universität wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

"Statistisch-Klimatologische Analyse von Konzentrationsschwankungen in Aerosolkomponenten“

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Verfasser:	Markus Sageder
Matrikel-Nummer:	0205308
Studienrichtung (lt.Studienblatt):	A 415 Meteorologie
Betreuer:	o.Univ.Prof. Dr. Reinhold Steinacker (Universität Wien)
	ao.Univ.Prof. Dr. Hans Puxbaum (TU Wien)

Wien, im Juli 2010

Zusammenfassung

Aufgrund von österreichweiten Überschreitungen der gemäß Immissionsschutzgesetz-Luft gültigen Grenzwerte für PM10, stellt sich die Frage nach den Hauptverursachern von Feinstaub. An der TU Wien wurde daher ein umfassender Datensatz über die PM10 Zusammensetzung aus Immissionsproben mehrerer Standorte in Österreich erstellt. Unter der Anwendung eines Aerosolquellenmodells ("Makrotracermodell") wurden dabei Aerosolkomponenten wie z.B. Kohlenstoff (EC, OC, OM), Holzrauch (Levoglucosan), mineralische Stäube (Si, Ca), Streusalz (NaCl) sowie Sekundäraerosol (Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat, HULIS) analysiert. Diese aus unterschiedlichen Quellen stammenden Bestandteile stehen unter ständigem Einfluss einer Vielzahl meteorologischer Vorgänge. Inwieweit die Konzentration einzelner Quellbeiträge dadurch variiert, wird anhand dieser interdisziplinären Arbeit unter Anwendung von Rückwärtstrajektorien und detaillierter Analyse meteorologischer Messdaten geklärt. Dabei hat sich herausgestellt, dass vor allem die "Geschichte" der Luftmassen am Immissionsort neben den vorherrschenden Ausbreitungsbedingungen die PM10 Konzentration bzw. die Zusammensetzung bestimmt.

Immissionssituationen mit hoher Stadt-, jedoch geringer Hintergrundbelastung standen in Verbindung mit Hochdruckeinfluss, hoher Kalmenhäufigkeit, schwachem Bodenwindfeld (häufig West) und seichten Inversionen - also grundsätzlich schlechten Ausbreitungsbedingungen in der bodennahen Atmosphäre. Die Luftmassen waren dabei vorwiegend atlantischen Ursprungs. Kräftige Bodeninversionen entkoppelten häufig die bodennahe Atmosphäre und wurden bevorzugt im alpinen Raum verzeichnet. Besonders in Verkehrsnähe wurden hohe Konzentrationen mineralischer Substanzen (Silikat, Karbonat) und Rußpartikel mit teilweise > 50 % Anteil am Stadtaerosol gemessen.

Es traten jedoch etwa ebenso häufig Situationen mit überwiegend großflächiger Aerosolbelastung auf. An allen untersuchten Standorten stand die Advektion kontinentaler Luftmassen in Verbindung mit großräumigen Belastungen durch anorganisches Sekundäraerosol und Holzrauch. In etwa zwei Drittel der Hintergrundbelastung konnte somit durch grenzüberschreitenden Aerosoltransport erklärt werden. Anhand von Rückwärtstrajektorien wurden Quellregionen für PM10 und Vorläufersubstanzen vorwiegend in Ost- und Südeuropa gefunden. Derartige Lagen gingen mit leicht stabiler bis neutraler Schichtung in Bodennähe, deutlich abgehobenen Inversionen und geringer Kalmenhäufigkeit einher. Großräumiger Aerosoltransport konnte vor allem in Ostösterreich bzw. im Alpenvorland, aber auch in alpinen Becken der Region Österreich-Süd nachgewiesen werden.

Weiters zeigten Einzelfallstudien signifikante Immissionsunterschiede innerhalb Österreichs. Während der atlantische Einfluss in den nördlichen Landesteilen die PM10 Belastung generell dämpft, ist in alpinen Becken das Potenzial zur Anreicherung von Primäraerosol sehr hoch. Das Alpenvorland und insbesondere Ostösterreich werden überwiegend von ferntransportierten Substanzen aus gasförmigen Präkursoren beeinflusst.

Abstract

Due to the excesses of the limit values for PM10, valid in accordance with the Austrian "Immissionsschutzgesetz-Luft", the question about the main polluters of fine dust arises. Therefore a comprehensive dataset of the PM10 composition from immission-samples at several locations in Austria was provided at the TU Vienna. Using a model for source-apportionment ("macrotracer-model") aerosol components like carbon (EC, OC, OM), wood smoke (Levoglucosan), mineral dust (Si, Ca), thawing salt (NaCl) as well as secondary aerosol (ammoniumsulphate, ammoniumnitrate, HULIS) were analyzed. These substances, originating from different sources, are influenced by a wide variety of meteorological phenomena. In this regard this interdisciplinary study is based on the use of backward trajectories and detailed analysis of meteorological data to clarify the variation of concentration in aerosol constituents. As a result the most important impact on the PM10 concentration and composition is the origin of the airmasses at the sampling site in addition to the predominant conditions of atmospheric dispersion.

High immissions of urban aerosol in connection with low concentrations at rural areas came along with anticyclones, frequent calms, weak winds (mainly westerly) and shallow inversions - therefore bad conditions of the atmospheric dispersion in the near-surface atmosphere. In this case the air masses were mainly coming from the Atlantic Ocean. Heavy ground inversions frequently decoupled the near-surface atmosphere and were preferentially detected in alpine areas. In particular high concentrations of mineral substances (silicate, carbonate) and soot were measured near to busy streets with > 50 % percentage of the city aerosol.

However just as frequently situations with spacious aerosol concentrations occurred. The advection of continental air masses was connected to a large-scale immission of inorganic secondary aerosol as well as woodsmoke at all reviewed sampling sites. Thus approximately two-thirds of the background concentration came from transnational long-range aerosol transport. On the basis of backward trajectories the source regions for PM10 and precursors were basically found in eastern and southern Europe. Such situations were accompanied by slight stable to neutral layering at ground level, by elevated inversions and rare calms. Spacious transport of aerosol was particularly proven in eastern Austria, the alpine foreland and in addition in the alpine basins of southern Austria.

Furthermore individual case studies showed up significant differences in PM10 immission within Austria. While the influence of the Atlantic Ocean generally decreases the PM10 concentration in the northern regions, the potential for the increase of primary aerosol is very high in alpine basins. The alpine foreland and in particular eastern Austria are predominantly affected by the transport of substances coming from gaseous precursors.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung **1**

2 Grundlagen und Vorbetrachtungen **3**

2.1 Aerosol (Particulate Matter) . . . 3

2.1.1 Definition . . . 3

2.1.2 Richtlinien, Gesetze und Grenzwerte . . . 4

2.1.3 Bildungsmechanismen - Transmission . . . 5

2.2 PM10 und meteorologische Einflüsse . . . 8

2.2.1 Witterungsverhältnisse - Wetterlage . . . 8

2.2.2 Physikalische Grundlagen - Ausbreitungsbedingungen . . . 9

2.2.2.1 Turbulenz (Diffusion) . . . 9

2.2.2.2 Das vertikale Temperaturprofil der Troposphäre . . . 10

2.2.2.3 Das synoptische Windfeld (Advektion) . . . 12

2.2.2.4 Das horizontale Temperaturfeld . . . 13

2.2.2.5 Thermisch induzierte Strömungen . . . 14

2.2.2.6 Ausbreitungsklassen gemäß ÖNORM M 9440 . . . 14

2.2.3 Trajektorien . . . 15

2.2.4 Deposition . . . 16

2.2.5 Orographische Einflüsse . . . 17

2.3 Methoden der PM10 Herkunftsanalyse . . . 19

2.4 “AQUELLA” (Aerosol-Quellen-Analyse) . . . 22

2.4.1 Einführung und Überblick . . . 22

2.4.2 Ergebnisse der Makrotraceranalysen (Zusammenfassung) . . . 24

3 Auswertung und Ergebnisse **27**

3.1 Datengrundlage - Messstellen - Untersuchungsgebiet . . . 27

3.2 Variabilität der Aerosolzusammensetzung und meteorologische Einflüsse . . . 32

3.2.1 Einführung . . . 32

3.2.2 Datenaufbereitung - “Pools” . . . 32

3.2.3 Auswahlkriterien - “Lokal vs. Transport” . . . 32

3.2.4 Wien und Umgebung . . . 34

3.2.4.1 Allgemein . . . 34

3.2.4.2 “Lokal vs. Transport” in Wien . . . 36

3.2.4.3 Spezielle Betrachtung von EC, OC und Silizium in Wien . 44
3.2.5 Österreich Süd - Region Steiermark und Kärnten 47
3.2.5.1 Allgemein 47
3.2.5.2 “Lokal vs. Transport” - Österreich Süd 49
3.2.5.3 Spezielle Betrachtung von EC, OC und Silizium in Graz . 58
3.2.6 Region Oberösterreich 61
3.2.6.1 Allgemein 61
3.2.6.2 “Lokal vs. Transport” - Oberösterreich 69
3.2.7 Resümee 76
3.3 Einzelfallstudien im AQUELLA-Zeitraum 78
3.3.1 Datengrundlage 78
3.3.2 Überschreitungszeitraum 1 - 01.01.2004 bis 10.02.2004 80
3.3.3 Überschreitungszeitraum 2 - 29.12.2004 bis 15.02.2005 94

4 Schlussfolgerungen und Ausblick **106**

Curriculum vitae **118**

1 Einleitung

Problemstellung

Spätestens seitdem in London Anfang der 50er Jahre "The Great Smog" (auch genannt: "Pea Souper") zu einem rasanten Anstieg der Mortalität führte, ist ein gesteigertes Bewusstsein für die anthropogene Freisetzung von Aerosol bzw. Schadstoffen in die Atmosphäre vorhanden. Seitens des Britischen Parlaments wurde als Konsequenz im Jahre 1956 mit dem "Clean Air Act" auf die Problematik reagiert, wodurch eine starke Reduktion offener Kamine, jedoch insbesondere der Kohlefeuerung im Londoner Stadtgebiet einherging.

Während der 50er und 60er Jahre wurde anhand der "Politik der hohen Schornsteine" festgestellt, dass sich durch die Vergrößerung der Emissionshöhe in industriellen Ballungsgebieten zwar eine Reduktion der Schadstoffimmission vor Ort einstellt, die immissionsseitige Belastung damit jedoch auf weiter entfernte Regionen verlagert wird. Die Erkenntnis der Schadstoffbelastung als großräumiges Phänomen, welche nur durch eine flächendeckende Emissionsreduktion nachhaltig gesenkt werden kann, führte zwingend zur Festlegung von Emissions- bzw. Immissionsgrenzwerten in der internationalen Staatengemeinschaft.

Innerhalb der Europäischen Union gilt mittlerweile für Feinstaub bzw. PM10 (Particulate Matter mit einem mittleren aerodynamischen Abscheidedurchmesser von 10 µm) ein Grenzwert von 40 µg/m³ (JMW = Jahresmittelwert) bzw. 50 µg/m³ (TMW = Tagesmittelwert) gebunden an Überschreitungskriterien auf Basis einer Luftqualitätsrichtlinie des Jahres 2008 [46, RL 2008/50/EG]. In den vergangenen Jahren kam es an zahlreichen österreichischen Messstellen zur Grenzwertüberschreitung [59, UBA, 2005b], was die Frage nach Hauptverursachern für lokale und überregionale Aerosolbelastungen aufwirft.

Nun stammen Partikel - bestehend aus einer Vielfalt chemischer Verbindungen - aus unterschiedlichen Quellen oder werden erst sekundär aus gasförmigen Substanzen gebildet. Aus diesem Grund wurde am Institut für Chemische Technologien und Analytik (CTA) der TU Wien ein auf österreichische Emissionen abgestimmtes Aerosolquellenmodell (Makrotracermodell) entwickelt, wodurch die Erkennung von Quellenbeiträgen am PM10 Aerosol ermöglicht wird. Unter dieser Anwendung entstand während der Projektserie namens AQUELLA (Aerosol-Quellen-Analyse) ein umfangreicher chemischer Datensatz der Bundesländer Wien, Niederösterreich, Steiermark, Kärnten, Salzburg und Oberösterreich. In der hier vorliegenden Dimension handelt es sich um einen für Österreich einzigartigen Datenbestand.

Motivation

Da meteorologische Bedingungen neben der Emissionsstärke einen wesentlichen Einfluss auf die Immissionsbelastung ausüben, sollen in dieser interdisziplinären Arbeit Konzentrationsschwankungen von PM10 untersucht werden - mit besonderem Augenmerk auf an der TU Wien analysierte Aerosolkomponenten des Makrotracermodells, z.B. Kohlenstoff (EC, OC, OM), Holzrauch (Levoglucosan), mineralische Stäube (Si, Ca), Streusalz (NaCl) sowie Sekundäraerosol (Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat, HULIS). Bisherigen Studien, welche sich mit der Herkunftsanalyse von PM10 beschäftigten, lagen zumeist lediglich reine PM10 Daten oder chemische Analysen von sehr eingeschränkten Zeiträumen zugrunde. Die Kenntnis der PM10 Zusammensetzung in mehreren Bundesländern über längere Zeiträume hinweg ermöglicht es herauszufinden, in wie weit einzelne Aerosolkomponenten auf unterschiedliche Witterungsbedingungen reagieren bzw. welche Quellengruppen mehr oder weniger von meteorologischen Einflüssen abhängig sind.

Die Motivation für diese Arbeit liegt daher weniger darin, sich auf eine schlichte Herkunftsanalyse von PM10 zu beschränken, sondern vielmehr die Variabilität von Aerosolkomponenten unter detaillierter Beachtung meteorologischer Einflüsse zu studieren. Vor allem die Frage, inwieweit die chemische Zusammensetzung von den Vorgängen in der unteren Troposphäre beeinflusst werden kann, ist von hohem Interesse. Dabei werden insbesondere Situationen bei stagnierenden Luftmassen von Tagen mit überwiegend Ferntransport unterschieden. Ebenso soll grenzüberschreitendem Aerosoltransport besondere Beachtung geschenkt und Importsituationen mittels Rückwartstrajektorien erfasst werden. Neben der Verarbeitung und der Darstellung von Ergebnissen der AQUELLA-Projekte wird in der vorliegenden Arbeit eine Vielzahl an meteorologischen Datensätzen von relevanten Stationen ausgewertet. Da die Projekte unabhängig voneinander durchgeführt wurden, liegt der Schwerpunkt im Vergleich der Bundesländer, wobei die nachfolgenden Auswertungen auf eine Gegenüberstellung von immissionsklimatologischen Eigenheiten im meteorologischen Kontext abzielen. Wegen der Größe des im Zuge von AQUELLA entstandenen Untersuchungsraumes kann nicht im Detail auf sämtliche meteorologische Phänomene eingegangen werden, sondern die Auswertungen beschränken sich in Folge auf die für die immissionsseitige Belastung wesentlichen Aspekte.

Bei Nichteinhaltung der geltenden Grenzwerte sind seitens der Behörde der jeweiligen Bundesländer Maßnahmenpläne zur Reduktion der Immissionsbelastung zu erstellen. Das Ziel dieser Arbeit ist somit, anhand des fächerübergreifenden Studiums von PM10 Grenzwertüberschreitungen, weitere Erkenntnisse über Reduktionspotentiale der einzelnen Aerosolkomponenten zu gewinnen. Die Ergebnisse sollen helfen, “immissionsreduzierende” Maßnahmen seitens des Gesetzgebers zum Schutz der menschlichen Gesundheit sinnvoll umzusetzen, wobei diesbezüglich sicherlich auch politischer Wille gefragt sein wird.

2 Grundlagen und Vorbetrachtungen

2.1 Aerosol (Particulate Matter)

2.1.1 Definition

Definitionsgemäß wird als Aerosol ein heterogenes Stoffgemisch bezeichnet, in dem feste bzw. flüssige Teilchen in einem Trägergas (Luft) suspendiert sind, wobei im engeren Sinne nur die Gesamtheit der Partikel, nicht jedoch die Luftbestandteile oder etwa Kondensat (Wolken- / Niederschlagspartikel) als Aerosol angesehen wird. Zur Quantifizierung werden Aerosolspektren in Abhängigkeit der Partikelradien verwendet, wobei so genannte Aitken-Kerne (Nukleationsmode $< 0{,}1$ µm), großes Aerosol (Akkumulationsmode 0,1-1 µm) und Riesen-Aerosol (Coarse Mode > 1 µm) voneinander unterschieden werden. Der absolute Aerosolgehalt der Luft kann in der bodennahen Troposphäre weniger als 1 µg/m³ in polaren Luftmassen und bis zu 1 mg/m³ z.B. bei Wüstenstürmen betragen, wobei die Partikel mit kleineren Radien grundsätzlich am zahlreichsten vorkommen.
[8, Bergmann, Schaefer, 2001]

Im internationalen Sprachgebrauch wird zwischen drei folgenden Staubkategorien unterschieden [59, UBA, 2005b]:

- ▷ TSP - "Total Suspended Particles": Masse des gesamten Schwebestaubes in der Luft
- ▷ PM10 - "Particulate Matter $\leq$ 10 µm": Masse aller luftgetragenen Partikel, mit einem mittleren aerodynamischen Abscheidedurchmesser $\leq$ 10 µm (im deutschen Sprachgebrauch als Feinstaub bezeichnet)
- ▷ PM2.5 - "Particulate Matter $\leq$ 2.5 µm": Masse aller luftgetragenen Partikel, mit einem mittleren aerodynamischen Abscheidedurchmesser $\leq$ 2.5 µm

Das heißt, unter Festlegung fixer Obergrenzen bei der vom Partikeldurchmesser abhängigen messtechnischen Sammlung von Schwebestaub werden nur bestimmte Größenfraktionen erfasst.

Hinsichtlich der Kategorisierung von Aerosol wird nach chemischen Kriterien zwischen organischen und anorganischen Bestandteilen, nach Art der Entstehung zwischen Primär- und Sekundäraerosol oder nach physikalischen Parametern wie z.B. Größe, Masse oder Aggregatzustand unterschieden.

2.1.2 Richtlinien, Gesetze und Grenzwerte

Die rechtliche Grundlage für Österreich in Bezug auf Luftreinhaltung bildet die seitens der Europäischen Union erlassene Richtlinie [44, RL 1999/30/EG] (erste Tochterrichtlinie zur Luftqualitätsrahmenrichtlinie [45, RL 96/62/EG]), die europaweit einheitliche Anforderungen an die Luftqualität vorgibt bzw. verbindliche Immissionsgrenzwerte für Schwebestaub festsetzt und im Jahr 2001 mit In-Kraft-Treten der Novelle zum Immissionsschutzgesetz Luft [9, BGBl. I Nr. 62/2001, IG-L] in österreichisches Recht übernommen wurde.

Tab. 2.1: Grenzwerte für Schwebestaub in Österreich

Schadstoff	*Bezugszeitraum*	*Grenzwert [µg/m³]*	*Zielwert [µg/m³]*
TSP	TMW	150 [1]	–
PM10	TMW	50 [2]	50 [3]
PM10	JMW	40	20

[1] seit 2005 außer Kraft
[2] pro Kalenderjahr ist die folgende Anzahl an Überschreitungen des TMW zulässig: bis 2004: 35, von 2005 bis 2009: 30, ab 2010: 25
[3] pro Kalenderjahr sind bis zu 7 Überschreitungen des TMW zulässig

In einer neuen Luftqualitätsrichtlinie der EU [46, RL 2008/50/EG] wurde im Mai 2008 nun auch ein Grenzwert von 25 µg/m³ (JMW) für PM2.5 postuliert, der ab 2015 im gesamten Staatsgebiet eingehalten werden muss, um einen Mindestschutz der Gesamtbevölkerung zu gewährleisten.

Treten Überschreitungen der aktuell geltenden PM10 Grenzwerte gemäß IG-L auf, so sind seitens der Behörde (Landeshauptleute) anhand von Statuserhebungen die Hauptverursacher zu eruieren und Reduktionspläne zu erstellen. Bei Gefahr der Grenzwertüberschreitung sind auch kurzfristige Maßnahmenpläne zu implementieren. Die geltenden PM10 Grenzwerte werden an einigen österreichischen Messstellen besonders in den Ballungsräumen nicht eingehalten, wobei sich in den letzten Jahren die Einhaltung des Grenzwertkriteriums für den TMW deutlich schwieriger als für den JMW herausgestellt hat [61, UBA, 2000-2008]. Bei der PM10 Herkunftsanalyse bzw. besonders bei Fragen nach etwaigem "hausgemachtem" oder "transportiertem" Aerosol kommt der meteorologischen Begutachtung ein hoher Stellenwert zu.

