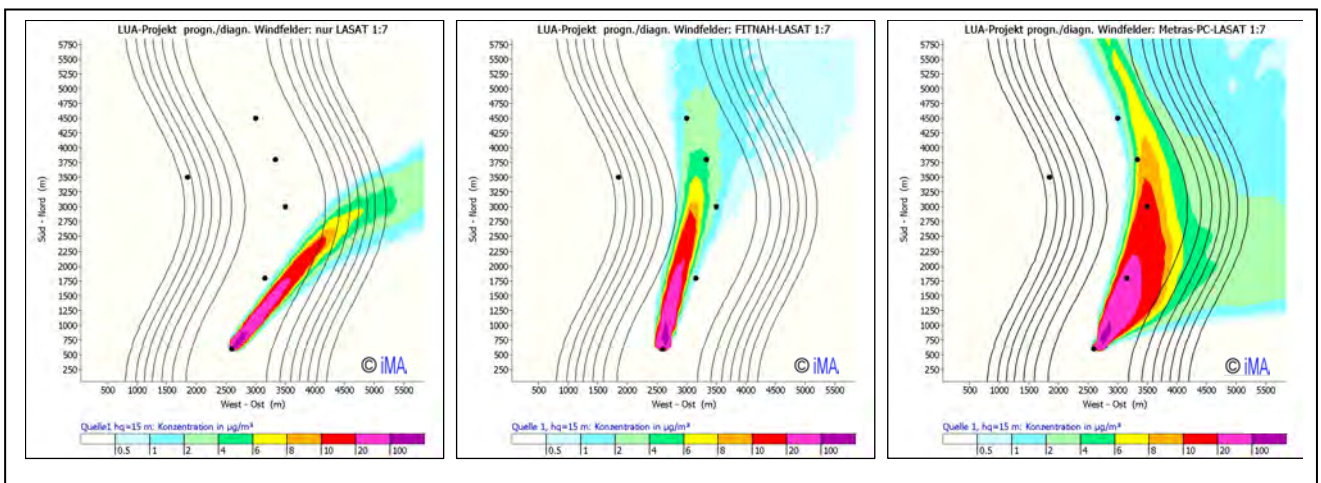
Im sehr steilen Gelände (Steigung 1:1) treten insbesondere in den Bereichen hoher Konzentrationen deutliche Unterschiede auf. So zeigen die Resultate mit den prognostischen Windfeldern markante Kanalisierungs- und Talwirbel-Effekte, während sich das diagnostische Modell relativ unbeeindruckt vom Gelände zeigt (Abb. 3, Beispiel der Quelle Q4, 2 m), ein Effekt, der naturgemäß bei bodennahen Quellen am deutlichsten auftritt.



**Abb. 2:** Immissionskonzentrationen über ebenem Gelände am Beispiel einer 15 m hohen Quelle. Berechnung mit Windfeld von LASAT (lprwnd) links, FITNAH (Mitte) und Metras-PC (rechts)



**Abb. 3:** Immissionskonzentrationen über steilem Gelände (1:1) am Beispiel einer 2 m hohen Quelle. Berechnung mit Windfeld von LASAT (lprwnd) links, FITNAH (Mitte) und Metras-PC (rechts)



**Abb. 4:** Immissionskonzentrationen über moderat steilem Gelände (1:7) für eine 15 m hohe Quelle. Berechnung mit Windfeld von LASAT (lprwnd) links, FITNAH (Mitte) und Metras-PC (rechts)

Bemerkenswert ist, dass geländebedingte Unterschiede auch schon bei moderaten Steigungen von 1:7 auftreten (Abb. 4, Quelle Q1, 15 m hoch). Die Studie wird derzeit weiter ausgewertet. Im Vortrag wird auf einzelne Fälle auch mit Analysen der Strömungsstrukturen eingegangen.

## 5.5 Über Richard Aßmanns genaue Temperaturmessung, über alte und neue Messtechnik und über das Wettermuseum Lindenberg

Bernd Stiller

Wettermuseum e. V., OT Lindenberg 15848 Tauche, Email: verein@wettermuseum.de

Für Meteorologen und Interessierte der Geschichte der Naturwissenschaften gleichermaßen interessant lesen sich die Geschichten rund um die Entwicklung des Aspirationspsychrometers, die uns Hans Steinhagen (Lindenberg) aufgeschrieben hat. Aus Steinhagens 400seitiger Aßmann-Biographie möge der nachfolgende kleine Text-Auszug Anreiz zum Weiterlesen sein, als Beleg für Forscherdrang und „Qualitätssicherung“ im 19. Jahrhundert gelten und den Bogen spannen zu unverändert notwendiger Hinterfragung von Messergebnissen bis in die heutige Zeit.