Aus medizinischer Sicht sind vor allem lungengängige Partikel mit einem Durchmesser kleiner als 10 µm relevant, da gröbere Stäube bereits im Bereich der oberen Atemwege

bei ungeschädigtem Atemtrakt zurückgehalten werden. Die toxikologische Wirkung von Partikeln wird zudem speziell durch die Beladung der Stäube mit anderen Substanzen wie z.B. Schwermetallen und polyzyklischen, aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) bestimmt, wobei noch viele Fragen der Feinstaubexposition nicht geklärt sind.
[58, UBA, 2005a]

Epidemiologische Studien gehen bedingt durch die Aussetzung hoher Aerosolbelastung von einer Erhöhung der Morbidität bzw. Mortalität vor allem bei Kindern, älteren Menschen und chronisch Kranken aus [37, Pope, 2000] [33, ÖAW, 2004]. Nach aktuellem Kenntnisstand verkürzt sich die Lebenserwartung durch die Feinstaubbelastung in Österreich durchschnittlich um mehrere Monate - bis zu 17 Monate in Graz [58, UBA, 2005a].

2.1.3 Bildungsmechanismen - Transmission

Bedingt durch eine Reihe physikalischer und chemischer Prozesse bildet das atmosphärische Aerosol ein dynamisches System, das einem ständigen Wandel unterzogen ist und sowohl natürlich als auch anthropogen in die Erdatmosphäre eingebracht wird.

- ▷ **Primärpartikel** werden definitionsgemäß direkt in die Atmosphäre als Partikel eingebracht, wobei meist mechanische oder pyrogene Quellen für die Freisetzung verantwortlich sind.
- ▷ **Sekundäraerosol** hingegen wird erst nach bestimmter Zeit aus gasförmig emittierten Vorläufersubstanzen (z.B. Ammoniak, Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, flüchtige organische Verbindungen) durch luftchemische Prozesse (z.B. Oxidation) gebildet. [15, Graedel, Crutzen, 1994]

Abhängig von den Entstehungsmechanismen ergibt sich eine trimodale Aerosol Größenverteilung. Die *Nukleations-Klasse* wird unmittelbar bei Verbrennungsprozessen durch Kondensation von heißen Dämpfen bzw. aus gasförmigen Vorläufersubstanzen sekundär gebildet. Die Koagulation dieser feinteiligen Aerosolfraktion mit größeren Partikeln führt wiederum zur so genannten *Akkumulations-Klasse*, die eben durch Akkumulation und Kondensation an bereits existierenden Partikeln gebildet wird. Somit tragen Aerosolkomponenten, die aus der Gasphase in der Atmosphäre gebildet werden, besonders zur feinen Staubfraktion bei. Die grobe Fraktion (*Coarse-Klasse*) stammt überwiegend aus mechanischen Prozessen wie z.B. Aufwirbelung von geogenem Material (Abb. 2.1). [66, Whitby, Cantrell, 1976]

Das vereinfachte Schema der Abb. 2.1 zeigt, dass Partikel der Coarse-Klasse durch Sedimentation und Partikel der Nukleations-Klasse durch Koagulation aus der Atmosphäre entfernt werden. Diese Mechanismen sind sehr effektiv, da sie nicht wie im Akkumulation-Mode an einzelne “Rainout” und “Washout” Ereignisse gebunden sind. Die Distanz, die ein Partikel in der Atmosphäre zurücklegen kann, wird neben der Dynamik der Atmosphäre auch von der Lebensdauer des Aerosolkernes bestimmt. Das bedeutet der gesamte

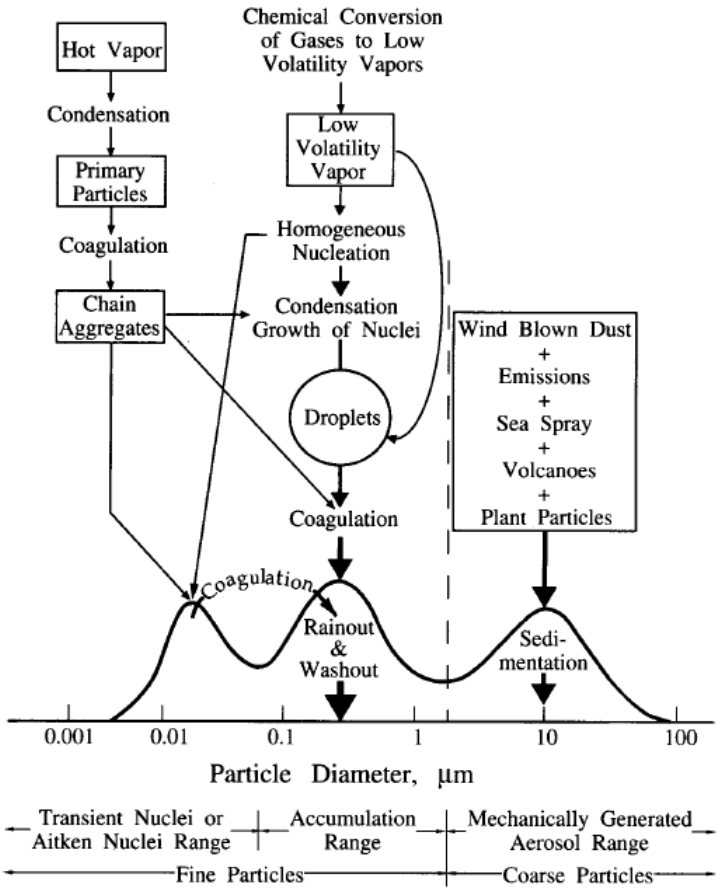


Abb. 2.1: Kategorisierung, Entstehungs- bzw. Entfernungsprozesse von Aerosolen [66, Whitby, Cantrell, 1976]

Transmissionsprozess eines Aerosolpartikels, ebenso wie die räumliche Verteilung stehen in engem Zusammenhang mit Zeit und Ort der Emission, meteorologischen Einflussfaktoren (siehe Kapitel 2.2), chemischen Umwandlungsprozessen und Depositionsvorgängen. Partikel mit einer hohen Lebensdauer führen eher zu einer großflächig gleichförmigen Belastung, während Partikel mit kurzer Lebensdauer lokale Immissionsmaxima hervorrufen.

Die mittlere Lebenszeit eines troposphärischen Aerosolkernes bzw. der Feinfraktion von PM10 liegt somit in der Größenordnung von einigen Tagen bis Wochen (vgl. Wasserdampf $\tau = 9$ Tage), wobei die räumliche Ausdehnung im Mittel im Bereich der Mesoskala ($\sim 10^2$ km) angesehen werden kann. Daher werden Aerosole in die Klasse der "Moderately Long Lived Species" eingeteilt, ähnlich wie NO_x, SO_2 oder auch troposphärisches Ozon. Das Maximum der Teilchenzahldichte in Abhängigkeit des Partikelradius liegt eindeutig bei kleinen Partikelradien. [51, Seinfeld, Pandis, 1998]

Wesentlich zum *anorganischen Sekundäraerosol* tragen Ammonsalze wie z.B. Ammoniumnitrat bei, welches aus Stickstoffoxiden und Ammoniak vor allem bei tiefen Temperaturen begünstigt gebildet wird [40, Puxbaum, 2005]:

$$NH_3 + HNO_3 \quad \rightleftharpoons \quad NH_4NO_3 \qquad \text{(thermisch instabil)}$$

Der Gleichgewichtszustand im Reaktionsprozess von Ammoniumnitrat ist stark von der Umgebungstemperatur abhängig, wodurch sich bei tiefen Temperaturen das Gleichgewicht auf die Seite der festen Phase verlagert [37, Stelson, Seinfeld, 1982]. Eine weitere bedeutende anorganische Sekundärkomponente - Ammoniumsulfat (NH_4HSO_4) - entsteht aus der Reaktion der Vorläufersubstanzen Schwefeldioxid und Ammoniak und ist thermisch stabil. Die limitierende Komponente für die Sulfatbildung ist Ammoniak - vor allem im urbanen Raum [42, Puxbaum, 1986]. Eine geschlossene Schneedecke vermindert die trockene Deposition von SO_2 wesentlich [57, Stohl, 1991], wodurch die Bildung und der Transport von Sulfat in den Wintermonaten begünstigt wird [2, AQUELLA Wien, 2007].

Einen ebenfalls wesentlichen Beitrag zum Gesamtaerosol liefern diffuse bzw. auch genannt *fugitive Emissionen*. Dabei handelt es sich meist um mechanische Freisetzungsmechanismen, die nicht oder nur ansatzweise in Emissionskatastern enthalten sind, wie zum Beispiel die Aufwirbelung von Staub bei der Manipulation von Schüttgütern oder etwa Emissionen aus Kochvorgängen. [65, Winiwarter et al., 2007]

Als wesentliche natürliche Ursache für die Freisetzung von Partikeln ist vor allem die Dispersion von Sand- bzw. Erdteilchen durch Wind und Sturm zu nennen (z.B. Saharastaub), wodurch vornehmlich grobes geogenes Material aufgewirbelt und teilweise über weite Distanzen transportiert werden kann - ebenso wie Salzkerne als Dispersionsprodukt der Meeresgischt. Diese Phänomene dominieren im globalen Mittel bei weitem die Aerosolproduktion. Vereinzelt können durch vulkanische Asche oder natürliche Verbrennungsvorgänge erhebliche Aerosolmengen in die Atmosphäre eingebracht werden [15, Graedel, Crutzen, 1994]. Zusätzlich führen photochemische und biologische Prozesse (Pollen, Pilzsporen oder auch Bakterien) zur Bildung mancher Kernarten [12, DWD, 1987].

Es existiert eine Vielzahl an anthropogenen Bildungsmechanismen für luftgetragenen Staub. Einer der wohl Wichtigsten ist die Verfeuerung von Brennmaterialien (v.a. Festbrennstoff) im Allgemeinen [15, Graedel, Crutzen, 1994], bei der sowohl feste Verbrennungsrückstände (vorwiegend Kohlenstoff), Kondensationsprodukte, ebenfalls wie gasförmige Vorläufersubstanzen freigesetzt werden. Eine detaillierte Beschreibung der bedeutendsten Aerosolquellen, die an den oben genannten Bildungsmechanismen von PM10 beteiligt sind, ist im Zuge der Beschreibung des AQUELLA-Projektes in Kapitel 2.4 enthalten [2, Bauer et al., 2007].

2.2 PM10 und meteorologische Einflüsse

2.2.1 Witterungsverhältnisse - Wetterlage

Seit Inkrafttreten der Novelle zum IG-L im Jahr 2001 werden die geltenden Grenzwerte jährlich an zahlreichen Messstellen im österreichischen Bundesgebiet überschritten. Wie den Luftgüte-Jahresberichten des Umweltbundesamtes zu entnehmen ist [61, UBA, 2000-2008], sind PM10 Überschreitungen von 50 µg/m³ (TMW) an den Messstellen in Österreich im Wesentlichen auf das Winterhalbjahr (Oktober bis inklusive März) konzentriert, was vor allem auf einige winterspezifische Aerosolquellen wie etwa dem verstärkten Hausbrand oder dem Streumaterial im Winterdienst zurückzuführen ist.

Für die Höhe der PM10 Belastung bzw. für kurzzeitige Konzentrationsschwankungen von Aerosolkomponenten von Tag zu Tag ist jedoch vor allem die Witterung der dominante Einflussfaktor, im Speziellen die Häufigkeit von Hoch- bzw. Tiefdruckeinfluss - also die Dauer von Trocken- bzw. Nasszyklen in einer Region [31, Malberg, 2002]. Die Lage des Alpenraums und Österreichs im Westwindgürtel der Nordhemisphäre und die damit verbundene Präsenz synoptischer Systeme der mittleren Breiten sind wesentlich für die vorherrschende Immissionsklimatologie.

In der vorliegenden Arbeit wurde eine ostalpine Wetterlagenklassifikation nach Lauscher [73, Lauscher, 1985] (Daten: ZAMG Wien) verwendet:

Tab. 2.3: Ostalpine Wetterlagenklassifikation

Art	*Klassifikation*	*Kürzel*
Hochdrucklagen	Hochdruck	H
	Zwischenhoch, schwacher Hochdruck	h
	Zonale Hochdruckbrücke	Hz
Hochdruck Randlagen	Hoch über Finnland	HF
	Hoch über Osteuropa	HE
Tiefdruck westlich und nördlich der Alpen	Tief über den Britischen Inseln	TB
	Meridionale Troglage	TR
	Tief über Mitteleuropa	TM
Tiefdruck südlich und östlich der Alpen	Tief über dem westlichen Mittelmeer	TwM
	Tief im Süden (über Italien oder der Adria)	TS
	Echte "Vb – Depression"	Vb
Strömungslagen	je nach großräumiger Lage	N, NW, W, SW, S

Die Abfolge von Wetterlagen bestimmt nicht nur die Ausbreitungsbedingungen im Untersuchungsgebiet (Kapitel 2.2.2), sondern auch welche Luftmassen am Immissionsort maßgebend sind [31, Malberg, 2002]. Wie sich anhand der folgenden Auswertungen zeigen wird, spielt die Herkunft der vorherrschenden Luftmasse eine der wesentlichsten Rollen bezüglich der Aerosolzusammensetzung und somit der Immissionssituation allgemein. Dadurch stellen Frontensysteme sowohl Luftmassengrenzen im meteorologischen Sinn, aber auch bezüglich der Immissionsbelastung dar.

Aus bisherigen Studien ist bekannt, dass die Präsenz von maritimer Luft im Gegensatz zu kontinentaler Luft häufig mit geringen PM10 Belastungen einhergeht. (z.B. [63, UBA, 2006])

Neben den großskaligen Einflüssen der aktuellen Wetterlage, sind kleinskalige Phänomene hinsichtlich der lokalen Ausbreitungsbedingungen maßgebend.

2.2.2 Physikalische Grundlagen - Ausbreitungsbedingungen

Am bedeutendsten für die Ausbreitung von Luftschadstoffen sind vor allem die Vorgänge im unteren Stockwerk der Troposphäre - der atmosphärischen Grenzschicht. In Bezug auf die bodennahen Ausbreitungsbedingungen ist die Prantl-Schicht (20 bis max. 100 m Höhe über Grund) von Interesse, in der die vertikalen Austauschprozesse von Impuls sowie latenter und fühlbarer Wärme, ebenso wie die Windrichtung mit der Höhe nahezu konstant sind. Anders als in der darauf anschließenden Ekman-Schicht (bis ca. 1000 m Höhe ü.G.), in der hinsichtlich der vertikalen Austauschmechanismen und der Windrichtung eine Höhenabhängigkeit gegeben ist (Ekman-Spirale). [12, DWD, 1987]

Die für das Ausmaß der vorliegenden Arbeit relevanten physikalischen Grundlagen werden in Folge kurz abgehandelt.

2.2.2.1 Turbulenz (Diffusion)

Grundsätzlich wird der atmosphärische Transport von Luftbeimengungen durch Advektion (Kapitel 2.2.2.3) und turbulente Diffusionsprozesse beschrieben. Definitionsgemäß ist Turbulenz ein der gleichmäßigen Luftströmung überlagerter, ungeordneter Bewegungszustand. Die so genannte *mechanische Turbulenz* ist proportional zur Geschwindigkeitsscherung der mittleren Grundströmung. Anders als in der freien Atmosphäre entsteht in der planetaren Grenzschicht vertikale Turbulenz aufgrund von Scherung zwischen ruhender Luft in der Haftschicht am Boden und den geostrophischen Strömungen oberhalb der Ekman Schicht. Zusätzlich wirkt die planetare Bodenrauhigkeit (Schubspannung) durch Bewuchs, Bebauung und Topographie turbulenzfördernd. Ebenso nimmt Reibungsturbulenz mit wachsender Windgeschwindigkeit zu. [12, DWD, 1987]

Ein weiterer Einfluss auf die vertikale Turbulenz ist die statische Stabilität - man spricht von *thermischer Turbulenz* (Kapitel 2.2.2.2). So führt labile Schichtung zu einer Erhöhung der turbulenten kinetischen Energie und fördert somit Vertikalbewegungen, Stabilität hingegen schwächt mechanische Turbulenz ab. [13, Etling, 2002]

Die Turbulenzenergie bzw. die Diffusionsfähigkeit der Grenzschicht ist somit proportional zur Scherung des Grundstroms, zur Höhe der Bodenrauhigkeit und zur vorherrschenden statischen Stabilität (Labilität).

Durch turbulente Bewegungen der Luft werden Gradienten von Austauschgrößen wie Impuls, Wärme oder Wasserdampf abgebaut, ebenso wie suspendierte Substanzen in Richtung des Konzentrationsgefälles transportiert werden (turbulente Diffusion bzw. Verdünnung). Je stärker die Turbulenz, desto schneller werden Konzentrationsgegensätze von Schadstoffen ausgeglichen. Im Vergleich zu molekularen Diffusionsprozessen ist die Turbulenz der planetaren Grenzschicht etwa um den Faktor 10^5 intensiver. [12, DWD, 1987]

2.2.2.2 Das vertikale Temperaturprofil der Troposphäre

Zur Verdeutlichung der Prozesse, die zu Vertikalbewegungen von Luftpaketen (Parcel-Methode) und damit zu günstigen oder auch ungünstigen Ausbreitungsbedingungen führen, müssen adiabatische Vorgänge in der Atmosphäre verstanden werden. Von einem trockenadiabatischen Prozess spricht man dann, wenn ein nicht gesättigtes Luftquantum isoliert von der umgebenden Luft betrachtet wird, also Energiezufuhr und -abgabe unterbunden sind (isentroper Prozess). Dies ist bei schnellen Druckänderungen wie bei Vertikalbewegungen in der Atmosphäre näherungsweise der Fall. Trockenadiabatische Zustandsänderungen werden durch die *Poissongleichung* (auch: Adiabatengleichung) beschrieben:

[12, DWD, 1987]

$$\frac{T}{T_0} = (\frac{p}{p_0})^{R_L/c_p} \quad \Longrightarrow \quad \theta = T_0(\frac{1000}{p_0})^{R_L/c_p}$$

T	absolute Temp. des Luftpackets [K]	θ	potentielle Temperatur [K]
T_0	Anfangstemperatur [K]	R_L	Gaskonstante für trockene Luft (287 $\frac{J}{kg.K}$)
p	Druck im Luftpacket [hPa]	c_p	spez. Wärmekapazität bei
p_0	Anfangsdruck (1000 hPa)		konst. Druck (1006 $\frac{J}{kg.K}$)

Die Adiabatengleichung entspricht der Gleichung der potentiellen Temperatur θ, wenn das Luftpaket mit der Anfangstemperatur T_0 und dem Anfangsdruck p_0 unter einen Druck von 1000 hPa gebracht wird. Bei isentropen Bewegungen bleibt die potentielle Temperatur konstant und ist gegen Druckänderungen invariant [8, Bergmann, Schaefer, 2001]. Unter Anwendung der statischen Grundgleichung und der Gasgleichung erhält man aus der Differenzialform der Adiabatengleichung den trockenadiabatischen Temperaturgradienten (Γ), dem aufsteigende bzw. absinkende Luftpakete in der Atmosphäre unterliegen [12, DWD, 1987]:

$$\Gamma = -\frac{\partial T}{\partial z} = \frac{g}{c_p} = 0,0098\ [\frac{K}{m}] \qquad \text{mit} \qquad \frac{\partial \theta}{\partial z} = 0 \qquad \text{(adiabatische Schichtung)}$$

Nach Erreichen der Taupunkttemperatur geht der Prozess von trockenisentrop in feuchtisentrop über. Dabei wird Kondensationswärme frei, wodurch der feuchtadiabatische

Temperaturgradient mit $\Gamma_f \sim 0{,}65$ K/100m (bei 0 °C, 1000 hPa) geringer als der trockenadiabatische Temperaturgradient ausfällt. [12, DWD, 1987]

Zur Beschreibung von meteorologischen Prozessen ist die Annahme der Standardatmosphäre oft hinreichend. Es wird von einer polytropen Atmosphäre der mittleren Breiten mit einem konstanten vertikalen Temperaturgradienten Γ_f bis zu einer Höhe von 11 km ausgegangen:

$$T(Z) = T_0 - \Gamma_f(Z\text{-}\mathrm{Z}_0)$$

Dabei ist Z als geopotentielle Höhe und Z_0 als Referenzhöhe (Meeresniveau) bzw. T_0 als Referenztemperatur zu verstehen. Dem Konzept der Standardatmosphäre liegt das vertikale Kräftegleichgewicht zwischen Druckgradientkraft und Schwerkraft (Hydrostatisches Gleichgewicht) zugrunde, d.h. die Luft befindet sich im vertikal unbeschleunigten Zustand. [8, Bergmann, Schaefer, 2001]

Die statische Stabilität der aktuellen Atmosphäre differiert jedoch vor allem in bodennahen Schichten von der idealisierten Standardatmosphäre, was auf die Wetter- und Klimabedingungen und somit auf die Ausbreitungsbedingungen vor Ort erhebliche Einflüsse ausübt. So liegen z.B. bedingt durch die solare Einstrahlung oder auch durch die terrestrische Ausstrahlung Temperaturgradienten $\gamma(z)$ vor, die nicht dem adiabatischen Profil entsprechen. Ein vertikaler Temperaturgradient, der größer ist als die adiabatische Schichtung, entspricht labiler Schichtung, was nach dem "Archimedischen Prinzip" zum Aufsteigen der wärmsten und somit leichtesten Luftpakete (Konvektion, thermische Turbulenz), also zur Durchmischung der Luftschichten und zu guten Ausbreitungsbedingungen für Schadstoffe führt: [13, Etling, 2002]

$$\gamma > \Gamma \quad \Longrightarrow \quad \frac{\partial\theta}{\partial z} < 0 \qquad \text{(labile Schichtung)}$$

Die durch die Absorption solarer Strahlung vorhandene Energie wird ebenso wie bodennahe Emissionen durch Turbulenz und Konvektion in höhere Schichten transportiert bis wiederum der Gleichgewichtszustand der adiabatischen (neutralen) Schichtung erreicht wird (Strahlungs-Konvektives Gleichgewicht). Der Auf- bzw. Abbau dieser Mischungsschicht weist einen deutlichen Tagesgang auf.