„Aßmann begann gleich am Tag nach seiner Ankunft mit den Messungen. Wegen der Vielzahl der Instrumente und der Notwendigkeit der gleichzeitigen Ablesung benötigte er die Mithilfe seiner Frau und des Sämtis-Beobachters Konrad Saxer. Die verschiedenen Messprogramme erforderten Ablesungen der Instrumente in Zeitintervallen von ein bis fünf Minuten und damit die höchste Aufmerksamkeit aller Beteiligten. Bei diesen Messungen musste Aßmann immer wieder neue Erfahrungen sammeln. Ein Ereignis, das er selbst beschreibt, ist besonders interessant, weil darin über die Mitwirkung seiner Frau berichtet wird.

*Es ist den unerwarteten Ergebnissen dieser Reihe (4. Juli 1889 von 07:48 bis 08:55 Uhr) gegenüber nothwendig, vorweg noch besonders zu erklären, dass meine Frau in Folge langjähriger Uebung in den Ablesungen der Thermometer vollkommen sicher ist. Bald nach Kenntnisaufnahme von den ersten Ablesungen fiel mir die merkwürdige Thatsache auf, dass die von meiner Frau ausgeführten Beobachtungen des beschatteten Standard-Instrumentes fast ausnahmslos erheblich höhere Werte ergaben, als die des besonnten Apparates. Ich kontrollierte deshalb wiederholt die Ablesungen, konnte jedoch stets die Richtigkeit derselben, sowie die merkwürdige Erscheinung selbst konstatieren. Leider gelang es mir nicht, während der Beobachtungen selbst den Grund dieses eigenthümlichen Verhaltens zu entdecken, obwohl meine Frau wiederholt mich darauf aufmerksam machte, dass bei jeder Ablesung ein plötzliches Steigen des beobachteten Instrumentes um mehrere Zehntelgrad stattfände.*

*Erst nach Beendigung der 58 Ablesungen umfassenden Reihe fand ich den Schlüssel zu diesem Räthsel, welches darin bestand, dass ein beschattetes Instrument im Mittel um 0,31 ° höher steht, als ein intensivster Sonnenstrahlung ausgesetztes. Da diese, wenn auch unerwünschte Erfahrung für die rationelle Benutzer des Aspirations-Psychrometers von prinzipieller Bedeutung ist, muss ich etwas näher auf die begleitenden Umstände eingehen. ...“ (aus dem Abschnitt „Untrügliche Beweise vom Sämtis“, STEINHAGEN 2005, S. 158/159).*

Als Ursache fand Aßmann, dass seine Frau bei der Ablesung gegen die Sonne sehen musste, hierdurch wurde die Vorderfläche ihrer Kleidung, bestehend in einem „schwarzen Tuchkleide“, intensiv bestrahlt und erheblich über die Temperatur der Luft erwärmt. Zusätzlich unterstützt von der Windrichtung gelangte so die erwärmte Luft zu den unteren Öffnungen des Psychrometers.

In der Folge durfte Aßmanns Frau ihr schwarzes Tuchkleid während der Messungen nicht mehr anziehen und in den Pausen zwischen den Messungen mussten die Beobachter sich mit ihrer Vorderseite jeweils im Schatten befinden. Diese Episode zeigt, dass Aßmann alle Messungen mit höchster Genauigkeit und Sorgfalt ausführte. Das Ergebnis der Auswertung aller Messungen auf dem Säntis gibt unter Verwendung einer Zusammenstellung bei STEINHAGEN 2005 die Tabelle 1 wieder.

Auch fast 120 Jahre später kann es bei Verwendung unterschiedlicher Messsysteme (übereinstimmende Messhöhe und Footprints vorausgesetzt) bei parallel durchgeführten Lufttemperaturmessungen durchaus häufig zu Abweichungen zwischen zwei Systemen in der Größenordnung bis 0,5 K und in Einzelfällen auch über 0,5 K kommen, ohne dass es sich um einen Systemausfall handelt.

Der Autor fand solche Ergebnisse bei Untersuchungen zur Qualitätssicherung mikrometeorologischer Messungen in den Jahren 2001-2004 (vgl. hierzu STILLER/BEYRICH 2004) mit den Messsystemen Frankenberger Psychrometer (Fa. Friedrichs) und HMP-Sensoren der Fa. Vaisala (HMP35 und HMP45D) am Meteorologischen Observatorium Lindenberg.

Bereits mit diesen Themen könnte man am Standort des MOL Richard-Aßmann-Observatorium den Bogen über mehr als 100 Jahre Meteorologie spannen. Der am 15.09.2006 gegründete und inzwischen auf über 40 Mitglieder angewachsene Verein „Wettermuseum e. V.“ hat aber mehr vor, denn mit Aßmann verbinden wir nicht nur das Aspirationspsychrometer, sondern auch wissenschaftliche Luftfahrten und die Entdeckung der Stratosphäre (1902 zugleich mit L. Teisserence de Bort). Als „Vater der Aerologie“ wies er der Meteorologie den Weg in die dritte Dimension, wobei der Standort Lindenberg eine herausgehobene Position behielt. Hier begann insbesondere P. Duckert etwa 1926 unter Verwendung von Erfahrungen in Frankreich (R. Bureau) und Russland (R. Moltschanow) mit der Entwicklung einer deutschen Radiosonde. Nach umfangreichen Testmessungen z. T. an Drachen und Fesselballonen konnten rechtzeitig zu Beginn des Internationalen Polarjahres 1932/1933 die ersten operationell an frei fliegenden Ballonen einsetzbaren Lindenberger Radiosonden vorgestellt werden (NEISSER/STEINHAGEN 2005).

Beim Aufbau eines Meteorologiemuseums („Wettermuseums“) wird also die Aerologie eine wichtige Rolle spielen, im März 2007 hat die auch baugeschichtlich interessante 12 m hohe denkmalgeschützte „Ballonhalle West“ in Lindenberg ein neues Dach erhalten und wird derzeit zur Ausstellungshalle entwickelt. Der Einsatz und die Weiterentwicklung meteorologischer Drachen in Lindenberg (hier wird auch immer noch der Höhenweltrekord gehalten) kann somit in einem authentischen Gebäude der Öffentlichkeit gezeigt werden. Inwieweit die

umfangreiche vereinseigene Radiosondensammlung ebenfalls in dieser nicht beheizbaren Halle gezeigt werden kann, wird derzeit noch diskutiert.

In den nächsten Jahren werden sicherlich weitere Module hinzukommen, wenigstens einmal auch wieder in Rückgriff auf Aßmann, der die erste deutsche Zeitungswetterkarte initiierte (1880 in Magdeburg).

Tabelle 1 Mittlere Temperaturdifferenzen der Instrumente bezogen auf das Standard-Aspirations-Psychrometer (Angaben bei STEINHAGEN 2005)

Instrumententyp	Temperaturdifferenz in K
Injektor-Aspirations-Psychrometer	– 0,02
Sigsfeld-Aspirations-Thermometer	± 0,00
Altes Einrohr-Aspirations-Psychrometer	– 0,71
Zweirohr-Aspirations-Psychrometer mit Saugbalg	– 1,20
Zweirohr-Aspirations-Psychrometer mit Injektor	– 0,47
Schleuder-Psychrometer	– 0,96
Freihängendes Thermometer	– 1,30

## Literatur

Neisser, J., H. Steinhagen: Die Historie des MOL 1905–2005. promet, Jahrg. 31, Nr. 2–4, 2005

Steinhagen, H.: Der Wettermann – Leben und Werk Richard Aßmanns, Findling Buch- und Zeitschriftenverlag 2005, 400 S.

Stiller, B., Beyrich, F.: Abschlussbericht zum Forschungsprojekt Energieaustausch über heterogener Unterlage in flachem Gelände (VERTIKO-DWD1) 2004, 47 S. in: Christian Bernhofer und Barbara Köstner (Hrsg.), 2006: Vertikaltransporte von Energie und Spurenstoffen an Ankerstationen und ihre räumliche und zeitliche Extrapolation unter komplexen natürlichen Bedingungen (VERTIKO) (ISBN 3-86005-480-5)

## 5.6 Qualitätssicherung in der Anwendung von Ausbreitungsmodellen Stand und Vorstellung der Arbeiten in der KRdL des VDI/DIN

Müller Wolfgang J.<sup>1</sup>; Bächlin W.<sup>2</sup>, Ahrens D.<sup>3</sup>, Brünger H.<sup>4</sup>, Diegmann V.<sup>5</sup>, Halbig G.<sup>6</sup>,  
Hartmann U.<sup>7</sup>, Janicke. U.<sup>8</sup>, Ludes G.<sup>9</sup>, Petrich R.<sup>10</sup>, Rau M.<sup>11</sup>, Richter C.-J.<sup>12</sup>,  
Röckle R.<sup>12</sup>, Puhmann G.<sup>13</sup>, Schlünzen H.<sup>14</sup>, Trukenmüller A.<sup>15</sup>