Als Gegensatz dazu ist bei stabiler Schichtung der Temperaturgradient der aktuellen Zustandskurve kleiner als der trockenadiabatische Gradient, wodurch ein vertikaler Luftaustausch weitgehend unterbrochen ist. Turbulenzwirbel werden dabei in ihrer vertikalen Ausdehnung behindert bzw. verkleinert: [13, Etling, 2002]

$$\gamma < \Gamma \quad \Longrightarrow \quad \frac{\partial\theta}{\partial z} > 0 \qquad \text{(stabile Schichtung)}$$

Im Extremfall handelt es sich um Inversionen mit Temperaturzunahme mit der Höhe - man spricht auch von Sperrschichten [16, Häckel, 1999]. Da besonders in den Wintermonaten in

der Grenzschicht der Atmosphäre (< 1-2 km) oft stabile Schichtung herrscht, werden Diffusionsprozesse und turbulente Bewegungen bzw. ein Vertikaltransport in höhere Schichten verringert und ein Abtransport von Schadstoffen mit einer etwaigen Höhenströmung ist unterbunden. Inversionen treten vor allem als bodennahe *Strahlungsinversionen* infolge ungehinderter nächtlicher Abstrahlung des Bodens bei fehlender Bewölkung oder als hohe *Absinkinversionen* durch absinkende Luftmassen im antizyklonalen Einflussbereich auf. Ebenso wirkt aufgleitende Warmluft inversionsfördernd. Inversionswetterlagen sind besonders im Winterhalbjahr meist den ganzen Tag über beständig, dabei werden Bodeninversionen bei Sonneneinstrahlung im Tagesverlauf vertikal durchmischt, d.h. neben der synoptischen Situation sind vor allem Tages- und Jahreszeit maßgebend. [31, Malberg, 2002]

Die wichtige Rolle des Bedeckungsgrades auf die Strahlungsverhältnisse ist unmittelbar einleuchtend: Geringe Bewölkung wirkt nachts stabilisierend und tagsüber labilisierend. Häufig liegen stabile Schichten im Bereich der Obergrenze von Nebel, Wolken oder Dunst. Anhand von Radiosondendaten zeigt sich, dass z.B. in Wien Hochnebeldecken besonders im Winterhalbjahr häufig mit abgehobenen Inversionen einhergehen. Nebelbildung ist vor allem in tiefen Lagen mit vorangehender Inversionsbildung verbunden, genauso wie Nebel die Inversionsauflösung bremst [70, Kaiser, 1996].

Anhaltend antizyklonaler Einfluss bewirkt im Winterhalbjahr also meist ungünstige Ausbreitungsbedingungen[31, Malberg, 2002].

Zur Erfassung der Vertikalstruktur der Atmosphäre werden in der vorliegenden Arbeit Radiosondenaufstiege herangezogen. Diese erfassen die Vorgänge in der Prantl-Schicht nur ungenau, da das unterste Messniveau der Radiosonde teilweise etwas über Grund liegt und lediglich ein bis zwei Aufstiege pro Tag vorliegen (00 und 12 UTC). Alternativ werden thermische Vertikalprofile der bodennahen Atmosphäre durch Messdaten an Türmen und Berghängen gewonnen, wobei bedingt durch etwaige systematische Messfehler bei quantitativen Aussagen in Bezug auf die Verhältnisse der freien Atmosphäre große Vorsicht geboten ist. Das Hauptproblem stellen die "Überwärmung" durch solare Einstrahlung und die stärkere Abkühlung durch terrestrische Ausstrahlung von boden- bzw. hangnahen Luftschichten dar, wodurch Temperaturdifferenzen von mehreren Grad im Vergleich zur freien Atmosphäre auftreten können. [70, Kaiser, 1996]

2.2.2.3 Das synoptische Windfeld (Advektion)

Die Stärke der horizontalen Strömung im Emissionsniveau von Schadstoffen ist wesentlich für den Abtransport im Allgemeinen. In der Prantl- bzw. Ekman-Schicht folgt die Windgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Bodenrauhigkeit und der statischen Stabilität einem logarithmischen Windprofil [13, Etling, 2002]. Es sind also nicht nur die Druckgegensätze relevant für das bodennahe Windfeld, sondern auch die vorherrschende Stabilität bzw.

thermische Turbulenz. Durch Inversionen werden die darunter liegenden Schichten von der freien Atmosphäre und der synoptischen Strömung entkoppelt, wodurch lokale Windsysteme an Bedeutung gewinnen, während in labilen Situationen bodennahe Strömungen mehr dem synoptischen Muster folgen [36, Prabha, 1996]. Damit ist beispielsweise die Kalmenhäufigkeit während stabiler Situationen am höchsten - die Anzahl an Kalmen im Beobachtungszeitraum kann somit als direkte Funktion geringer Belüftung angesehen werden [32, Mursch-Radlgruber, Gepp, 1999].

Wie bereits erwähnt, bewirkt die durch Windscherung hervorgerufene mechanische Turbulenz zusätzlich eine rasche Durchmischung der Atmosphäre und Verdünnung von Emissionen. So können auch Inversionen durch auffrischenden Wind aufgelöst werden. Zyklonaler Einfluss sorgt demnach für höhere Windgeschwindigkeiten, kräftige turbulente Durchmischung und damit zu günstigen Ausbreitungsbedingungen. Je nachdem wie häufig gradientschwache Lagen auftreten, so gestaltet sich auch das Potential zur Anreicherung von luftfremden Substanzen aus lokalen Quellen.

Dieser reziproke Zusammenhang zwischen Windgeschwindigkeit und Schwebestaubkonzentration wurde bereits in [60, UBA, 2004] am Beispiel von Wien bestätigt. Es existieren jedoch auch Situationen mit sprunghafter Zunahme der Schwebestaubkonzentration bei erhöhter Windgeschwindigkeit, was auf die Winderosion z.B. von Straßenstaub zurückgeführt wird.

Durch großräumige, bodennahe Strömungen wird zwar primär gebildetes Aerosol abtransportiert, jedoch besteht die Möglichkeit, dass je nach Herkunft der Luftmassen zusätzlich Aerosol aus anderen Regionen (v.a. Sekundärpartikel) antransportiert wird [15, Graedel, Crutzen, 1994]. Wesentlich für dessen atmosphärische Bildung sind Zeitraum und Temperatur, die bei der chemischen Umwandlung eine Rolle spielen. Stabile Schichtung begünstigt wegen der herabgesetzten turbulenten Verdünnung zusätzlich großräumigen Ferntransport [57, Stohl, 1991].

2.2.2.4 Das horizontale Temperaturfeld

In Bezug auf die Luftwechselrate in einem Ballungsgebiet ist der Ausbildung einer "städtischen Wärmeinsel" aufgrund der Temperaturerhöhung im dicht verbauten Stadtgebiet ebenfalls Beachtung zu schenken. Wegen der Verbauung, der fehlenden Verdunstungsflächen, aber auch durch anthropogene Wärmequellen ist das strahlungs-konvektive Gleichgewicht in Städten im Vergleich zum Umland sehr verändert - der fühlbare Wärmestrom ist deutlich erhöht. Für mitteleuropäische Städte liegt die Albedo nach [43, Raschke, 1979] bei 15-20 % - also unter derjenigen des unverbauten Gebietes. Fehlende synoptische Einflüsse (Wind, Bewölkung) - also Strahlungswetterlagen - begünstigen die Ausbildung einer Wärmeinsel. In Wien wurden zum Beispiel Temperaturdifferenzen zwischen Kerngebiet und dem unverbauten Umland von über 13 °C festgestellt [1, Auer et al., 1989], wodurch sich belüftungsrelevante Windsysteme einstellen können (Kapitel 2.2.2.5). Die Wärmeinsel

ist in den Sommermonaten stärker ausgeprägt als im Winter mit den Maxima in den Nachtstunden.

Die hinsichtlich der Schadstoffausbreitung maßgebende Inversionsbildung erfolgt durch die Wärmeinsel im dicht verbauten Stadtgebiet nur in abgeschwächter Form. Am Stadtrand von Wien ist nachts die Inversionshäufigkeit rund dreimal so hoch wie in der Innenstadt. Vor allem tagsüber ist eine schnellere Labilisierung in Bodennähe infolge der Wärmeinsel zu beobachten, was sich wiederum positiv auf die Schadstoffbelastung auswirkt [70, Kaiser, 1996]. Bei bodennaher Durchmischung in Kombination mit einer abgehobenen Inversion können jedoch auch Emissionen von höheren Schornsteinen das Bodenniveau erreichen (Fumigation-Effekt) [16, Häckel, 1999].

Weitere Nachweise über die Existenz des Wärmeinseleffekts wurden zum Beispiel anhand von Auswertungen Linzer Stadtmessstellen im Vergleich zur Freilandstation Asten gewonnen, wobei maximale Temperaturdifferenzen von bis zu 5,1°C (TMW) festgestellt wurden [28, Langer, 1999]. Ebenso ergaben PKW Messfahrten in Linz bis zu 3,5 °C Temperaturzunahme in Richtung Stadtgebiet [32, Mursch-Radlgruber, Gepp, 1999].

2.2.2.5 Thermisch induzierte Strömungen

Der wohl bedeutendste Effekt für die Immissionsbelastung in Bezug auf horizontale Temperaturgegensätze im Umkreis von Ballungsgebieten ist die Ausbildung lokaler, thermisch induzierter Windsysteme [16, Häckel, 1999], wodurch Frischluft in bzw. belastete Luft aus dem Stadtgebiet transportiert wird (Flurwindsystem). Durch die instabile Grenzschicht und Konvektion über dem Ballungsgebiet entsteht in Bodennähe ein kompensierender Nettofluss ins Stadtzentrum. Da durch die Erhöhung der Bodenrauhigkeit (z.B. Querbebauung an Hängen) lokale Windsysteme zusätzlich geschwächt werden, ist die Gewährleistung von ausreichender Belüftung zum Beispiel bei städtebaulichen Planungen zu beachten [32, Mursch-Radlgruber, Gepp, 1999].

Ein für die Belüftung des Alpinen Raums ebenfalls wichtiger Aspekt sind thermisch induzierte Lokalwindsysteme im orographisch komplexen Gelände wie Hang- und Talzirkulationen (Kapitel 2.2.5). Vor allem bei gradientschwachen Lagen treten thermische Windsysteme in den Vordergrund, wobei diese in der Regel geringere Intensität als synoptische Winde aufweisen und auf die Grenzschicht bzw. teilweise nur auf wenige Meter über Grund beschränkt sind. Wie bereits erwähnt ist die Ausbildung thermischer Gegensätze und damit auch die thermische Zirkulation stark vom Bedeckungsgrad abhängig. [31, Malberg, 2002]

2.2.2.6 Ausbreitungsklassen gemäß ÖNORM M 9440

Diese ÖNORM ermöglicht es, den Immissionsbeitrag eines Emittenten abzuschätzen, wobei in diesem Zuge meteorologische Gegebenheiten besondere Beachtung finden. Zur

Beschreibung von Turbulenzeigenschaften der bodennahen Luftschichten werden dabei sechs Ausbreitungsklassen (2 = labil bis 7 = stark stabil) unterschieden. Das Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungsklassen basiert auf der Kenntnis der Windgeschwindigkeit im 10m-Niveau und von Strahlungsdaten bzw. von vertikalen Temperaturgradienten. In der vorliegenden Arbeit wurde daher aus Temperaturdifferenzen zwischen höher und tiefer gelegenen Messstellen und Messungen der Windgeschwindigkeit am Immissionsort auf die Ausbreitungsbedingungen der untersten Atmosphärenschichten geschlossen. Details zu dieser Methode sind in [34, ÖNORM M 9440] dokumentiert.

2.2.3 Trajektorien

Zur Analyse von etwaigen Quellregionen für Schadstoffe im Allgemeinen werden Trajektorien angewendet. Das heißt, der Weg, den ein einzelnes Luftpaket von einem fixen Aufpunkt (Rezeptorpunkt) über einen festgelegten Zeitraum hinweg eingeschlagen hat, wird zeitlich zurückverfolgt - die Trajektorienbahn beschreibt diesen Weg [12, DWD, 1987].

In der vorliegenden Arbeit wurde zur Erfassung des großräumigen Aerosoltransportes die web-basierende Berechnung von Rückwärtstrajektorien des HYSPLIT-Modells genutzt (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory). Die Datengrundlage bilden Datensätze vom "ARL (Air Resources Laboratory) Web Server", die in einem mit dem Modell kompatiblen Format online verfügbar sind. [19, http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php]

Für die Berechnungen der vorliegenden Arbeit wurden vorwiegend Analysedaten des "Global Data Analysis System (GDAS)" des GFS-Vorhersage Modells mit einer Auflösung von 1° x 1° (für Österreich ca. 75 km zonal mal 111 km meridional) herangezogen. Die Modellierung der Rückwärtstrajektorien berücksichtigt ebenfalls Vertikalbewegungen entlang der Trajektorienbahnen ("Model vertical velocity") [48, Rolph, 2003] [10, Draxler, Rolph, 2003]. Die Startpunkte der Trajektorien wurden grundsätzlich auf der tiefsten Modellebene gewählt - also entsprechend dem Immissionsniveau in bodennahen Luftschichten. Etwaiger Schadstofftransport findet oftmals unter abgehobenen Inversionen statt, womit die tiefste Modellebene maßgebend ist [57, Stohl, 1991].

Man sollte dabei jedoch berücksichtigen, dass bedingt durch die relativ grobe Auflösung des globalen Datensatzes orographische Strukturen im Modell deutlich geglättet dargestellt sind und daher mesoskalige Phänomene wie lokale Windsysteme oder inneralpine Kaltluftseen nicht erfasst werden. So ist bei der Interpretation von Trajektorienverläufen für z.B. Graz, Klagenfurt oder auch Salzburg, insbesondere bei stabilen Verhältnissen, Vorsicht geboten. Es können zum Beispiel im Modell die Trajektorien die Alpen überqueren, während in der Realität die bodennächsten Luftmassen bei Inversionslage unter der Sperrschicht "gefangen" sind. Die Unsicherheiten nehmen mit zunehmender Trajektorienlänge zu [56, Stohl, 1996] [55, Stohl, 1998]. Die nachfolgenden Trajektorienbahnen dienen also vor allem zur Einschätzung der großräumigen synoptischen Strömungen und damit zur qualitativen Analyse von PM10 Quellregionen auf kontinentaler bis regionaler Skala. Dabei wird

angenommen, dass die Luftmassen die Eigenschaften (Emissionen) der überströmten Regionen annehmen.

Zur Veranschaulichung bzw. Überlagerung mehrerer Trajektorien wurde ArcGIS (ArcView 9.3, Student Edition) verwendet. Die nötigen GIS-Shapefiles wurden mit der Online Applikation "ascii2shp" Conversion Software der Internetseite des ARL (Air Resources Laboratory) erzeugt [11, Draxler et al., 2009].

2.2.4 Deposition

Aus meteorologischer Sicht sind luftgetragene Partikel in Bezug auf Wolken- und Niederschlagsbildung von großer Bedeutung, wobei zwischen Kondensations-, Sublimations-, Gefrier- und Mischkernen unterschieden wird. Sowohl die Größe als auch die chemische Struktur der Partikel bestimmt die Fähigkeit Wolken bzw. Niederschlag zu bilden. Mit dem gebildeten Niederschlagswasser fallen einerseits die Kerne aus, die an der Wolkenbildung beteiligt waren und andererseits wird beim Wachstum der Wolkenelemente und durch fallende Niederschlagsteilchen auch Aerosol sozusagen “ausgewaschen” [12, DWD, 1987]. Somit wird vorhandenes Aerosol und zum Teil auch Vorläufersubstanzen im Zuge der Niederschlagsbildung über „rain-out“ und „wash-out“ Prozesse entfernt (= nasse Deposition) [66, Whitby, Cantrell, 1976].

Beispielsweise ist an österreichischen WADOS-Messstellen (Wet And Dry Only Sampler) die *nasse Deposition* von Sulfat in den letzten 20 Jahren deutlich zurückgegangen, während jene von Nitrat und Ammonium im Prinzip gleich blieb [30, Leder, 2008]. Im Mittel zeigt sich ein Frühjahrs- bzw. Sommermaximum bei der Deposition von im Niederschlagswasser gelösten Ionen, was vor allem auf die Niederschlagshäufigkeit und -menge (Konvektion) zurückzuführen ist (weiterführend: [39, Puxbaum et al., 2002]). Wegen der hohen Abhängigkeit von Hebungsvorgängen bzw. zyklonalen Einflüssen ist die nasse Deposition zeitlich und örtlich sehr variabel.

Grundsätzlich sind Luftmassen, die in Verbindung mit Niederschlägen nach Österreich advehiert werden, häufig gering mit Schwebestaub belastet. Am Beispiel von Wiener Messstellen zeigt sich ein reziproker Zusammenhang zwischen PM10 Konzentration und Niederschlagsmenge vor allem im Stadtgebiet. Dies ist jedoch auch auf die fehlende Aufwirbelung von diffusen Straßenstäuben bei nassen Straßen zurückzuführen. [60, UBA, 2004]

Ein nicht zu vernachlässigender Anteil an der nassen Deposition ist die so genannte *okkulte Deposition*, wobei darunter die Ablagerung von im Nebel, Tau oder Reif gelösten Luftverunreinigungen zum Beispiel an Baumkronen verstanden wird. Schadstoffkonzentrationen können im Wolken- bzw. Nebelwasser im Vergleich zum Niederschlagswasser um den Faktor 10 erhöht sein. Daher ist der Eintrag von Schwefel und Stickstoff in subalpinen Lagen durch die okkulte Fraktion besonders erhöht. [27, Kalina et al., 2002]

Als *trockene Deposition* wird die Sedimentation von Staubpartikeln (v.a. > 10 µm) durch die Schwerkraft oder auch die Adsorption bzw. Diffusion von Gasen und Aerosol an Oberflächen verstanden - Vegetation und Bebauung verstärken dies. Die trockene Deposition ist am stärksten im Nahbereich der Emissionsquelle und nimmt mit zunehmender Entfernung ab.