<sup>1</sup> ehem. NLÖ, Hannover; <sup>2</sup> Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe; <sup>3</sup> Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Karlsruhe; <sup>4</sup> KRdL im VDI und DIN, Düsseldorf; <sup>5</sup> IVU Umwelt GmbH, Freiburg; <sup>6</sup> Deutscher Wetterdienst, Offenbach; <sup>7</sup> Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz, Essen; <sup>8</sup> Ingenieurbüro Janicke, Meersburg; <sup>9</sup> simuPLAN, Dorsten; <sup>10</sup> IFU GmbH, Lichtenau; <sup>11</sup> Ingenieurbüro Rau, Heilbronn <sup>12</sup> IMA - Richter & Röckle, Freiburg; <sup>13</sup> TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG, Hamburg; <sup>14</sup> Meteorolog. Inst. ZMAW Universität Hamburg; <sup>15</sup> Umweltbundesamt, Dessau

Auf der Tagung METTOOLS V wurde die Notwendigkeit einer intensiveren Qualitätssicherung in der Anwendung von Ausbreitungsmodellen in der Mikroskala vorgetragen (1). Die dort dargestellten Erfahrungen aus „Ringversuchen“ auf nationaler und internationaler Ebene zeigen den dringenden Bedarf der Erarbeitung von Standardisierungskriterien. Die lebhaften Diskussionen während METTOOLS V führten zu dem allgemeinen Wunsch der intensiveren Behandlung dieses Themas auch im VDI. Der Fachbereich II „Umweltmeteorologie“ in der KRdL des VDI/DIN hat diese Aufgabenstellung aufgenommen und Richtlinien zur Qualitätssicherung einzelner Modelle (2,3) sowie eine Arbeitsgruppe unter dem Titel „Qualitätssicherung in der Immissionsprognose - Anlagenbezogener Immissionsschutz, Ausbreitungsrechnung gemäß TA Luft“ gebildet. Die Richtlinie soll als VDI RL 3783 Blatt 13 in 2007 als Gründruck erscheinen. Die Mitglieder der AG repräsentieren einen breiten Querschnitt von Behörden, Hochschulen und privaten Gutachtern. Im Unterschied zu bestehenden, landesspezifischen Leitfäden (4-6) stellt die Richtlinie durch ihren Werdegang im Rahmen eines bundesweiten Einspruchsverfahrens einen länderübergreifenden Konsens dar.

### 1. Anwendungsbereich der Richtlinie

Im Bereich des anlagenbezogenen Immissionsschutzes werden zur Ausbreitungsrechnung Vorgaben und Vorschriften in der TA Luft, insbesondere in ihrem Anhang 3, gemacht. Diese Angaben reichen für eine Qualitätssicherung bei der Erstellung von Immissionsprognosen nicht aus, sie werden durch diese Richtlinie ergänzt.

Ein besonderes Augenmerk wird in der Richtlinie auf die Qualitätsziele

- Vollständigkeit,
- Nachvollziehbarkeit und
- Plausibilität der Dokumentation,

zum Beispiel im Rahmen eines Gutachtens, gelegt. Die Richtlinie ist somit ein Hilfsmittel zur Sicherung der Qualität sowohl für die Erstellung einer Immissionsprognose (Prozessorientierte Qualitätssicherung) als auch für die Prüfung einer Immissionsprognose durch Dritte (Ergebnisorientierte Qualitätssicherung). Ebenso soll sie im Bereich von Genehmigungsverfahren die Vorprüfung von Gutachten durch Verwaltungspersonal erleichtern und der Verfahrenssicherheit dienen.

### 2. Aufbau der Richtlinie

Im Hauptteil der Richtlinie werden Anforderungen zur Beschreibung der Immissionssituation, zur Festlegung von Modellparametern für die Ausbreitungsrechnung und zur Darstellung der



Ergebnisse aufgeführt und erläutert. Die Gliederung sieht nach derzeitigem Stand wie folgt aus:

### **Anforderungen an eine Immissionsprognose**

1. Aufgabenstellung
2. Beschreibung der örtlichen Verhältnisse
3. Beschreibungen des Betriebes und der Anlagen
4. Schornsteinhöhenberechnung
5. Beschreibung der Quellen und Ihrer Emissionen
6. Deposition Staub, Quecksilber, Stickstoffdeposition
7. Meteorologische Daten, räumliche, zeitliche Repräsentanz
8. Rechengebiet, Rauigkeit der Oberfläche, Anemometerposition, Anemometerhöhe, Rauigkeitslänge
9. Komplexes Gelände, Bebauung
10. Statistische Sicherheit des TA Luft Modells
11. Darstellung und Diskussion der Ergebnisse, Tabellen, Karten, Protokoll der Rechenläufe

Ein Anhang der Richtlinie, der den gleichen Aufbau wie der Hauptteil der Richtlinie hat, enthält zu diesen einzelnen Qualitätskriterien weiterführende Erläuterungen und Anmerkungen bezogen auf das Programmsystem AUSTAL2000. Ein weiterer Anhang enthält eine Prüfliste, in der die Vollständigkeit, Nachvollziehbarkeit und Plausibilität dieser Qualitätsanforderungen in Bezug auf eine konkrete Immissionsprognose vermerkt werden kann.

### **3. Folgeblatt**

Das geplante Folgeblatt wird sich mit der Qualitätssicherung bei der Ausbreitungsmodellierung bei Kraftfahrzeug bedingten Immissionen befassen.

### **Literatur**

(1) Bächlin W., Müller W.J., Lohmeyer A.: Qualitätssicherung in der mikroskaligen Modellierung, METTOOLS V (2003), <http://www.lohmeyer.de/downloads/publikationen>

(2) VDI: Umweltmeteorologie – Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle -

Evaluierung für Gebäude- und Hindernisumströmung. VDI Richtlinie 3783, Blatt 9, VDI Düsseldorf (2005).

(3) VDI: Umweltmeteorologie – Prognostische mesoskalige Windfeldmodelle – Evaluierung für dynamisch und thermisch bedingte Strömungsfelder. VDI Richtlinie 3783, Blatt 7, VDI Düsseldorf, in Vorbereitung (2008).

(4) Ahrens D.; Richter, C.-J.; Röckle, R.: Leitfaden zur Beurteilung von TALuft Ausbreitungsrechnungen in Baden-Württemberg. (2004),

<http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/14244>

(5) Hartmann U., Hölscher M.: Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TALuft und Geruchsimmisionsrichtlinie. Merkblatt 56 (2006), <http://www.lanuv.nrw.de/luft/ausbreitung/leitfaden.htm>

(6) Petrich R.: Immissionsprognosegutachten - Leitfaden für die Erstellung und Bewertung, Sachsen (2005),

[http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/luft-laerm-klima\\_3809.html](http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/luft-laerm-klima_3809.html)

## 5.7 SYSTWARN – Ein Tool zur operationellen Datenprüfung von Luftgütedaten am Umweltbundesamt

F. Kreienkamp, W. Enke und A. Spekat

Climate and Environment Consulting Potsdam GmbH (www.cec-potsdam.de)  
[arne.spekat@cec-potsdam.de](mailto:arne.spekat@cec-potsdam.de)

### Zusammenfassung

Luftgütedaten werden an hunderten von Orten in ganz Deutschland erhoben. Die sich daraus ergebenden Datenmengen können nicht mehr per Hand geprüft werden. Automatische Kontrollsysteme sind unabdingbar. In den letzten Jahren wurde im Auftrage des Umweltbundesamtes ein mehrstufiges System zur operationellen und vollautomatischen Prüfung der Daten entwickelt.

Begonnen wird mit einer Plausibilitätsprüfung von Einzelwerten. Jeder Messwert wird mit statistischen Parametern der Vorjahre verglichen. Weiterhin wird die Übereinstimmung der Messung mit Messungen aus der Umgebung geprüft. Diese Prüfungen erfolgen stündlich für die Parameter Ozon, Stickstoffdioxid, Schwefeldioxid und PM10.

Im zweiten Schritt wird nach systematischen Fehlern gesucht. Die Suche basiert auf der Korrelation zwischen den Messungen an verschiedenen Messorten und verschiedenen Komponenten. Damit können synthetische Zeitreihen für jeden Station erstellt werden. Der Vergleich der synthetischen Zeitreihe mit der realen Messreihe zeigt abrupte und schleichend eintretende Änderungen. Diese Prüfungen erfolgen täglich für die Parameter Ozon, Stickstoffdioxid, Schwefeldioxid und PM10.