Unabhängig von dem, durch die Industrialisierung bedingten, weltweiten Aerosolanstieg würde die Gesamtheit an Aerosolkernen im natürlichen Gleichgewicht zwischen den natürlichen Aerosol-Freisetzungsmechanismen und den zuvor genannten Prozessen im räumlichen und zeitlichen Mittel konstant bleiben. [12, DWD, 1987]

2.2.5 Orographische Einflüsse

Zu den gut durchlüfteten Regionen Österreichs zählen verständlicherweise alle höher gelegenen Regionen oder auch das nördliche Alpenvorland bis hin zum Wiener Becken, wo durch das nordostseitige Umströmen der Alpenausläufer oft lebhafte Winde und gute Ausbreitungsbedingungen herrschen.

In Bezug auf die lokal-klimatischen Parameter haben orographisch komplexe Strukturen im Alpenraum einen hohen Stellenwert. So stellen die Alpen auf synoptischer Skala ein Hindernis für atlantische Systeme dar - zum Beispiel "verwellen" häufig Frontensysteme nördlich des Alpenbogens und erreichen Regionen weiter im Süden nicht. Der Leeeffekt der Alpen ist besonders in Kärnten und der Steiermark zu erkennen, wo vor allem in den Wintermonaten verminderter Luftaustausch durch fehlenden Tiefdruckeinfluss zu Problemen bezüglich der Luftreinhaltung führt [61, UBA, 2000-2008]. Ebenso ist die *Neigung zu Inversionslagen* in alpinen Becken und Tälern durch die bevorzugte Bildung von Kaltluftseen sehr wesentlich, wodurch ein vertikaler Luftmassenaustausch unterbrochen und somit die belastete Luft durch die umgebenden Erhöhungen in einem sehr begrenzten Volumen gefangen ist [31, Malberg, 2002].

Zusätzlich kann durch orographische Strukturen eine Vielfalt an thermisch induzierten, lokalen Windsystemen generiert werden. Diese treten bevorzugt - wie auch die Flurwindsysteme - bei Strahlungswetterlagen auf, da ansonsten synoptische Einflüsse mesoskalige Phänomene überlagern bzw. abschwächen. Für den inneralpinen Luftmassenaustausch sind generell Hangwindzirkulationen bzw. Berg- und Talwindsysteme maßgebend. Hangabwinde werden durch absinkende Kaltluft erzeugt und erreichen in der Regel Windgeschwindigkeiten bis ca. 2 m/s, während Talwinde entgegen dem entlang der Talachse ausgerichteten Druckgradienten wehen. So können Windgeschwindigkeiten bis über 10 m/s erreicht werden. [12, DWD, 1987]

Ein gutes Fallbeispiel für die soeben dargelegten Zusammenhänge liefert eine Studie von Podesser, in der versucht wurde, im März 2004 während einer sehr ausgeprägten Hochdrucklage anhand von Fesselballonsondierungen die immissionsklimatische Vertikalstruktur im Grazer Becken zu erfassen [68, Podesser et al., 2004]. Anhand dieser Studie können die

Auswirkungen durch den Auf- bzw. Abbau einer Temperaturinversion und eines tagesperiodischen Windsystems auf die Vertikalstruktur der Immissionskonzentration beispielhaft beschrieben werden - Details werden in Kapitel 3.2.2 diskutiert.

Nicht nur in alpinen Landesteilen, sondern auch im Alpenvorland und darüber hinaus, haben orographische Strukturen Einfluss auf die meteorologischen Verhältnisse und die Immissionssituation vor Ort. Zum Beispiel führt in Wien leichter Südostwind zu Staueffekten an den Ausläufern des Wienerwaldes und begünstigt damit die Ausbildung von seichten Bodeninversionen. Umgekehrt führt Westwind häufig zum "Ausräumen" der stabilen Schichtung [74, Piringer, 1989]. Zusätzlich erfolgt bei schwachem Wind und ausreichender Stabilität eine Kanalisierung der Strömungen im Donautal (Umströmen des Wienerwaldes) und im Wiental [72, Kaiser, 1983]. Eine ähnliche Situation zeigt sich in Linz, wo ebenfalls das Donautal und die umliegenden Erhebungen der südlichen böhmischen Masse maßgeblich Einfluss auf die bodennahen Ausbreitungsbedingungen des Ballungsraumes nehmen. So treten wie auch in alpinen Regionen Tal- und Hangwindsysteme auf - belüftungstechnisch relevant ist vor allem der so genannte Haselgrabenwind [32, Mursch-Radlgruber, Gepp, 1999].

Im Zuge der folgenden Auswertungen werden lediglich die wichtigsten immissionsrelevanten Phänomene abgehandelt.

2.3 Methoden der PM10 Herkunftsanalyse

Als Konsequenz der Einführung von gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerten für PM10 wurden besonders in den letzten 10 Jahren erhebliche Anstrengungen unternommen, um den Ursachen für die europaweiten PM10 Überschreitungen auf den Grund zu gehen. Es existieren einige Ansätze, um auf die Hauptverursacher von immissionsseitig erhöhter PM10 Belastung zu schließen.

Eine Möglichkeit sind so genannte Dispersionsmodelle, welche von Emissionsraten unterschiedlicher Quellen ausgehen und diese mit meteorologischen Randbedingungen (Diffusion, Transport) und chemischen Transformationsmechanismen verbinden, wodurch sich "Source/Receptor-Beziehungen" ermitteln lassen. Beispielsweise werden im Rahmen des „European Monitoring and Evaluation Programme" (EMEP) PM10 Modellrechnungen durchgeführt, wobei jedoch für Österreich eine deutliche Unterschätzung der tatsächlich gemessenen Konzentrationen festgestellt wurde [67, Yttri et al., 2007]. Die Schwachstellen der PM10 Modellierung liegen in der Genauigkeit der meteorologischen Modelle und den großen Unsicherheiten in der Erfassung einer Vielzahl von Emissionsquellen. Das Hauptproblem stellt die räumlich hoch aufgelöste Erfassung von fugitiven Emissionen und sekundär gebildeten Substanzen dar, da in österreichischen Emissionskatastern hauptsächlich sogenannte gefasste Emissionen aufscheinen [59, UBA, 2005b]. Eine Möglichkeit diffuse Schwebstaubemissionen Österreichs zu quantifizieren, liefert die Studie [65, Winiwarter et al., 2007] mit dem Konzept der "potentiellen Emissionen", welches bei Inkludierung in bestehende Emissionsbilanzen eine Verdoppelung der gesamten TSP-Emissionen bedeuten würde. Hauptquellen dafür sind Industrie, Verkehr, Landwirtschaft und Kleinverbraucher.

Weiterführende Informationen zu nationalen PM10 Emissionsinventuren sind z.B. in [35, Orthofer et al., 2005], [65, Winiwarter et al., 2007] und [64, Winiwarter et al., 2001] zu finden. Europaweite Emissionsdaten für Primärpartikel, aber auch für Vorläufersubstanzen stehen auf der EMEP-Internetseite im 50 km x 50 km Raster online zur Verfügung [21, http://www.emep.int/].

Es ist also offensichtlich, dass durch die Vielzahl der PM10 Freisetzungsmechanismen, die zusätzlich stark von der Witterung und der aktuellen Bodenbeschaffenheit abhängen, keine flächendeckende Emissionsinventur vorliegt und somit bestimmte Quellengruppen unberücksichtigt bleiben. Die Erkennung der Quellbeiträge auf unterschiedlichen räumlichen Skalen ist ein mehrdimensionales Problem und konnte bisher nur näherungsweise bestimmt werden.

Daher wird bei der Analyse von PM10 Hauptquellen häufig auf Grundlage der immissionsseitigen Bestandsaufnahme gearbeitet. Unter Einbeziehung meteorologischer Parameter zum Beispiel durch Zuhilfenahme von Konzentrationswindrosen bzw. Rückwärtstrajektorien kann auf die räumliche Verteilung und etwaige Herkunftsregionen geschlossen werden. So kommen zum Beispiel Trajektorien-Verweilzeitstatistiken zur Anwendung, wobei die

Luftmassen unter der Berücksichtigung der Immissionskonzentration (Gewichtung) am Trajektorienendpunkt bestimmten Herkunftsregionen zugeteilt werden [71, Kaiser, Scheiflinger, 2003]. Neben Erkenntnissen aus zahlreichen Statuserhebungen des Umweltbundesamtes wird zum Beispiel in [63, UBA, 2006] anhand von Trajektorienbahnen zwischen "Ferntransport" und "regionaler bzw. lokaler Schadstoffakkumulation" während windschwachen Situationen unterschieden. Dabei erfolgt eine Klassifizierung und anschließende Auszählung von täglichen Rückwärtstrajektorien, die verschieden stark durch belastete Gebiete von PM10 bzw. Vorläufersubstanzen beeinflusst werden. Analog zur Verweilzeitstatistik ist es problematisch den Beitrag von Quellgebieten zu unterscheiden, die hintereinander überquert wurden. In der vorliegenden Arbeit wird mit der rein visuellen Überlagerung von Trajektorien an besonders auffälligen Überschreitungstagen das Auslangen gefunden, da das Ausmaß der vorliegenden Beobachtungszeiträume nicht für eine aussagekräftige Statistik nach obigem Vorbild ausreichen würde.

Unter "Regional" wird ein Einzugsbereich von etwa 100 km verstanden, unter "Ferntransport" von mindestens mehreren hundert Kilometern. In [63, UBA, 2006] ergab eine Auswertung von drei Hintergrundmessstellen mittels Rückwärtstrajektorien (Modell: FLEXTRA, Daten: ECMWF), dass in Enzenkirchen (OÖ) an Tagen mit über 45 µg/m³ zu 53 % regionale Schadstoffakkumulation für die erhöhte Belastung verantwortlich war, in Illmitz (Bgld.) zu 40 % und in Pillersdorf (NÖ) zu 42 %. Die restlichen Ferntransportbeiträge stammen in Illmitz (60 %) und Pillersdorf (58 %) vor allem aus Regionen beginnend in Serbien, Rumänien über Ungarn, die Slowakei, Tschechien und Polen bis hin zu Ost-Deutschland. Für Enzenkirchen hingegen wird dieser Anteil (47 %) überwiegend den nördlichen Nachbarländern bzw. Deutschland und Westeuropa zugeordnet. Der Beitrag von Ungarn, der Slowakei und Nordostösterreich an der Gesamtbelastung liegt bei etwa 13 %. Lokale Einflüsse durch Winderosion und landwirtschaftliche Tätigkeiten werden im Bereich dieser Hintergrundmessstellen weitgehend ausgeschlossen. In alpinen Becken und Tälern wurde davon ausgegangen, dass Ferntransport praktisch keine Rolle spielt, da Grenzwertüberschreitungen immer an ungünstige Ausbreitungsbedingungen geknüpft sind, bei denen ein großräumiger Aerosoltransport über die Gebirge hinweg kaum möglich ist.

Bisherige Analysen von Episoden hoher PM10 Belastung in Österreich hatten erwartungsgemäß lang anhaltende Hochdruckwetterlagen mit häufigem Einfluss kontinentaler Luftmassen als Ursache, wohingegen West- bis Nordwetterlagen für unterdurchschnittliche Feinstaubkonzentrationen verantwortlich waren.

Auf Basis von bisher in Österreich durchgeführten Studien können folgende Hauptursachen für erhöhte PM10 Belastungen bereits an dieser Stelle festgelegt werden [60, UBA, 2004], [59, UBA, 2005b], [63, UBA, 2006]:

- ▷ Hohe Emissionen primärer Partikel im urbanen Raum vor allem durch Kfz-bedingte Emissionen (Dieselruß, Abrieb, Wiederaufwirbelung), Hausbrand und Industrie (z.B. Schwerindustrie in Linz oder Leoben-Donawitz)

- ▷ Regionale Bildung von Sekundäraerosol
  - Erhöhte NO_x -Emissionen z.B. in Regionen mit hoher Verkehrsbelastung führen zur Bildung von Ammoniumnitrat.
  - Ebenso können SO_2-Emissionen erhöhte Konzentrationen von Ammoniumsulfat bewirken.
- ▷ Grenzüberschreitender Ferntransport von Primär- und Sekundärstäuben - in Ostösterreich v.a. aus osteuropäischen Regionen
- ▷ Außergewöhnlich starke Anreicherung lokaler Emissionen in alpinen Becken und Tälern aufgrund von schlechten Ausbreitungsbedingungen

Die für Österreich wesentlichen Verursachergruppen sind demnach in den Bereichen Industrie, Straßenverkehr, Raumwärme, Land- und Bauwirtschaft zu finden. In diesen Zweigen lassen sich anthropogene Abgasemissionen relativ genau durch Berücksichtigung in Emissionskatastern erfassen. Wie bereits erwähnt sind jedoch große Unsicherheiten in der Quantifizierung von natürlichen Aerosolquellen und Sekundärstäuben, ebenso wie von so genannten fugitiven Emissionen gegeben. Dies sind zum Beispiel die Wiederaufwirbelung von Straßenstäuben, Manipulation von Schüttgütern oder auch Aufwirbelung von Bodenmaterial in der Landwirtschaft. Zusätzlich unterliegen diese Quellen jahreszeitlichen Schwankungen. Vor allem die Wiederaufwirbelung von Straßenstäuben kann im Spätwinter durch Streumaterial beträchtlich sein.

Eine weitere Möglichkeit aufbauend auf Immissionsmessdaten an der Einwirkstelle ("Rezeptor") auf Beiträge von Verursachern zu schließen, bieten so genannte "Chemical Mass Balance-Modelle" (kurz: CMB-Modelle), worauf auch die vorliegende Arbeit aufbaut. Die Aerosol-Quellen-Modelle identifizieren Verursacher durch den Vergleich von chemischen Immissionsprofilen mit Profilen unterschiedlicher Quellen ("Fingerprints") - Details dazu finden sich Kapitel 2.4. Es wurde bereits vielfach darauf hingewiesen, dass die Kenntnis der chemischen PM10 Zusammensetzung unerlässlich für den Entwurf und die Umsetzung von sinnvollen Minderungsmaßnahmen ist [59, UBA, 2005b].

2.4 "AQUELLA" (Aerosol-Quellen-Analyse)

Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben

Der überwiegende Teil dieses Kapitels wurde auf Grundlage der AQUELLA-Projekte erstellt. [2]-[6], [26]

2.4.1 Einführung und Überblick

Als Lösungsmöglichkeit der bereits beschriebenen Unsicherheiten hinsichtlich der Bestimmung von Verursachern für PM10 Grenzwertüberschreitungen, wurde die AQUELLA-Projektserie am Institut für Chemische Technologien und Analytik (CTA) der TU Wien in Zusammenarbeit mit den österreichischen Bundesländern und Ministerien ins Leben gerufen.

Die Untersuchungen beruhen auf einer Reihe detaillierter chemischer Analysemethoden von Proben der bedeutendsten PM10 Quellen und der Immissionsproben von Auswertezeiträumen. Dabei kam ein auf Österreich abgestimmtes Massenbilanz-Modell, das *"Makrotracer-Modell"* zum Einsatz, um von der Immissionsmessung an der Einwirkstelle (Rezeptor) auf Anteile von Verursachern (Emissionsquellen), also auf die Herkunft der Partikel zu schließen. Zusätzlich konnte durch Differenzialdiagnose zwischen ausgewählten Stadt- und Hintergrundmessstellen auf etwaige lokale bzw. großräumige Belastungen bestimmter Aerosolkomponenten geschlossen werden. Eine Beschreibung der Datengrundlage und die Position der Messstellen ist in Kapitel 3.1 enthalten.

In Abb. 2.2 ist die Abfolge der voneinander unabhängigen AQUELLA-Datensätze, also der analysierten Zeiträume, die dieser Arbeit zugrunde liegen, dargestellt.

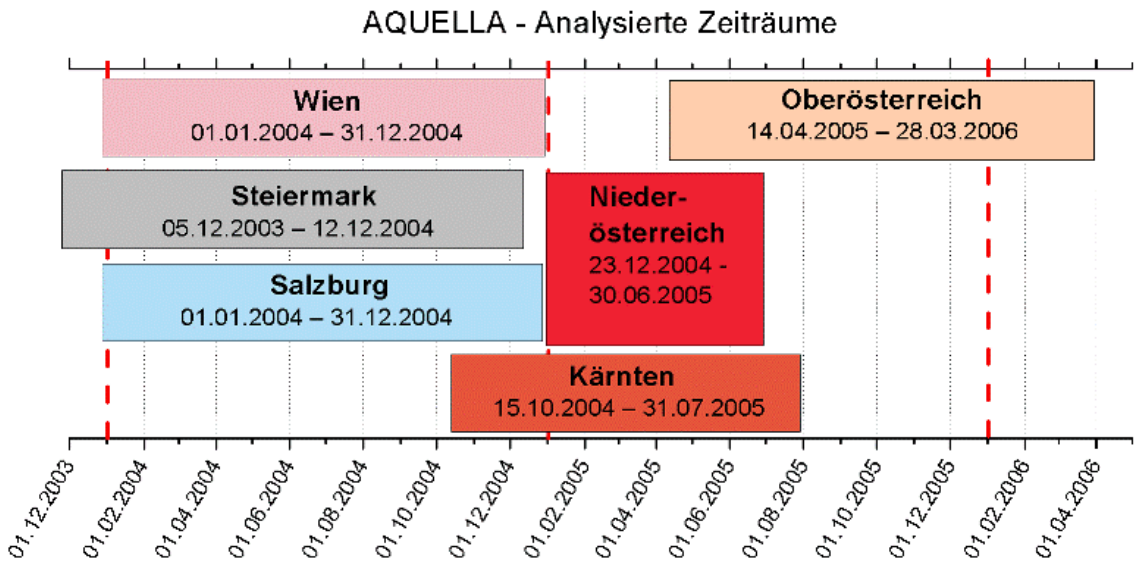


Abb. 2.2: Übersicht - Abfolge der AQUELLA-Projekte

Die Tagesproben der AQUELLA-Zeiträume wurden oftmals "gepoolt" analysiert, also eine Anzahl von zwei bis mehreren Tagen mit ähnlichem Immissionsverhalten zusammengefasst. Die Kriterien bei der Auswahl von Pools waren z.B. das Verhältnis der Stadt- zur Hintergrundbelastung (Sequenzen mit ähnlichem Verlauf), besondere Ereignisse (Osterfeuer) bzw. das Überschreiten des TMW Grenzwertes von 50 µg/m³.

Wichtig für die vorliegende Arbeit sind die aus den analysierten Makrotracern abgeleiteten PM10 Quellen:

Tab. 2.4: Makrotracer und abgeleitete Quellen

Makrotracer	*Aerosolkomponenten*	*Abgeleitete Quelle*
Ruß - Elementarer Kohlenstoff (EC)	Verbrennung: Diesel, Öl, Holz, Kohle; Abrieb: Brems-, Reifen- und Anteile des Straßenabriebs über Emissionsfaktoren abgeleitet	v.a. Verkehr / Offroad, andere fossile Quellen (Holzrauch abgezogen, Kohlefeuerung inkl.)
Levoglucosan (Anhydrozucker)	Biomasse-Rauch	v.a. Haushalte (Winter), Waldbrände, sonst. offene Feuer
Cellulose	Pflanzendebris	org. Pflanzenmaterial
HULIS	"Humic like substances" (Huminstoffartige Verbindungen, organisches Sekundäraerosol)	Folgeprodukt aus gasförmigen Emissionen von Biomassefeuerung (winterspezifisch)
Sporen	Bio-Aerosol	Pilze (sommerspezifisch)
NaCl	Auftausalz	Winterdienst
Si, Ca	Mineralstaub (geogen), silikatisches bzw. karbonatisches Material	Splittstreuung, Straßenabrieb, Baustellen, Fassaden-Erosion, Landwirtschaft, natürliche Erosion, Kohleverbrennung
Ammonium NH_4^+ Sulfat SO_4^{2-} Nitrat NO_3^-	Anorganisches Sekundäraerosol (Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat)	Vorläufersubstanzen: Ammoniak (v.a. Viehzucht), NO_x (v.a. Straßenverkehr, Großanlagen), SO_2 (v.a. Industrie)
Rest (nicht identifiziert)	sonst. organisches Material (OM_{sonst}=OC_{Rest}*1,7), sonstiges organisches Sekundäraerosol, unbekannte Bio-Aerosole, usw.	v.a. Verbrennungsprozesse

Die relativ zuverlässigen Makrotracer-Komponenten wurden in Quellenproben analysiert, woraus Quellenprofile entstanden, die ihrerseits zur Zuordnung von analysierten Immissionsproben zu Aerosolquellen, also zur Quellenidentifizierung (insg. 9 Quellengruppen) verwendet wurden. Beispielsweise ergaben die analysierten Straßenstaubproben von AQUELLA-Oberösterreich als Hauptbestandteile 10-25 % Ruß und organisches Material, überwiegend jedoch silikatisches Material (bis über 70 %) und Karbonat (bis zu 25 %). Die Zusammensetzung von Baustellenstäuben gestaltet sich ähnlich mit 4-15 % organischem Material, 25-50 % silikatischen Stäuben und hohem Karbonatanteil von bis zu 70 %. Diese Ergebnisse sind in Bezug auf die Problematik der Erfassung diffuser Emissionen besonders wertvoll. Die Kenntnis der chemischen Zusammensetzung über längere Untersuchungs-

zeiträume hinweg liefert somit ein entscheidendes Hilfsmittel, um die PM10 Immission bestimmten Emittenten zuzuordnen.