Mit dem Inkrafttreten der Tochterrichtlinien 1999/30/EG vom 22. April 1999, 2000/69/EG vom 16. November 2000 und 2002/3/EG vom 12. Februar 2002 zur EU-Rahmenrichtlinie 96/62/EG vom 27. September 1996 sind für die Bundesrepublik Deutschland und damit für das Umweltbundesamt (UBA) erhebliche Berichts- und Datenlieferungspflichten verbunden. Gleichzeitig besteht die Forderung nach weiterer Qualitätsverbesserung der zu übermittelnden Daten. Darüber hinaus müssen nach Artikel 8 der 1. Tochterrichtlinie der Europäischen Union (1999/30/EG) seit dem 19.07.2001 mehrmals täglich aktuelle Daten der Schwefeldioxid-, Stickstoffdioxid- und Partikel-Belastung der Öffentlichkeit bereitgestellt werden. Gleiches gilt für Ozon entsprechend Artikel 5 der Ozonrichtlinie (2002/3/EG). Den Auftrag für eine bundesweite Bereitstellung dieser aktuellen Daten an die Öffentlichkeit hat das Umweltbundesamt vom Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) erhalten (Sitzung vom 11.05.2001).

Im Rahmen eines F/E-Vorhabens für das Umweltbundesamt wurde ein Datenprüfsystem entwickelt, das bezüglich der Prüfung auf Fehler in Zeitreihen hin für O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub> sowie PM10, zur Prüfung auf Fehler bei Einzelwerten hin ebenso für Daten weiterer Luftschadstoffe geeignet ist. Je nach vorgegebener Zielrichtung können als fehlerhaft erkannte Werte markiert oder ersetzt werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Qualität der Messtechnik sich auf einem hohen Niveau befindet und im Prinzip bei entsprechender Bedienung und Wartung weitgehend fehlerfrei gemessen werden kann. Somit sollten nur zufällige Fehler und unplausible Einzelwerte in den Messdaten zu finden sein. Die Praxis bestätigte das jedoch nicht. In der operationellen Routine zeigte sich beim Betrieb der Messnetze in Deutschland aber, dass die Fehlerhäufigkeit in den letzten Jahren deutlich gesunken ist. Dieses ist ein wichtiger Erfolg beim Betrieb der Messnetze. Ursache ist eine intensive Qualitätskontrolle in der Prozesskette.

Die hier vorgestellte Methodik der Datenkontrolle stellt den zentralen Prüfpunkt der Daten vor der Internetpräsentation und der Weiterleitung der Daten zur Europäischen Union und anderen Einrichtungen und Anwendungen dar. Durch den Prüfalgorithmus wird der Forderung entsprechend Artikel 3 Strich 4 der Rahmenrichtlinie Luftqualität Rechnung getragen. Dadurch, dass die Prüfung Bundesland übergreifend erfolgt, werden für alle Daten die in Deutschland erhoben werden, einheitliche Prüfkriterien herangezogen. Die Prüfung beinhaltet einen vollständigen Satz an Prüfschritten, unbelassen der Tatsache, dass die Messnetze vor der Datenweitergabe an das UBA eigene Prüfungen durchführen.

Das Umweltbundesamt verfolgt mit dem vorliegenden Forschungsvorhaben das Ziel, sein Datenprüf-system für die deutschlandweit gemessenen Immissionsdaten zu verbessern und zu erweitern. Dieses ist mit dem hier vorgestellten System erfolgt. Dieses Vorhaben verfolgt dabei zwei Ziele:

- die Prüfung von Einzelwerten
  - stationsspezifische Kontrollen auf sinnvolle stoffspezifische Obergrenzen und Werte kleiner Null
  - Prüfung mittels Schranken, die aus der Zeitreihe selbst und aus den räumlichen Vergleich von Daten ermittelt werden
- die Suche nach systematischen Fehlern in den Zeitreihen
  - Suche nach Inhomogenitäten am rechten Rand der Zeitreihe
  - Suche nach Inhomogenitäten innerhalb der Zeitreihen

### Die Prüfung von Einzelwerten

Unplausible Einzelwerte sind aus der Sicht eines Beobachters besonders extreme Messwerte, wobei der Beobachter ein (Gedanken-)Modell voraussetzt und den unplausiblen Einzelwert als Modell-Abweichung auffasst. Oft wird dabei ein Test vorgenommen, ob der unplausible Einzelwert zu einer anderen Grundgesamtheit gehört als die übrigen Werte der Messreihe. Die Prüfung von Einzelwerten wird üblicherweise durch plausible Schranken<sup>1</sup> als auch durch statistische Kenngrößen aus der Zeitreihe selbst und durch die Prüfung der räumlichen Konsistenz vorgenommen. So werden beispielsweise auf der Basis statistischer Kenngrößen (Mittelwert und Standardabweichung) Vergleiche zwischen den zu prüfenden Werten und einem aus den Kenngrößen der Zeitreihe berechneten Prüfwert durchgeführt. Eine allgemeine Regel besagt, dass ein Wert als unplausibel angesehen werden darf, wenn er außerhalb des Bereiches von Mittelwert plus 4-mal die Standardabweichung liegt (bei einer ausreichend großen Stichprobe  $n \geq 25$ ). Weiterhin werden im Allgemeinen die Kontinuität des Tagesganges der Messgröße und ihre räumliche Konsistenz geprüft.