Details zur Auswahl der Quellen, zu den Tracerkomponenten, zur Probenahme und Analytik sind den einschlägigen AQUELLA-Berichten zu entnehmen.

2.4.2 Ergebnisse der Makrotraceranalysen (Zusammenfassung)

Wie bereits erwähnt wurde, sind die PM10 Überschreitungsepisoden österreichweit vorwiegend auf das Winterhalbjahr konzentriert. Die Frage inwieweit winterspezifische Quellen verantwortlich sind, konnte anhand der AQUELLA-Analysen mittels Differenzialdiagnose zwischen den Jahreszeiten geklärt werden. Dabei wurde in allen Bundesländern festgestellt, dass im Winterhalbjahr vor allem anorganische Ionen (NH_4^+, SO_4^{2-}, NO_3^-), aber auch Holzrauch und HULIS verstärkt in hoher Konzentration vorlagen, was auf spezifische Winterquellen zurückzuführen ist. Dieser Zuwachs von Juli auf Jänner war ein flächendeckendes Phänomen. Bei Ammoniumnitrat ist die Bildungsrate sowohl vom Vorhandensein der Vorläufersubstanzen Ammoniak und Stickstoffoxiden abhängig, als auch von der aktuellen Witterung, da das Reaktionsgleichgewicht bei tiefen Temperaturen auf der Seite der festen Phase liegt [54, Stelson, Seinfeld, 1982]. Während winterlicher Hochdrucklagen können entsprechend hohe NO_x-Emissionen somit zur raschen Neubildung von Ammoniumnitrat führen. Die Zunahme von Ammoniumsulfat im Winter wurde vor allem auf Ferntransport zurückgeführt, da die SO_2 Emissionen in Österreich mittlerweile eine eher untergeordnete Rolle spielen. Die Hauptquellen in Zentral- und Osteuropa sind große kalorische Kraftwerke und Schwerindustriebetriebe [21, http://www.emep.int/].

An Hintergrundmessstellen waren also im Mittel der analysierten Überschreitungstage vorwiegend sekundär gebildete Substanzen und Emissionen der Biomasseverbrennung zu finden. In den letzten Jahren wurde verstärkt der Verfeuerung fester Brennstoffe (v.a. Holz) aus dem Hausbrand besonders im ländlichen Raum Aufmerksamkeit geschenkt. Dabei hat sich herausgestellt, dass Holzrauch die primäre Hauptkomponente mit 20 bis 40 % an der PM10 Hintergrundbelastung vor allem im Winterhalbjahr darstellt. Ursachen dafür liegen in Österreich in der hohen Beliebtheit von Holz im Hauswärmesektor und der hohen Siedlungsdichten außerhalb der Städte. Andere bedeutende Holzrauchquellen können Waldbrände oder landwirtschaftliche Feuer sein. [49, Schmidl et al., 2008] [38, Puxbaum et al., 2007]

Inwieweit es sich bei den oben genannten Aerosolbestandteilen um regionale bzw. überregionale Schadstoffanreicherung handelt, soll in weiterer Folge durch Berücksichtigung meteorologischer Vorgänge eruiert werden.

Ebenfalls winterspezifisch und anscheinend stark von der Witterung beeinflusst, war die teilweise kräftige Schwankungsbreite bei mineralischen Komponenten wie Silikat, Karbonat und Streusalz an verkehrsnahen Messstellen, was vor allem mit dem Winterdienst und

verschmutzten Straßen in Verbindung gebracht wurde. So sammeln sich zerkleinerte Streumaterialien an Straßenrändern und werden bei trockenen Verhältnissen besonders von schweren bzw. breiten Fahrzeugen wieder aufgewirbelt - auch Einkehrvorgänge im Spätwinter können wesentlich beitragen. Normaler Straßenabrieb als Hauptursache kann weitgehend ausgeschlossen werden. Da dieses Phänomen immer nur kurzzeitig (bis zu mehrere Tage) an den urbanen und verkehrsnahen Messstellen beobachtet wurde, ist von überwiegend lokalen Einflüssen auszugehen, worauf im Zuge dieser Arbeit noch verstärkt eingegangen wird. An den Hintergrundmessstellen waren mineralische Komponenten eher im Frühjahr und Frühsommer erhöht, was vermutlich mit landwirtschaftlichen Aktivitäten bzw. dem Offroad-Bereich (Baustellen) in Verbindung steht. Großräumiger Transport von Mineralstaub wurde bisher nur mit Saharastaub in Verbindung gebracht. [2, Bauer et al., 2007]

Anders äußerten sich Beiträge der Quellengruppen "Kfz-Auspuff" bzw. "Kfz-Abrieb" mit teilweise über 20 % an verkehrsnahen Messstellen, die im Mittel deutlich geringere Zuwächse in der kalten Jahreszeit aufwiesen (ca. 10 %). Durch die einigermaßen gleich bleibende Emissionsstärke im jahreszeitlichen Verlauf ist dieser Zuwachs vor allem auf die verminderten Ausbreitungsbedingungen im Winterhalbjahr zurückzuführen. An den ländlichen Messstellen traten diese Beiträge deutlich in den Hintergrund (ca. 5 %). Für den Anteil "Kfz-Auspuff" sind sämtliche Quellen von Dieselmotoren (Kfz, Offroad Verkehr, Bahn, Schiff,...), aber auch Rußanteile der Kohleverbrennung und sonstiger fossiler Quellen enthalten - Holzrauchbeiträge wurden abgezogen. Im Mittel ist der direkte Kfz-Abgas-Anteil durch den Stadtverkehr relativ gering mit ca. 4-8 %. Unter Berücksichtigung der indirekten Kfz-Beiträge durch Straßenabrieb und verwandte Prozesse wie Winterdienst und Streusalz, sowie des Sekundär-Anteiles bei Nitrat liegt der Gesamtbeitrag von Partikeln aus dem Straßenverkehr bei etwa 25-30 %.

Weiters wurde nicht aufgeschlüsseltes organisches Material (hier enthalten im nicht identifizierten "Rest") bestimmt, dessen Ursprung aus unterschiedlichen Verbrennungsprozessen vermutet wird. In Arbeiten aus den USA und Kanada wurde beispielsweise nachgewiesen, dass auch organisches Aerosol überwiegend Biomassefeuerung als Quelle hat.

Vergleichsweise geringe Beiträge wurden in AQUELLA aus natürlichen Quellen wie Bio-Aerosol oder aus Verbrennung von Erdgas bzw. Kochvorgängen nachgewiesen, wobei Pflanzendebris im Makrotracer-Modell großteils unterschätzt wird.

Durch den Vergleich der AQUELLA-Projekte untereinander konnten nun auch Bundesland-spezifische Unterschiede ausgearbeitet werden. Dabei hat sich herausgestellt, dass die Belastung durch Holzrauch vor allem im ländlichen Raum eine bedeutende Rolle spielt. Bei erhöhter Holzrauchimmission steigt gleichzeitig auch der relative Anteil von Folgekomponenten (HULIS) im Hintergrund.

Besonders zielführend zur Klärung der Frage nach etwaigem Aerosoltransport ist die Beachtung des "*Urban Impacts*" (UI) zwischen Stadt- und Hintergrundmessstelle, wobei

durch Kenntnis der chemischen Inkremente auf etwaige lokale Emissionen geschlossen werden kann.

Weiterführende Ergebnisse wie zum Beispiel Analysen von Tagen ohne Grenzwertüberschreitungen, Sommer-Winter-Vergleiche und die CMB-Modellierung sind in [2]-[6] bzw. [26] zu finden.

Letztlich zeigt sich, dass durch die chemische Analyse und den Vergleich der Messstellen untereinander bereits gute Aussagen über die PM10 Hauptquellen getroffen werden können. Die kurzfristige Variation der Aerosolkomponenten im zeitlichen Verlauf kann jedoch nicht wie die jahreszeitliche Schwankung auf spezifische Quellen, sondern vielmehr auf physikalische Vorgänge in der Atmosphäre zurückgeführt werden. Ebenso sind Informationen bezüglich der Strömungsverhältnisse und der Ausbreitungsbedingungen bei der Eruierung etwaiger PM10 Quellregionen im Untersuchungsraum unabdingbar. Gerade der einzigartige AQUELLA-Datensatz liefert in Kombination mit einer meteorologischen Begutachtung ausschlaggebende Erkenntnisse, um in weiterer Folge entsprechend sinnvolle Strategien zur Reduktion der Feinstaubbelastung setzen zu können.

3 Auswertung und Ergebnisse

3.1 Datengrundlage - Messstellen - Untersuchungsgebiet

Die folgende Tabelle enthält eine Zusammenstellung sämtlicher in der vorliegenden Arbeit herangezogenen Messstellen und des ausgewerteten Datenmaterials:

Tab. 3.1: Messstationen - Datenmaterial - Quellen

Messstelle	***Kürzel***	***Daten***	***Quelle***	***Seehöhe***
		Wien		
Wien Rinnböckstraße	RI	Aquella (urban)	CTA	160
Wien Kendlerstraße	KE	Aquella (urban), PM10 kont.	CTA, MA22	230
Schafberg	SB	Aquella (Hintergrund urban)	CTA	320
Lobau	LO	Aquella (Hintergrund urban), PM10 kont., Wind, T	CTA	150
Wien Hohe Warte	HW	p, T, $T_{\min}$, $T_{\max}$, Niederschlag, Sonnenscheindauer, Radiosonden	ZAMG, University of Wyoming	207
Wien AKH-Dach	AKH	Wind, T	MA22	270
Kaiserebersdorf	KA	Wind, T	MA22	155
Hermannskogel	HK	T	MA22	520
		Niederösterreich		
St.Pölten Europaplatz	PÖ	Aquella (urban), PM10 kont., T	CTA, Land NÖ	271
Schwechat	SW	Aquella (Hintergrund urban)	CTA	155
Mistelbach	MB	Aquella (Hintergrund), PM10 kont., Wind, T, $T_{\min}$, $T_{\max}$, Niederschlag, Sonnenscheindauer	CTA, Land NÖ, ZAMG	250
Stixneusiedl	ST	Aquella (Hintergrund), T	Land NÖ	240
Forsthof am Schöpfl	FH	T	Land NÖ	581
Kollmitzberg	KO	T	Land NÖ	465
Amstetten	AM	T	Land NÖ	270

Messstelle	*Kürzel*	*Daten*	*Quelle*	*Seehöhe*
Wiesmath	WI	T	Land NÖ	738

Salzburg

Salzburg Rudolfsplatz	RU	Aquella (urban), PM10 kont., Wind	CTA, Land Salzburg	425
Salzburg Lehen	LE	Aquella (urban)	CTA	455
Anthering	AN	Aquella (Hintergrund)	CTA	420
Salzburg Flughafen	FH	p, T, $T_{\min}$, $T_{\max}$, Niederschlag, Sonnenscheindauer	ZAMG	430
Kapuzinerberg	KB	T	Land Salzburg	650
Gaisberg (Judenbergalm)	GA	T	Land Salzburg	800
Gaisberg (Zistelalm)	GA	T	Land Salzburg	1011

Oberösterreich

Linz Römerberg	RÖ	Aquella (urban)	CTA	262
Linz Neue Welt	NW	Aquella (urban), PM10 kont., Wind	CTA, Land OÖ	265
Steyregg	ST	Aquella (Hintergrund urban), PM10 kont., Wind	CTA, Land OÖ	335
Enzenkirchen	EK	Aquella (Hintergrund), PM10 kont., Wind	CTA, Land OÖ	525
Linz Hörsching	HÖ	Radiosonden	ESRL	298
Linz Freinberg	FR	T	Land OÖ	380
Linz Magdalenaberg	MA	T	Land OÖ	680
Giselawarte	GI	T	Land OÖ	950
Linz 24er-Turm	24	PM10 kont., Wind	Land OÖ	255
Bad Ischl	BI	PM10 kont., Wind	Land OÖ	460
Braunau	BR	PM10 kont., Wind	Land OÖ	350
Grünbach bei Freistadt	GB	PM10 kont., Wind	Land OÖ	918
Kristein bei Enns	KR	PM10 kont., Wind	Land OÖ	282
Steyr	SY	PM10 kont., Wind	Land OÖ	307
Traun	TR	PM10 kont., Wind	Land OÖ	274
Vöcklabruck	VÖ	PM10 kont., Wind	Land OÖ	420
Wels	WE	PM10 kont., Wind	Land OÖ	316

Messstelle	***Kürzel***	***Daten***	***Quelle***	***Seehöhe***
		Kärnten		
Klagenfurt Völkermarkterstraße	VÖ	Aquella (urban), TSP kont., Wind	CTA, Land Kärnten	445
Klagenfurt Koschatstraße	KO	Aquella (urban), T	CTA, Land Kärnten	440
Gurtschitschach	GU	Aquella (Hintergrund), TSP kont., Wind	CTA, Land Kärnten	440
Lavamünd	LA	Aquella (Hintergrund)	CTA	420
Klagenfurt Flughafen	FH	p, T, $T_{\min}$, $T_{\max}$, Niederschlag, Sonnenscheindauer	ZAMG	452
Kreuzbergl	KB	T	Land Kärnten	550
Eberdorf	ED	T	Land Kärnten	660
Göriach	GÖ	T	Land Kärnten	840
Magdalensberg	MA	T	Land Kärnten	1050
		Steiermark		
Graz Don Bosco	DB	Aquella (urban)	CTA	358
Graz Süd - Tiergartenweg	GS	Aquella (urban), PM10 kont., Wind	CTA, Land Steiermark	342
Bockberg	BB	Aquella (Hintergrund), TSP kont.	CTA, Land Steiermark	449
Graz Thalerhof	TH	Radiosonden	ZAMG, ESRL	347
Graz Universität	UN	p, T, $T_{\min}$, $T_{\max}$, Niederschlag, Sonnenscheindauer	ZAMG	366
Graz Oeverseepark	OE	Wind	Land Steiermark	348
Graz Kärntnerstr.	KÄ	Wind	Land Steiermark	410
Graz Platte	PL	PM10 kont., T	Land Steiermark	661
Graz Mitte	GM	T	Land Steiermark	350
Schlossberg	SB	T	Land Steiermark	450
Kalkleiten	KL	T	Land Steiermark	710
Plabutsch	PB	T	Land Steiermark	754

Im Folgenden werden die geographischen Positionen der zu den Auswertungen herangezogenen Messstellen dargestellt. Die AQUELLA-Messstellen unterscheiden sich in Form und Farbe von rein meteorologischen Stationen.

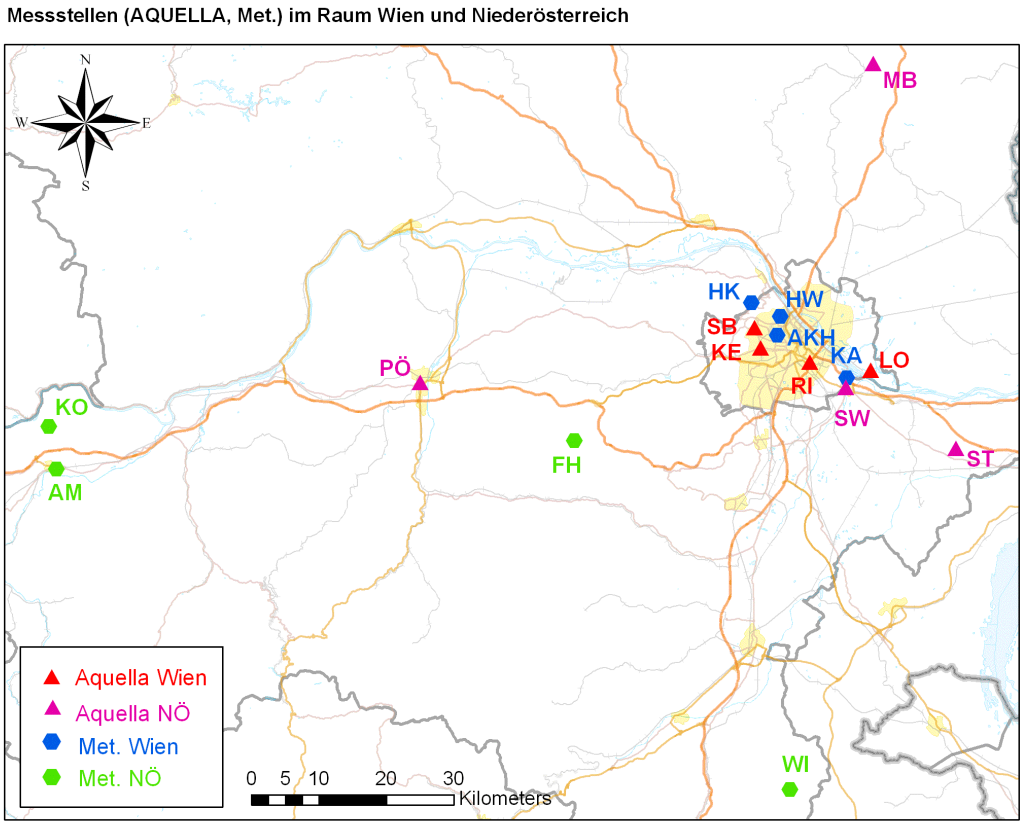


Abb. 3.1: Situierung ausgewerteter Stationen in Wien und Niederösterreich

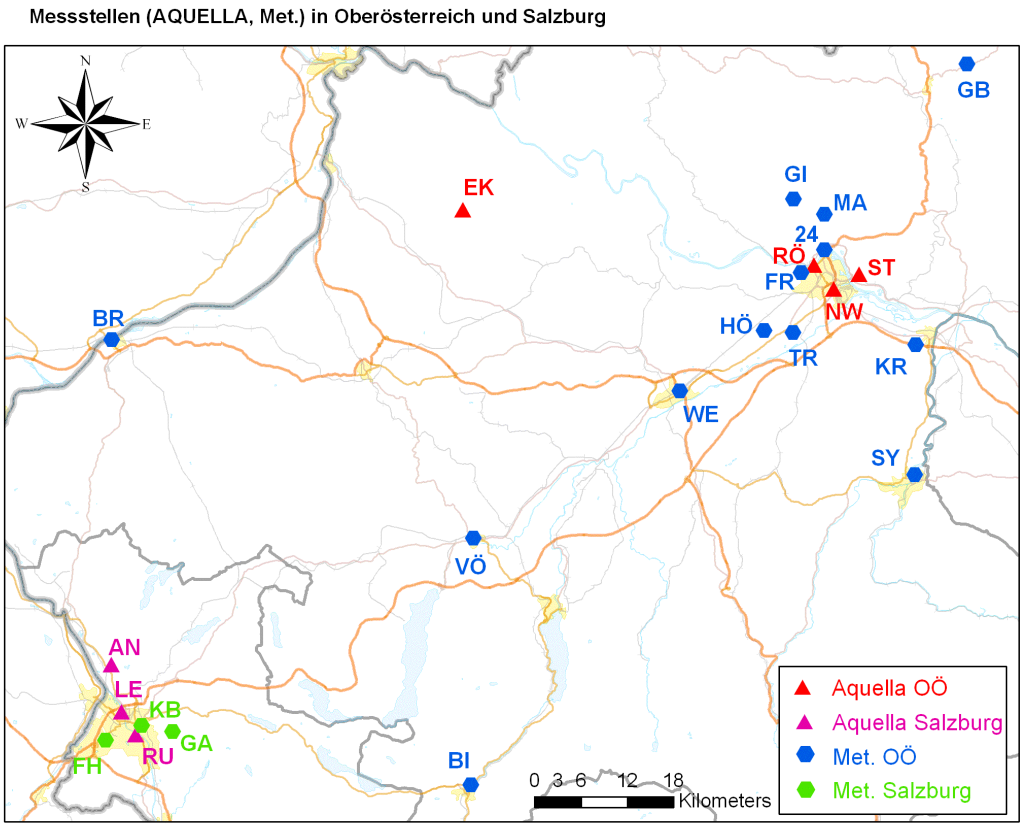


Abb. 3.2: Situierung ausgewerteter Stationen in Oberösterreich und Salzburg

Die Basis des umfangreichen AQUELLA-Datensatzes bildeten PM10 Tagesproben (Quarzfaserfilter), anhand derer die PM10 Tagesmittelwerte gravimetrisch bestimmt wurden, ebenfalls wie die an der TU Wien durchgeführte chemische Analyse. Die gravimetrisch gemessenen PM10 Daten (Referenzmethode gemäß IG-L) sind denjenigen aus kontinuierlicher Messung aufgrund der höheren Verlässlichkeit zu bevorzugen [41, Puxbaum, 2008]. Es wurde versucht, die AQUELLA-Stationen in Form von Transekten in urbanen Räumen anzuordnen. Die Betreiber der AQUELLA-Messstellen sind vor allem die Landesregierungen der jeweiligen Bundesländer und in Ausnahmefällen das Umweltbundesamt [23, http://www.umweltbundesamt.at].