Im Prozess der Prüfung werden unter Verwendung dieser Prüfgrößen folgende sechs Schritte nacheinander durchgeführt.

- 1) Prüfung auf Werte kleiner Null
- 2) Prüfung auf Ausreißer
- 3) Prüfung auf konstante Werte
- 4) Prüfung des Anstiegs bzw. des Rückgangs zwischen aufeinander folgenden Halbstundenwerten
- 5) Prüfung auf räumliche Konsistenz
- 6) Prüfung mit einer approximierten Zeitreihe (nur O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>)

### Erkennung von Fehlern in Zeitreihen

Standortverlegungen, der Austausch von Messgeräten, Fehler der Messtechnik und ähnliches, aber z.B. auch Veränderungen der Bebauung in der Umgebung einer Messstation führen im allgemeinen zu so genannten Inhomogenitäten der Beobachtungsreihen. Im Gegensatz zu den durch Witterungsvariationen induzierten klimatische Nicht-Stationaritäten<sup>2</sup> handelt es sich also um anthropogen verursachte Störungen.

Allgemein versteht man unter Stationarität die zeitliche Invarianz aller statistischen Momente (u.a. Mittelwert, Varianz und Schiefe) sowie spezieller charakteristischer Funktionen wie z.B. der Autokorrelationsfunktion. D.h. die grundsätzlichen Eigenschaften der Beobachtungsreihe müssen über den gesamten Zeitraum erhalten bleiben. Zur Auffindung von Inhomogenitäten existieren eine ganze Reihe

---

<sup>1</sup> **Plausible Schranken:** Eine mögliche Art einer plausibler Schranke sind zum Beispiel Maximalwerte die zur Prüfung auf unrealistisch hohe Werte oder Wertänderungen, die naturwissenschaftlich nicht erklärt werden können, eingesetzt werden.

<sup>2</sup> **Klimatische Nicht-Stationarität:** Eine klimatische Nicht-Stationarität wurde z.B. in den Ozonreihen 2003 durch den Hitzesommer verursacht, in dessen Folge es im August zu einer lang anhaltenden Episode mit hohen Ozonbelastungen kam

verschiedener Tests, wobei man allgemein zwischen der relativen und der absoluten Homogenitätsprüfung unterscheidet.

Im Falle von relativen Tests werden die Stationsdaten unter Verwendung einer Referenzreihe analysiert, die in der Regel aus mehreren Nachbarstationen zusammengesetzt ist. Auf diese Weise können all jene Inhomogenitäten aufgezeigt werden, die durch Veränderungen an nur einer Station hervorgerufen wurden (z.B. Messgerätefehler, Stationsverlagerung). Hierbei geht man von der impliziten Annahme aus, dass reale Veränderungen in einem Gebiet von eingeschränkter Größe weitgehend einheitlich verlaufen. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass es in der Praxis dennoch nicht immer gelingt, zwischen Inhomogenitäten und klimatische Nicht-Stationaritäten korrekt zu differenzieren. Besonders problematisch ist die Situation immer dann, wenn die Inhomogenität von einem parallel auftretenden Emissionstrend ähnlicher zeitlicher Struktur überlagert wird. Sprunghafte Inhomogenitäten sind hingegen i.a. wesentlich leichter nachzuweisen.

Bei der Anwendung statistischer Verfahren auf Zeitreihen ist es immer notwendig, eventuell vorhandene zyklische Schwankungen a priori zu eliminieren. Deshalb werden zum Zwecke der Aufbereitung der Daten für die Suche nach Fehlern innerhalb der Zeitreihe der mittlere Jahres- und Tagesgang für jede Komponente an jeder Station berechnet. Die Differenzbildung zwischen Messreihe und den geglätteten Tages- und Jahresgängen liefert die Abweichung (Anomalie) vom mittleren Zustand und somit eine von den zyklischen Schwankungen bereinigte Messreihe. Danach werden jeweils 5-stündige gleitende Mittelwerte der vom Jahres- und Tagesgang bereinigten Daten berechnet, wodurch zufällige Schwankungen geglättet werden. Um belastbare räumliche Abhängigkeiten zwischen den Messstationen zu modellieren, werden die so behandelten Zeitreihen zusätzlich vom linearen Trend bereinigt.

Die aufbereiteten Zeitreihen können jetzt einer Korrelationsanalyse unterzogen werden. Die Selektion der Stationen mit signifikantem Einfluss auf die zu approximierende Reihe erfolgt durch eine stufenweise Screening-Regressions-Analyse. Die gefundenen Prediktoren werden im weiteren zur Berechnung der approximierten Reihe genutzt. Mit Hilfe dieser Zeitreihen wird eine weitere Reihe berechnet: die Residuenreihe als Differenz zwischen der vom Jahresgang befreiten Messreihe und der approximierten Reihe. Im fehlerfreien Falle verläuft die Residuenreihe, begleitet von einem Grundrauschen, entlang einer imaginären Nulllinie. Signifikante Abweichungen zeigen mögliche systematische Fehler an. Eine Reihe von Kontrollmechanismen sorgt dafür, dass die Anzahl der Fehler der automatischen Prüfung auf ein plausibles Maß zu reduzieren. Ein automatisches Verteilssystem sorgt dafür, dass die gefundenen möglichen Fehler direkt an die jeweiligen Messnetzbetreiber versandt werden.

Auf der Basis dieses Systems ist für Deutschland ein einheitlich geprüfter Datensatz für die weitere Forschung verfügbar.

Weitere und insbesondere detailliertere Informationen zu der Methode kann den im Rahmen des Projektes entstandenen Bericht entnommen werden. Dieser ist durch eine Anfrage über die Mailadresse [immission\(at\)uba.de](mailto:immission(at)uba.de) als pdf-Datei verfügbar.

**Autorenverzeichnis**

Ahrens, D.	128	Lazar, R.	11
Bächlin, W.	38, 128	Litschke, T.	5
Bahmann, W.	94	Lohmeyer, A.	87
Baumbach, G.	38	Lorentz, H.	87
Baumüller, J.	32, 56	Ludes, G.	35, 94, 128
Bläsing, J.	50	Mahlau, A.	68
Böhme, T.	41	Mast, M.	84
Braun, F.	71	Mayer, H.	1, 14, 59
Brünger, H.	128	Müller, W.J.	128
Bruse, M.	59	Münkel, C.	103, 109
Corsmeier, U.	90	Namyslo, J.	50, 53, 65
Diegmann, V.	68, 113, 128	Neunhäuserer, L.	78
Drey, C.	59	Ng, E.	23
Eckart, D.	11	Nielinger, J.	50, 74, 90, 119, 122
Eichhorn, J.	75	Obleitner, F.	8, 100, 103, 112
Emeis, S.	8, 17, 26, 29, 100, 103, 116	Petrich, R.	128
Enderle, K.-H.	93	Podesser, A.	44
Enke, W.	20, 130	Ptak, D.	106
Fischer, C.	4	Puhmann, G.	128
Flassak, T.	87	Rau, M.	128
Forkel, R.	84	Reuter, U.	32, 56
Griesser, E.	100	Richter, C.-J.	71, 93, 128
Halbig, G.	128	Rieder, H.	44
Hartmann, U.	68, 78, 81, 113, 122, 128	Röckle, R.	128
Hasel, M.	90, 119	Sähn, E.	47
Hennemuth, B.	97	Schäfer, K.	8, 26, 29, 103, 116
Höfl, H.-C.	74	Schlünzen, H.	128
Hölscher, M.	122	Siebers, B.	35
Hoffmann, H.	29, 116	Smiatek, G.	84
Holst, J.	1	Sörgel, C.	38
Holst, T.	1	Spekat, A.	20, 130
Jahn, C.	29	Stiller, B.	125
Janicke, U.	81, 128	Struschka, M.	38
Juschka, W.	38	Suppan, P.	26, 84, 116
Katschner, L.	23, 59	Toudert, F.A.	14
Kirtzel, H.-J.	97	Trukenmüller, A.	38, 128
Klingner, M.	47	Türk, M.	17
Kniffka, A.	75	Vergeiner, J.	8, 100, 103, 116
Kollmann, J.	100	van der Pütten, N.	71
Kossmann, M.	65	von Haren, G.	4
Kost, W.-J.	50, 119, 122	Weber, F.	35
Kreienkamp, F.	20, 130	Weber, K.	4
Kunka, R.	62	Weber, S.	4
Kuttler, W.	4, 5, 106	Wittig, J.	8, 116