Meteorologisches Datenmaterial wurde im Zuge von AQUELLA und dieser Arbeit aus unterschiedlichsten Quellen bezogen: Sofern keine Online-Verfügbarkeit auf etwaigen Internetplattformen wie z.B. der steirischen und oberösterreichischen Landesregierungen gegeben war [18, http://www.umwelt.steiermark.at/] [17, http://www.land-oberoesterreich.gv.at/], stammen die Daten direkt von den Ämtern der Landesregierungen. Weiters wurde auch Datenmaterial von der ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik) und Radiosondendaten von NOAA/ESRL (Earth System Research Laboratory) [22, http://www.esrl.noaa.gov/raobs/] bzw. der University of Wyoming in den Auswertungen miteinbezogen [20, http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html].

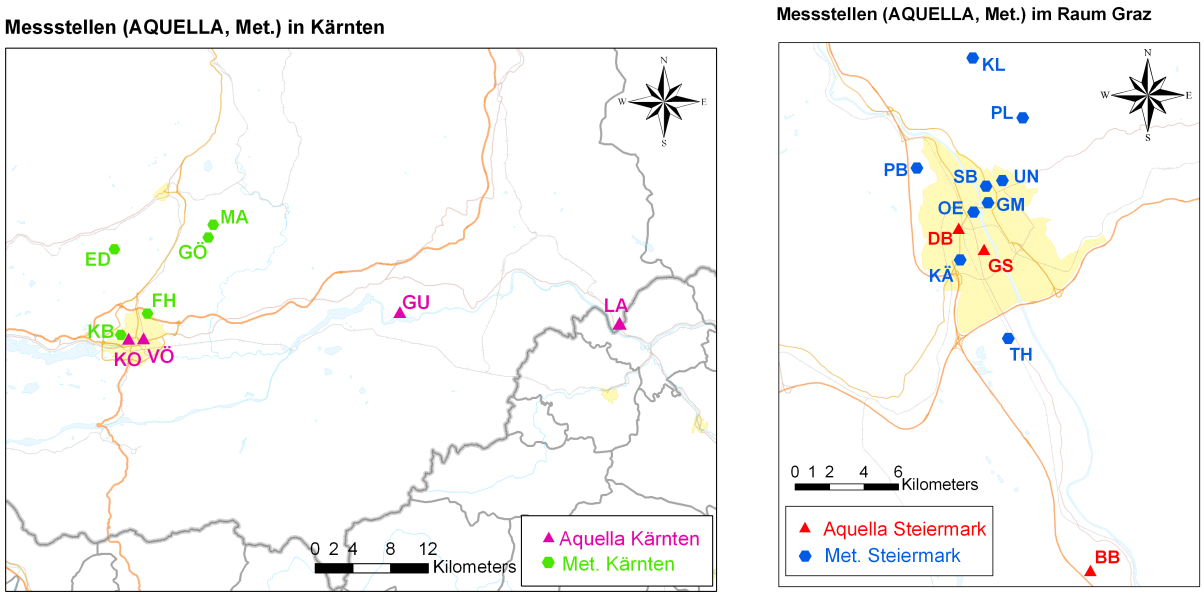


Abb. 3.3: Situierung ausgewerteter Stationen in Kärnten und der Steiermark

Um den Rahmen an dieser Stelle nicht zu sprengen, wird für detaillierte Stationsbeschreibungen auf das Umweltbundesamt verwiesen: [23, http://www.umweltbundesamt.at/], [62, UBA, 2009].

3.2 Variabilität der Aerosolzusammensetzung und meteorologische Einflüsse

3.2.1 Einführung

Die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist es, den umfangreichen chemischen AQUELLA-Datensatz von meteorologischer Seite zu interpretieren und etwaige Zusammenhänge zwischen der teilweise stark schwankenden Aerosolzusammensetzung und den meteorologischen Parametern darzulegen. Dabei liegt das Hauptaugenmerk bei Tagen mit Überschreitung des TMW_{max} gemäß IG-L. Es soll geklärt werden, ob sich unter variablen meteorologischen Bedingungen auch verschiedene Muster in den PM10 Profilen abzeichnen - oder auch umgekehrt. Die klassische Unterscheidung zwischen "Transport- und Lokaltagen" soll als Basis der vorliegenden Auswertung ausreichend sein, da es für eine weitere Unterteilung in Strömungslagen eines umfassenderen Datensatz an analysierten Überschreitungstagen bedarf.

Die folgenden Auswertungen wurden anhand von drei charakteristischen Untersuchungsräumen Österreichs (Wien und Umgebung, Österreich Süd, Raum Oberösterreich) durchgeführt, die sich besonders hinsichtlich der orographischen Situation und daher auch immissionsklimatologisch voneinander unterscheiden. Die Darstellung von Ergebnissen der Projekte AQUELLA-Niederösterreich und AQUELLA-Salzburg wurde auf Einzelfallstudien in Kapitel 3.3 reduziert, da eine statistische Auswertung wegen der geringen Überschreitungshäufigkeit in Salzburg und Niederösterreich wenig zielführend war.

3.2.2 Datenaufbereitung - "Pools"

Die gravimetrisch gemessenen PM10 Daten liegen zwar als Tageswerte vor, die chemischen Analysen wurden jedoch "gepoolt" - also teilweise über mehrere Tage - durchgeführt. Um eine mit meteorologischen Datensätzen vergleichbare Datenauflösung zu erhalten, wurden die analysierten Pools aliquot auf die am jeweiligen Tag herrschende PM10 Belastung aufgerechnet und somit für jeden Tag des Jahres ein chemisches Profil gewonnen. Große Datenpools sind jedoch mit Vorsicht zu behandeln, da sich das chemische Profil als Mittelwert über den Pool versteht und nicht der tatsächlichen chemischen Zusammensetzung der einzelnen Tage entspricht. Herausragende Überschreitungstage (PM10 Maxima) wurden zu Gunsten der folgenden Auswertung einzeln analysiert.

3.2.3 Auswahlkriterien - "Lokal vs. Transport"

Um den urbanen Beitrag an der Immissionsbelastung abschätzen zu können, bietet sich die bereits erwähnte Differenzialdiagnose zwischen Stadtmessstellen und ländlichen Hintergrundmessstellen an.

Das Ziel dieser Auswertung soll sein, streng zwischen "reinen" Transport- und Lokaltagen zu unterscheiden und daraus die Variabilität der Makrotracerprofile - also unterschiedlicher Quellenbeiträge - bzw. der meteorologischen Einflüsse zu erkennen.

Nachdem nun der chemische Datensatz über eine ausreichend hohe Auflösung (TMW) verfügt, stellt sich die Frage, nach welchen Kriterien die Unterscheidung von Überschreitungstagen verursacht durch Ferntransport oder durch Stagnation von Luftmassen getroffen werden soll. Als zielführend hat sich eine Selektion in Anlehnung an das urbane Inkrement zwischen Stadtmessstelle und Hintergrundstation erwiesen, wobei der relative Anteil des Urban Impacts ("UI_{rel}") in Bezug auf die Stadtbelastung die Grundlage darstellt. So sind an Tagen, an denen UI_{rel} maximal wird, zwingend lokale Emissionen für die Überschreitung des Grenzwertes an Stadtmessstellen verantwortlich. Dabei wird vorausgesetzt, dass beide Messstellen in der gleichen Luftmasse liegen. Aus der Summe dieser Tage wird anschließend ein mittleres chemisches Profil errechnet und die bevorzugten Witterungsbedingungen in diesen Fällen eruiert.

Transportsituationen gehen grundsätzlich mit einem räumlich einheitlichen Belastungsniveau und geringen PM10 Konzentrationsschwankungen einher. Eine erhöhte Belastung an Hintergrundstationen bedeutet jedoch kein zwingendes Vorliegen von großräumigem Aerosoltransport, denn regionale Beiträge können sich dabei ebenfalls wesentlich auswirken. Nur wenn der relative Anteil des urbanen Inkrements an der Stadtbelastung klein bleibt - also Hintergrund und Stadt annähernd gleich belastet sind und zusätzlich der EU-Grenzwert (TMW) flächendeckend überschritten wird - kann von einer großräumigen Belastung, die zumeist an atmosphärischen Transport geknüpft ist, ausgegangen werden. Diese "Hot Spots" von Transporttagen werden ebenfalls nach Untersuchungsräumen getrennt in diesem Kapitel dargestellt.

Als eher ungünstig hat sich die Selektion "Lokal vs. Transport" nach meteorologischen Parametern wie z.B. anhand der Windgeschwindigkeit erwiesen, da geringe Windgeschwindigkeiten nicht automatisch hohe Feinstaubbelastungen mit sich bringen.

In den folgenden Auswertungen wurde versucht die Tage mit maximalem Transportcharakter von den Tagen mit maximal lokalem Einfluss zu unterscheiden. Die häufig auftretenden "Mischformen" werden dabei außer Acht gelassen, um ein klares Bild der PM10 Quellenbeiträge in Abhängigkeit von der Meteorologie zu erlangen. Mischungen aus ferntransportiertem Aerosol unter zusätzlichem Einfluss lokaler Beiträge führen häufig zu Maximalbelastungen (siehe Einzelfallstudien Kapitel 3.3).

Da die chemischen Analysen nur teilweise tageweise und viel häufiger "gepoolt" über mehrere Tage vorliegen, kann es vorkommen, dass Tage mit Lokal-Charakter zufällig im gleichen "Pool" wie Ferntransport-Tage liegen. Solche Tage wurden fallweise vernachlässigt, um ein repräsentatives Chemieprofil für "Lokal vs. Transport" zu erreichen.

3.2.4 Wien und Umgebung

3.2.4.1 Allgemein

Der Nordosten Österreichs zeichnet sich aus meteorologischer Sicht besonders durch die Lage an der Ostflanke der Alpen aus, wodurch sich das Umströmen der Alpenausläufer durch oft lebhafte Winde vor allem im Donauraum bemerkbar macht. Zusätzlich stellt der Wiener Wald eine Art klimatologische Grenzregion zwischen dem mehr atlantisch beeinflussten Alpenvorland im Westen und dem kontinentalen Klima in Osteuropa dar. Oft wird die Region Wienerwald auch als Wetterscheide bezeichnet, da die in Mitteleuropa herrschenden Westwinde in den von Südwest nach Nordost streichenden Höhenzügen des Wiener Waldes auf eine orographische Barriere treffen - ähnlich wie am Alpenbogen selbst. [69, Hader, 1953]

Im ostösterreichischen, außeralpinen Raum wird hauptsächlich Ferntransport für hohe PM10 Belastungen verantwortlich gemacht. In windschwachen Episoden ist auch von regionaler Schadstoffakkumulation im Umkreis von ca. 150 km die Rede. Für Wien wird an Tagen > 45 µg/m³ an urbanen Hintergrundmessstellen von 42 % Ferntransport, 39 % regionalen Quellen und von 19 % Einfluss durch lokale Quellen ausgegangen. Die Regionen mit den stärksten Ferntransportbeiträgen (∼17 %) wurden in Ungarn, der Slowakei bzw. Ostpolen gefunden - sehr gering werden die Beiträge aus Deutschland und Westeuropa (∼1 %) geschätzt. [63, UBA, 2006]

Ähnlich ergibt die AQUELLA-Auswertung des Jahres 2004 an Überschreitungstagen im urbanen Hintergrund (Schafberg) eine PM10 Belastung von bereits 65 % der Stadtbelastung (Rinnböckstraße), was nur ein geringes urbanes Inkrement zulässt, um den Grenzwert nicht zu überschreiten. Als “Local Impact” an Überschreitungstagen wurden an der Rinnböckstraße in erster Linie Mineralaerosol und Auftausalz nachgewiesen. Umgekehrt war die Messstelle Schafberg am meisten durch anorganisches Sekundäraerosol mit 44 % bzw. Holzrauch und Folgeprodukte (HULIS) mit 19 % beeinflusst, vermutlich aufgrund von überregionalen Quellen. [2, AQUELLA-Wien, 2007]

Zur Einschätzung der im Untersuchungsgebiet vorliegenden Immissionssituation in Abhängigkeit der bodennahen Strömungsverhältnisse über einen fixen Zeitraum hinweg bietet sich die Datenauswertung anhand von Windrosen an (Abb. 3.4). Die mittlere Windgeschwindigkeit [$\frac{1}{10}\ \frac{m}{s}$], die relative Häufigkeit der Windrichtung [‰] und die mittlere PM10 Konzentration werden dabei den Sektoren der Windrose (10 Grad Auflösung) zugeordnet. Die Mittelwertbildung erfolgt daher aus der Gesamtheit der Fälle im jeweiligen Windrichtungssektor. Die etwas sonderbaren Einheiten sind der Preis, den man zu zahlen hat, um unterschiedliche Parameter auf einer einheitlichen Größenskala darstellen zu können und vergleichbar zu machen. In Abb. 3.4 handelt es sich um die Station AKH-Dach und die urbane Hintergrundmessstelle Lobau, wobei die Anemometerdaten von AKH-Dach gemeinsam mit PM10 Daten der Messstelle Kendlerstraße dargestellt werden. Da sich

Überschreitungen des PM10 $TMW_{\max}$ vor allem auf die Wintermonate Oktober bis März konzentrieren, sind nur die Daten aus diesem Zeitraum (01.01.2004 - 31.03.2004, 01.10.2004 - 31.12.2004) in die Auswertung der Windrosen einbezogen. Zusätzlich bleiben Kalmen ($\leq$ 0,1 m/s) unberücksichtigt (Datensatz ohne Kalmen = 100 %).

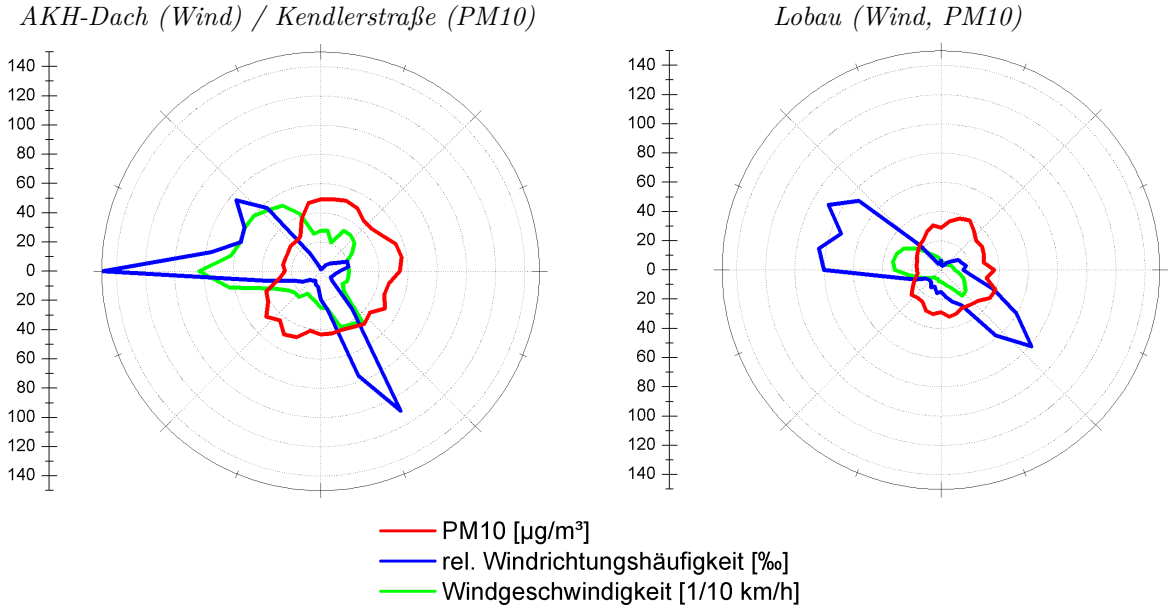


Abb. 3.4: Windrosen Wien (AKH Dach und Lobau) - Wintermonate 2004

Beide Anemometer zeigen die strenge Aufspaltung der bodennahen Strömung in die für den Raum Wien typischen Hauptwindrichtungen Südost und West bis Nordwest. Ebenso deutlich zeichnen sich die maximalen Windgeschwindigkeiten in den Hauptwindrichtungen ab. Erwartungsgemäß liegt die Windgeschwindigkeit am AKH-Dach auf 270 m Seehöhe entsprechend höher als in der Lobau (150 m). Seitens der PM10 Konzentrationen zeigen sich in den Ostsektoren der Windrosen wesentlich höhere Konzentrationen als in westlichen Sektoren. Dabei sind Sektoren mit einer hohen Windrichtungshäufigkeit am aussagekräftigsten. So sind hohe PM10 Konzentrationen z.B. im Nordsektor mit Vorsicht zu genießen, da an beiden Stationen kaum Nordwind gemessen wurde und somit Einzelfälle ein falsches Bild der mittleren PM10 Immissionssituation in Abhängigkeit der Windrichtung suggerieren können. Durchaus aussagekräftig ist das PM10 Inkrement zwischen den Sektoren WNW [270°-320°] und SO [110°-160°], welches in der Lobau 15 µg/m³ und an der Kendlerstraße/AKH-Dach 20 µg/m³ beträgt. Am AKH-Dach ist die wesentlich höhere Windgeschwindigkeit bei Westlage und die damit verbundene geringere PM10 Immission offensichtlich. Die Argumentation, dass die höhere PM10 Konzentration bei Südostwind durch zusätzliche urbane Emissionen verursacht wird, klingt entsprechend der Lage der Messstelle Kendlerstraße durchaus plausibel - wie kann dies jedoch in der Lobau erklärt werden? Gemäß Abb. 3.4 führen SO-Winde an der Luvseite der Stadt entgegen der Erwartung höhere PM10 Konzentrationen mit sich als WNW-Winde, deren Luftmassen zuvor Wien überstreichen. Der Einfluss lokaler Emissionen im Nahbereich

der Messstelle Lobau ist unwahrscheinlich, was bereits an dieser Stelle erste Hinweise auf ferntransportiertes Aerosol aus Südost im Untersuchungszeitraum ergibt. Erhöhte PM10 Werte im Raum Wien stehen jedoch auch mit verminderten Ausbreitungsbedingungen bei Südostwind in Verbindung, was im Mittel lokale Einflüsse der Stadt Wien deutlich überlagert.

3.2.4.2 "Lokal vs. Transport" in Wien

Zur Unterscheidung von *"Lokal vs. Transport"* werden nun aus dem AQUELLA-Datensatz der Region Wien (01.01.2004 - 31.12.2004) Überschreitungstage in Abhängigkeit von UI_{rel} gemäß Kapitel 3.2.3 ausgewählt. Liegt das relative urbane PM10 Inkrement zwischen Hintergrund (Mittelwert Mistelbach / Stixneusiedl) und der Stadtmessstelle Rinnböckstraße höher als 60 % und wird an der Rinnböckstraße der Grenzwert von 50 µg/m³ überschritten, dann zählt der Tag als von lokalen Emissionen dominierter Tag. Also über 60 % der Gesamtimmission an der Rinnböckstraße sind dann sozusagen hausgemacht. Dem entgegen werden Überschreitungstage bei einem urbanen Inkrement kleiner als 30 % relativ zur Stadtkonzentration als Transport-Tage gewertet. Aus der Gesamtheit der Tage werden jeweils meteorologische Einflussfaktoren ermittelt und mittlere chemische Analysen aus dem AQUELLA-Wien Datensatz erstellt.

Entgegen den gemäß IG-L pro Jahr zulässigen 35 Überschreitungen des Tagesmittelwertes (2004) liegt die Überschreitungshäufigkeit an der urbanen Messstelle Rinnböckstraße im Jahr 2004 bei 60 Ü/Jahr. Die Selektion von Ereignissen nach "maximal lokal" und "maximal transportiert" darf auf der einen Seite nicht zu straff gesetzt werden, um nicht nur Einzelfälle zu betrachten, andererseits führen zu lockere Selektionskriterien zu einem Verschmelzen der gesuchten Unterschiede. Die goldene Mitte führt demnach im Auswertezeitraum von AQUELLA-Wien zu 7 Überschreitungstagen in der Rubrik "Lokal" und 7 Überschreitungstagen, die laut UI_{rel} für Transport sprechen.

Gemäß Tabelle 3.2 steht ein Wert des urbanen Eintrages von beachtlichen 58 µg/m³ an Lokaltagen einem Wert von nur 16 µg/m³ an Transporttagen gegenüber. Zusätzlich wird anhand der aus den Makrotraceranalysen gewonnenen Daten zwischen mineralischen Bestandteilen und anorganischen Sekundärkomponenten unterschieden (Details Abb. 3.5). Es zeichnet sich eine sehr unterschiedliche PM10 Zusammensetzung ab, denn im Lokalfall überwiegt deutlich der auf den städtischen Bereich beschränkte mineralische Eintrag (37,9 µg/m³). Aufgrund fehlender Silizium-Daten an der Station Lobau, wurde UI unter Verwendung von Silikatwerten der Station Schafberg berechnet. Zu berücksichtigen ist, dass die Station Schafberg - noch mehr als die Lobau - durch die Nähe zum Stadtgebiet nicht als reine Hintergrundmessstelle angesehen werden kann, also UI hier wahrscheinlich unterschätzt wird. Ein weiteres urbanes Inkrement ist auch bei primär emittierten Substanzen aus dem Verkehrsbereich (z.B. Ruß) zu erkennen, was jedoch seitens der Fallunterscheidung nur wenig beeinflusst wird. In Tabelle 2.4 zeigt die Quellenzuordnung für UI an Lokaltagen

auf verkehrsnahe Substanzen unter der Annahme, dass die mineralischen Substanzen überwiegend aus Aufwirbelungsprozessen von Straßen stammen.

Tab. 3.2: Übersicht - Selektion "Lokal vs. Transport" - AQUELLA-Wien 2004

ALLGEMEIN		Rinnböckstr. - Hintergrund [1]	
Parameter	Einheit	Lokal	Transport
Auswahlkriterium [2]	%	$UI_{\text{rel}} \geq 60$	$UI_{\text{rel}} \leq 30$
Anzahl der Tage	–	7	7
$\overline{UI}$ [3]	µg/m³	58,2	16,1
$\overline{UI_{\text{rel}}}$ [3]	%	67,9	25,1

CHEMIE		Rinnböckstr.		Lobau	
Parameter	Einheit	Lokal	Transport	Lokal	Transport
$\overline{PM10}$ [3]	µg/m³	84,0	59,4	32,0	46,0
Mineralstaub [4]	µg/m³	37,9	9,6	4,1	1,6
Anorganische Ionen [5]	µg/m³	15,5	24,4	12,4	19,2

METEOROLOGIE		AKH-Dach		Lobau	
Parameter	Einheit	Lokal	Transport	Lokal	Transport
Kalmenhäufigkeit [6]	%	5,7	0,3	37,5	5,4
$\overline{v}$ [3]	m/s	2,9	4,8	1,0	2,4
Häufigste Windrichtung	–	W	SO	W	SO

		Hermannskogel - Kaiserebersdorf		Hermannskogel - Lobau	
		Lokal	Transport	Lokal	Transport
$\triangle T$ [7]	°C	-0,9	-2,9	1,4	-1,6
AKL [8]	–	–	–	6	4

[1] Regionaler Hintergrund = Mittelwert von Mistelbach, Stixneusiedl
[2] UI_{rel} relativ zur PM10 Stadtbelastung
[3] arithmetisches Mittel
[4] Mineralstaub: Karbonat, Silikat (keine Daten i. d. Lobau) + NaCl
[5] Anorganische Ionen: Ammoniumnitrat, Ammoniumsulfat
[6] Kalmenkriterium: AKH-Dach $< 1\ \frac{m}{s}$, Lobau $< 0{,}5\ \frac{m}{s}$
[7] Temperaturdifferenz Bergstation - Talstation, Seehöhen: Lobau 150 m, Kaiserebersdorf 155 m, Hermannskogel 520 m
[8] gemäß ÖNORM M 9440

Anmerkung: Die Betrachtung der PM10 Hintergrundkonzentration als Mittelwert von Mistelbach bzw. Stixneusiedl soll die Sensibilität dieser Messstellen auf lokale Emissionsquellen in der näheren Umgebung wie z.B. die A4 Ostautobahn bei Stixneusiedl entschärfen und damit eine objektive Hintergrundbelastung für Wien und Umgebung liefern.

An Transporttagen zeigen sich anorganische Sekundärkomponenten im urbanen Hintergrund auffällig hoch. Diese liegen im Mittel bei 19,2 µg/m³ in der Lobau, was also eine weiträumige Belastung der an Transporttagen vorherrschenden Luftmasse durch diese Substanzen bedeutet. In abgeschwächter Form ist dies auch bei Holzrauch und HULIS zu erkennen. Kfz-Emissionen bleiben im Vergleich zum Lokalfall weitgehend unverändert

und mineralische Beiträge sind stark gedämpft. Holzrauch und sekundär gebildete Stäube liegen an Transporttagen etwas höher als an Lokaltagen.

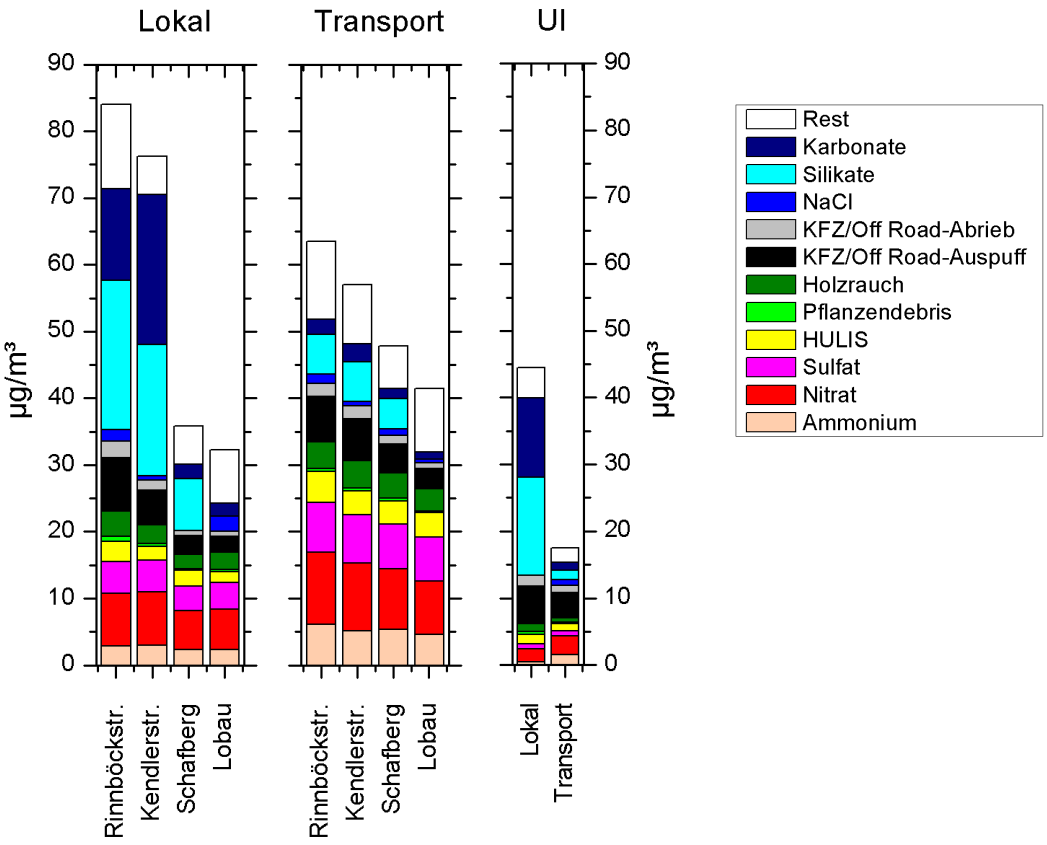


Abb. 3.5: Makrotraceranalysen - "Lokal vs. Transport" - AQUELLA-Wien 2004

Anmerkung: UI ist bezogen auf Rinnböckstraße und Lobau, bei Silikat auf Rinnböckstraße und Schafberg

Die Reaktion der meteorologischen Parameter auf eine Trennung der Überschreitungstage in maximal "Lokal" und maximal "Transport" ist deutlich anhand von Tabelle 3.2 zu erkennen. So steht die Kalmenhäufigkeit z.B. in der Lobau in einem klaren Verhältnis von 38 % (Lokal) zu 5 % (Transport) bzw. umgekehrt die mittlere Windgeschwindigkeit bei 1,0 m/s zu 2,4 m/s. Somit ist anhand dieser einfachen Auswertung ausgehend von UI_{rel} bereits ein deutlicher Unterschied in der Stärke und Beständigkeit der bodennahen Strömung zu erkennen.

Für das Wiener Stadtgebiet spielen vor allem Inversionen mit Untergrenzen unterhalb oder im Bereich der Wienerwaldgipfel eine Rolle, wodurch nicht nur bodennahe Emittenten sondern auch solche mit hohen Schornsteinen zur Immission beitragen. Zusätzlich führen die Erhebungen des Wienerwaldes zu Staueffekten bei Strömungen aus östlicher Richtung, was sich negativ auf den Abtransport der belasteten Stadtluft auswirkt. Dem entgegen schwächt die städtische Wärmeinsel über dem dicht verbauten Stadtgebiet die Ausbildung von nächtlichen bodennahen Strahlungsinversionen, wodurch die Inversionshäufigkeit an den Stadträndern deutlich höher als im Stadtzentrum liegt [70, Kaiser, 1996]. Erwartungsgemäß ist die bodennahe Atmosphäre zwischen Hermannskogel und Lobau im Lokalfall stabil

geschichtet, denn mit 1,4 °C Temperaturzunahme mit der Höhe (370 m) liegt im Mittel Inversionslage vor, entgegen annähernd feuchtadiabatischen Verhältnissen und somit besserer Durchmischung an Transporttagen (Tab. 3.2). Die Station Hermannskogel misst tagsüber teilweise höhere Temperaturen als in der freien Atmosphäre wegen der stärkeren Erwärmung hangnaher Luftschichten [70, Kaiser, 1996]. Diese Unsicherheiten gilt es zu berücksichtigen, wobei eine qualitative Aussage über die bodennahe Stabilität jedoch durchaus getroffen werden kann.

Entsprechend den höheren Windgeschwindigkeiten und besserer Durchmischung im Transportfall liegt in der Lobau die gemäß ÖNORM M 9440 errechnete Ausbreitungsklasse bei 4 (neutrale Verhältnisse), und im Lokalfall bei 6, was mäßig stabilen Verhältnissen entspricht. Die Berechnung der Ausbreitungsklassen in Abhängigkeit der Windgeschwindigkeit und des vertikalen Temperaturgradienten verdeutlicht also ebenfalls den Unterschied zwischen Lokal- und Transporttagen im Raum Wien.

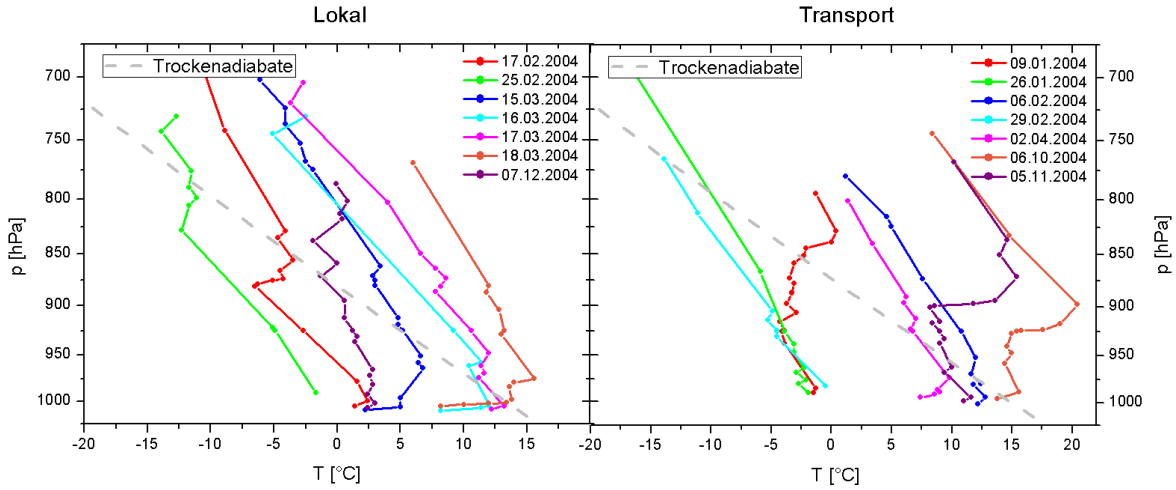


Abb. 3.6: Überlagerung von Radiosondenaufstiegen (T) - Wien Hohe Warte 00 UTC - "Lokal vs. Transport"

Zusätzlich zur Auswertung der Temperaturdifferenzen zwischen Berg- und Talmessstellen wurde eine Überlagerung von Temperaturprofilen aus Radiosondenaufstiegen an den ausgewählten Tagen durchgeführt (Abb. 3.6). Dies hat den Nachteil, dass dabei der Zustand der Atmosphäre jeweils nur an einem Zeitpunkt (00 UTC) erfasst ist. Messfehler bedingt durch Strahlungseffekte wie bei Bergmessstellen sind bei Radiosondenaufstiegen deutlich untergeordnet. Für die vorliegende Fragestellung der Stabilität der untersten Atmosphärenschichten wurden die Aufstiege nur bis etwa 700 hPa geplottet und die Taupunktstemperatur aufgrund der besseren Übersichtlichkeit vernachlässigt. An der Ordinate wurde eine logarithmische Skalierung gewählt, um dem exponentiellen Druckabfall mit der Höhe gerecht zu werden. Daraus erkennt man, dass an den ausgewählten Lokalfällen häufig ausgeprägte bodennahe Inversionen gemessen wurden. An der Messstelle Hohe Warte ist dieses Phänomen vermutlich unterrepräsentiert im Vergleich zu den tiefer gelegenen Gegenden Wiens (z.B. östlich der Donau), wo seichte Kaltluftseen besonders außerhalb

der urbanen Wärmeinsel verstärkt auftreten [70, Kaiser, 1996].

Im Vergleich dazu zeigen sich an Transporttagen um 00 UTC eher schwache Bodeninversionen, über denen meist leicht stabile bis neutrale Schichtung herrscht. Ebenso wurden abgehobene Inversionen mit Untergrenzen im Höhenbereich der Wienerwaldgipfel gemessen. Diese stehen sehr wahrscheinlich mit Hochnebel in Verbindung, wobei unterhalb lebhafte Strömungen meist aus Südost aerosolreiche Luftmassen transportieren können.

Wie bereits anhand der Windrichtungsstatistik der Abb. 3.4 zu erkennen war, sind West bis Nordwest und Südost die dominanten Windrichtungen im Raum Wien. Nun wurde die bisherige Selektion "Lokal vs. Transport" auch auf Halbstundenmittel der Windrichtung angewendet, also Windrichtungen an Überschreitungstagen mit minimalem UI_{rel} von denen mit maximalem UI_{rel} getrennt. Die resultierenden Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung für die Stationen AKH-Dach, Lobau und Kaiserebersdorf sind der folgenden Grafik zu entnehmen:

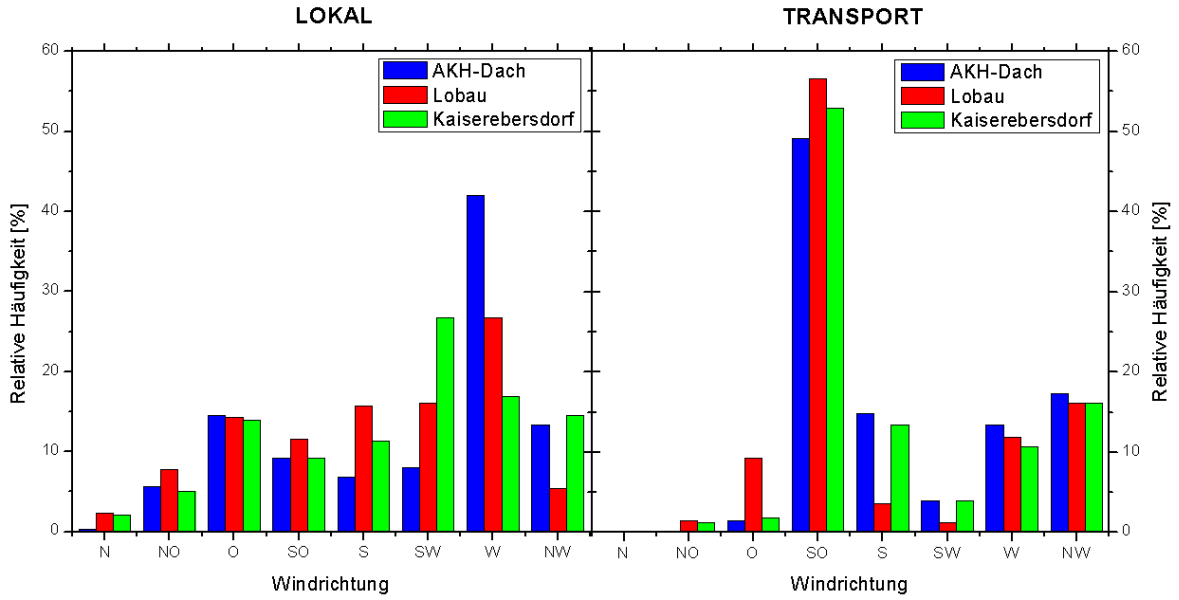


Abb. 3.7: Windrichtungshäufigkeit - Raum Wien - "Lokal vs. Transport"

Demnach liegt das Maximum der Richtungshäufigkeit von Lokaltagen bei Westwind mit 42 % am AKH-Dach. Mit der Ausnahme von Nordwind wurden auch teilweise Strömungen aus anderen Richtungen gemessen. Dies resultiert sehr wahrscheinlich aus der "Drehfreudigkeit" der vorliegenden schwachen Strömungen an Tagen mit Selektionskriterium $UI_{\mathrm{rel}} > 60$ %. Unmittelbar plausibel erscheint die Dominanz von Westwinden an reinen Lokaltagen, da Luftmassen aus Westeuropa meist nur geringfügig Aerosol transportieren, wie aus vorangegangenen Studien bekannt ist [63, UBA, 2006].

Völlig anders gestaltet sich die Windrichtungshäufigkeit entsprechend der Selektion nach $UI_{\mathrm{rel}} < 30$ % - also bei großräumiger PM10 Belastung durch höchstwahrscheinlich Ferntransport. So liegt die Windrichtung an allen untersuchten Stationen in über 50 % der 336

ausgewählten Halbstundenmittel bei Südost. Mit der Ausnahme von West und Nordwest wurden die restlichen Windrichtungssektoren kaum angeströmt.

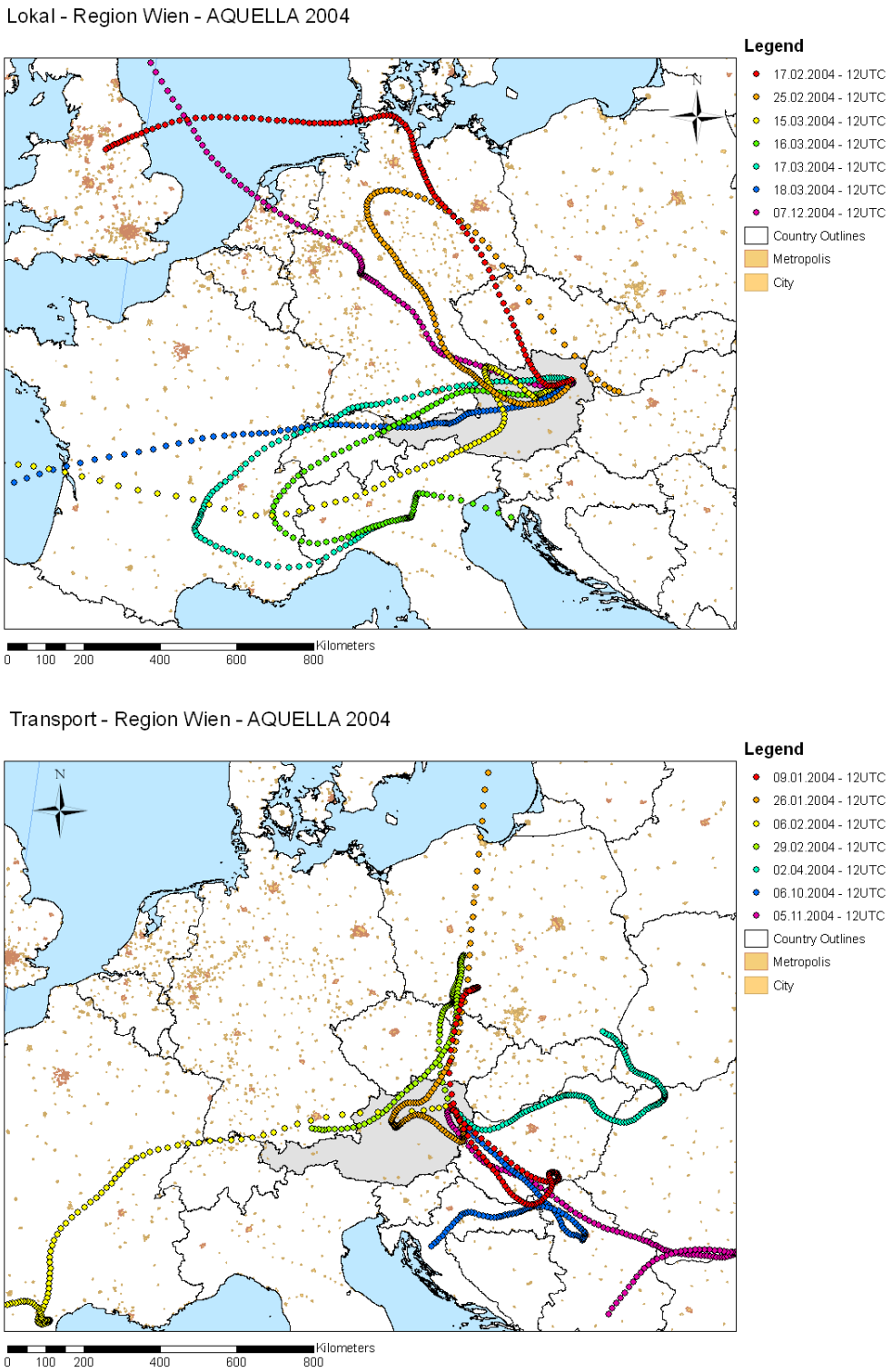


Abb. 3.8: Rückwärtstrajektorien - “Lokal vs. Transport” - AQUELLA-Wien 2004

Um nun einschätzen zu können, in wie weit nicht nur die Stärke und Richtung der bodennahen Strömung am Immissionsort sondern auch die Herkunft der Luftmasse entscheidend für die PM10 Zusammensetzung ist, wird in Abb. 3.8 eine Überlagerung von

Rückwärtstrajektorien des HYSPLIT Modells dargestellt. Dabei wurde pro selektiertem Überschreitungstag eine Trajektorie um 12 UTC gerechnet und anschließend entsprechend den Auswahlkriterien der Tabelle 3.2 zwischen "Lokal- und Transport" unterschieden. Als geographisches Verarbeitungsprogramm wurde ArcGIS (Version Nr. 9, Koordinatensystem: GCS-WGS-1984) verwendet. Der Startpunkt der Rückwärtstrajektorien liegt über Wien (Koo.: 48,22 N / 16,35 E) im tiefsten Niveau der Modelltopographie.

An Lokaltagen liegen die Trajektorienbahnen ausnahmslos westlich von Wien (Abb. 3.8 oben), was ebenfalls mit der in Abb. 3.7 dargestellten Windrichtungsstatistik mit dem Maximum bei Westwind korreliert. Zusätzlich ist erkennbar, dass sich die Abstände zwischen den Trajektorienrechenpunkten über Österreich bzw. vor dem Endpunkt in Wien verkleinern, was auf eine schwache Westströmung bei wenig belasteten Luftmassen im Hintergrund und Maximalbelastung im urbanen Raum deutet. Das bedeutet also, dass das Zusammenspiel von Luftmassen aus Westeuropa, schwachen Winden und bodennah stabiler Schichtung über dem Untersuchungsgebiet zwar mit geringer Hintergrundbelastung, jedoch mit urbaner Anreicherung von diffusen Stäuben und Abgasemissionen in Verkehrsnähe verbunden ist. Diese Quellenbeiträge belaufen sich an der Rinnböckstraße im Mittel der Lokaltage auf über 55 %.

Die ausgewählten PM10 Grenzwertüberschreitungen bei minimalem urbanem Inkrement stehen in Verbindung mit Trajektorienbahnen, die vor allem hohe Verweilzeiten über Südosteuropa aufweisen (Abb. 3.8). So bewegen sich Luftmassen vor Ankunft im Wiener Becken z.B. häufig über Ungarn, Serbien oder auch über Tschechien. Laut Umweltbundesamt stehen derartige Strömungen meist mit Ferntransport in Verbindung [63, UBA, 2006]. Diese kontinentalen Luftmassen sind prädestiniert zur Anreicherung mit Vorläufersubstanzen von Sekundäraerosol, welches unter winterlichen Witterungsverhältnissen ohne Niederschläge am Transportweg gebildet wird. Bodennahe Strömungen zum Trajektorienendpunkt über Wien, die häufig aus südöstlichen Richtungen kommen, führen anschließend zur großräumigen PM10 Belastung durch Quellengruppen, die nicht dem Großraum Wien zuzuordnen sind. So wird an den ausgewählten Transporttagen in Stixneusiedl an der Luvseite von Wien bereits 71 % der Stadtbelastung (Rinnböckstr.) gemessen, wovon in der Lobau wiederum 55 % auf Sekundäraerosol entfällt.

Als klassischen Transporttag für Wien könnte man zum Beispiel den 06.10.2004 bezeichnen. Absinkende Luftmassen, die sich mehrere Tage über den Balkanländern aufhielten, wurden im Zuge der großräumigen SW-Lage in Bodennähe über Ungarn und das Wiener Becken transportiert. Dies geschah in Wien mit Südostwind unterhalb einer dichten Hochnebeldecke, die mit einer kräftigen Absinkinversion in 925 hPa in Verbindung stand. Detaillierte Analysen außergewöhnlicher Überschreitungssituationen werden anhand von Einzelfallstudien in Kapitel 3.3 durchgeführt.

Es ist also offensichtlich, dass im Untersuchungsraum Wien aufgrund unterschiedlicher Witterungsverhältnisse starke Differenzen erstens in der räumlichen Verteilung von PM10,

zweitens in der Zusammensetzung und drittens somit auch bei der Herkunft der Partikel auftreten. In wie weit diese Systematik anhand der Klassifizierung der Großwetterlage über Europa zu erkennen ist, zeigt Tabelle 3.3.

Tab. 3.3: Ostalpine Wetterlagenklassifikation - "Lokal vs. Transport" - AQUELLA-Wien

Lokaltage	*Wetterlage*	*Transporttage*	*Wetterlage*
17.02.2004	h	09.01.2004	NW
25.02.2004	h	26.01.2004	h
15.03.2004	HZ	06.02.2004	H
16.03.2004	H	29.02.2004	TK
17.03.2004	H	02.04.2004	G
18.03.2004	H	06.10.2004	SW
07.12.2004	H	05.11.2004	TR

Anmerkung: Wetterlagenkürzel bzw. -klassifikation siehe Tab. 2.3

Aus diesem direkten Vergleich zeigt sich, dass die im Raum Wien identifizierten Tage mit maximalem "Lokalcharakter" ausschließlich während Hochdrucklagen auftraten. Dies bestätigt auch die bisherigen Ergebnisse, dass bei gradientschwachem, winterlichem Strahlungswetter in Verbindung mit seichten Bodeninversionen die Gefahr der lokalen Anreicherung von Primärpartikel aus überwiegend diffusen Quellen in verkehrsreichen Zonen gegeben ist. Reine "Lokal-Überschreitungstage" in Wien sind zudem mit leichter Advektion wenig belasteter Atlantikluft verbunden, was die geringe Hintergrundbelastung erklärt.

Im Vergleich dazu zeigt sich die Wetterlage an Transporttagen nicht einheitlich, auf den zweiten Blick erkennt man eine Neigung zu antizyklonalem Charakter (h, H, G, SW). Dennoch veranschaulicht die Konstellation unterschiedlicher Wetterlagen während Transportfällen, dass die schlichte Beachtung der niedertroposphärischen synoptischen Strömungslage nicht automatisch zur Erklärung der immissionsseitigen Belastung führt. Dies ist auch unmittelbar einleuchtend, da bei Aerosol-Transportvorgängen weniger die Strömungslage des aktuellen Tages, sondern viel mehr die "Geschichte" der Luftmasse, ebenso wie ausreichende Druckgegensätze in der Grenzschicht ausschlaggebend sind, um den großräumigen Transport zu ermöglichen.

Da diese Auswertungen lediglich auf wenigen Tagen beruhen, wäre in weiterführenden Arbeiten eine ausgedehnte Betrachtung mehrere Jahre durchaus sinnvoll. Dabei sollte auch überprüft werden, ob unter der Anwendung anderer Strömungslagenklassifikationen wie etwa nach [52, Steinacker, 1990] andere Ergebnisse zu erwarten sind.

Zusammenfassend kann also für den Raum Wien festgestellt werden, dass die Selektion von Überschreitungstagen über das zur Stadtbelastung relative urbane Inkrement sowohl bei den Makrotraceranalysen als auch in meteorologischen Datensätzen eklatante Unterschiede liefert. Die Witterungseinflüsse können also unterschiedliche Quellenbeiträge in Verbindung

mit zeitlich variablen Emissionsstärken wesentlich erhöhen bzw. abschwächen. So werden sich z.B. hohe Emissionen mineralischer Komponenten im Stadtgebiet nur bei ausreichender Stagnation der Luftmassen immissionsseitig entsprechend auswirken, wobei im Raum Wien vor allem die Herkunft der Luftmassen die Aerosolzusammensetzung bestimmt. Die vorliegende Auswertung erfasst demnach genau diejenigen Überschreitungstage, an denen sich hohe Emissionen spezifischer Quellen genau mit passenden Strömungsverhältnissen verbinden, sodass sich entweder maximaler Lokal- oder Transportcharakter ergibt.

3.2.4.3 Spezielle Betrachtung von EC, OC und Silizium in Wien

Wie anhand der obigen Auswertungen ersichtlich wurde, treten silikatisches Material und elementarer Kohlenstoff an Tagen mit bodennaher Stabilität und geringer Windgeschwindigkeit an Stadtmessstellen deutlich in den Vordergrund. Die vermutlich aus überwiegend verkehrsnahen Quellen stammenden Makrotracerkomponenten elementarer Kohlenstoff (EC) und Silizium (Silikat = Si*2,7) [2, AQUELLA-Wien, 2007] scheinen somit erheblich meteorologisch beeinflusst zu sein. Zusätzlich wird hier organischer Kohlenstoff (OC) betrachtet, dessen Herkunft auf unterschiedliche Quellen, jedoch hauptsächlich auf Verbrennungsprozesse zurückgeht ("Rest" bei Makrotraceranalysen)[2, AQUELLA-Wien, 2007]. Es handelt sich hierbei um Primärkomponenten, die bevorzugt in Ballungsgebieten lokale Immissionsmaxima bewirken.

Da EC, OC und Si für jeden Tag im AQUELLA-Datensatz analysiert wurden und somit auch "ungepoolt" als Tagesmittelwert vorliegen, ist es sinnvoll Korrelationen mit meteorologischen Parametern (TMW) zu rechnen [Windgeschwindigkeit (AKH Dach), $\triangle T$ (Hermannskogel-Lobau)]. Zusätzlich wurden Regressionsgeraden und das Bestimmtheitsmaß R^2 (def. "Erklärte Varianz / Gesamtvarianz" [50, Schönwiese, 1992]) bestimmt. Als Auswertungszeitraum wurde wiederum das Winterhalbjahr herangezogen (Jänner bis März, Oktober bis Dezember 2004).

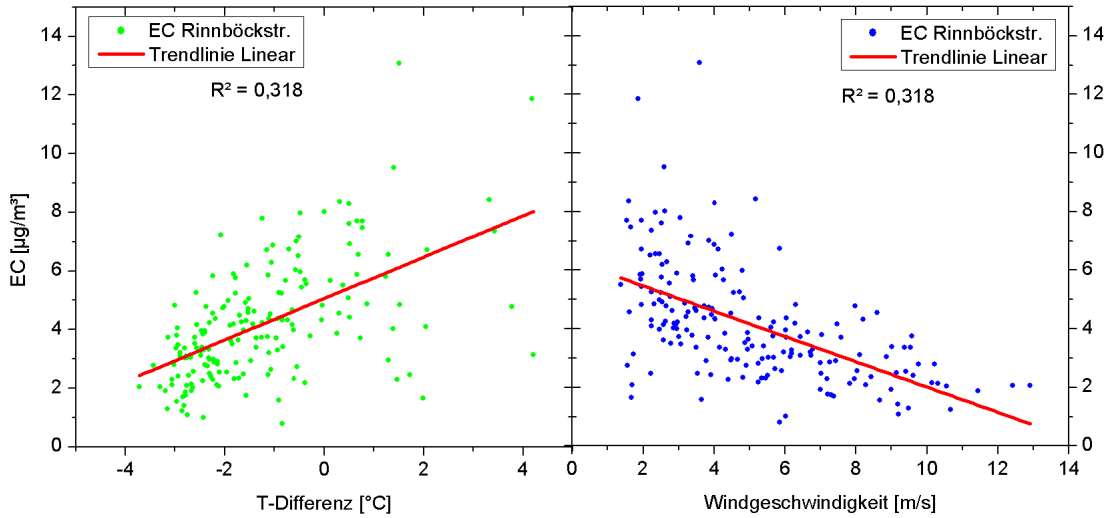


Abb. 3.9: Scatterplot AQUELLA-Wien - EC vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004

Zwischen EC, OC bzw. Si und den Temperaturdifferenzen zwischen Lobau und Hermannskogel besteht eine positive Korrelation, progressiv steigend. Das heißt mit zunehmender Stabilität steigen im Winterhalbjahr die Immissionskonzentrationen erwartungsgemäß an, wobei einzelne Maximalkonzentrationen bei Inversionslage auftreten. Umgekehrt zeigt die Abhängigkeit zur Windgeschwindigkeit am AKH-Dach, dass geringe Windgeschwindigkeiten häufig mit erhöhten Immissionen verbunden sind. Bei Silizium ist dieser Zusammenhang lediglich in Einzelfällen zu beobachten, entsprechend gering ist ebenfalls das Bestimmtheitsmaß. Da starke Aufwirbelungsprozesse im Winterhalbjahr nur bei trockenen Straßen in Abhängigkeit vom Verschmutzungsgrad auftreten, ist die Kontinuität der Emissionsstärke anders als bei EC und OC demnach sehr eingeschränkt, wodurch geringe Si-Konzentrationen auch bei schwacher Strömung auftreten können.

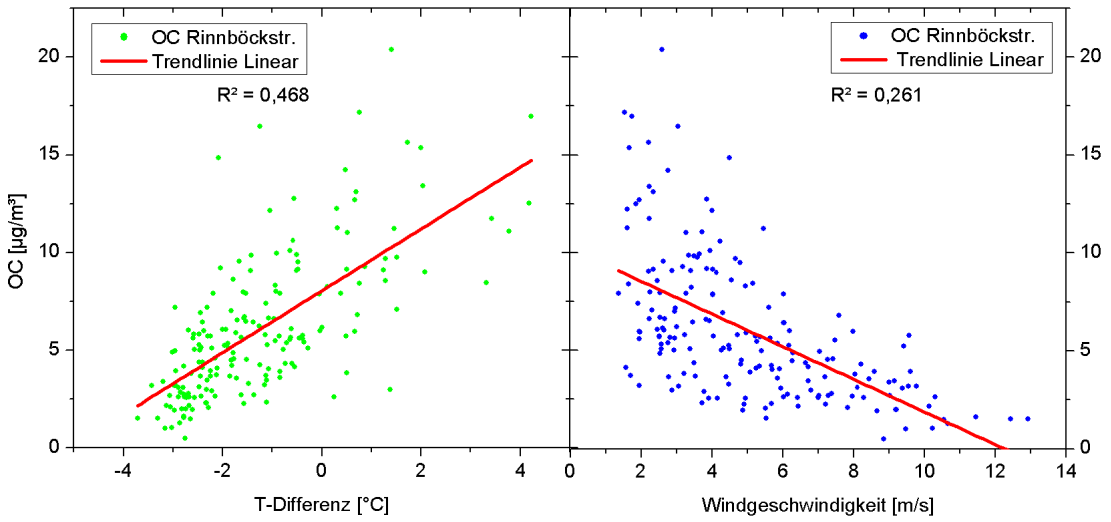


Abb. 3.10: Scatterplot AQUELLA-Wien - OC vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004

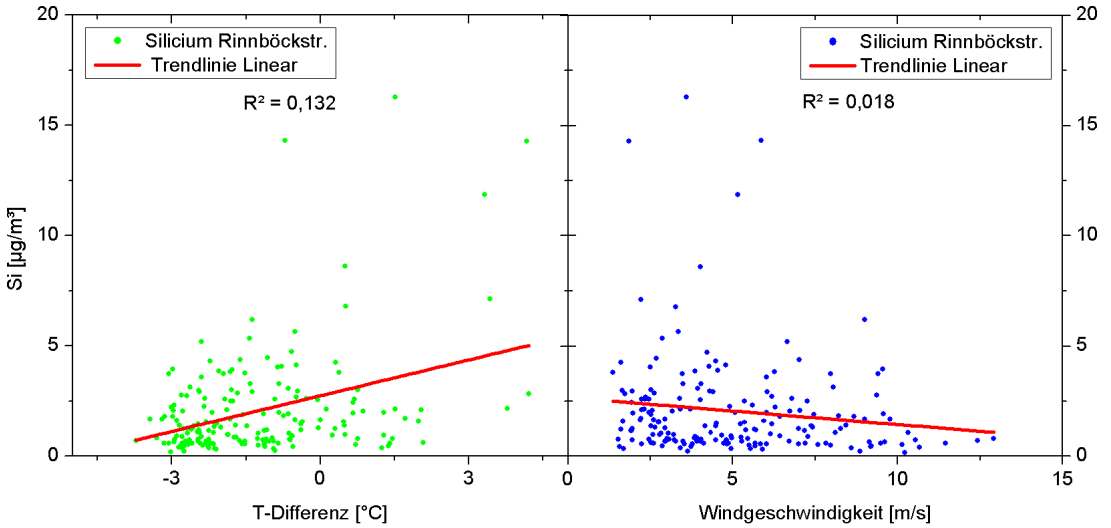


Abb. 3.11: Scatterplot AQUELLA-Wien - Silizium vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004

Zum Beispiel wird bei EC durch das lineare Regressionsmodell für die Windgeschwindigkeit und $\triangle T$ über 30 % der beobachteten Varianz erklärt. Offensichtlich steigt die Varianz mit zunehmender Stabilität bzw. abnehmender Windgeschwindigkeit. Das bedeutet, dass bei günstigen Ausbreitungsbedingungen nur geringe Konzentrationsschwankungen von Primärpartikeln möglich sind. Ungünstige Ausbreitungsbedingungen liefern zwar das Potential zur Anreicherung lokaler PM10 Emissionen, sind jedoch nicht zwingend mit hohen Konzentrationen verbunden.

Da die statische Stabilität ebenfalls von der Windgeschwindigkeit abhängig ist und umgekehrt, ist die zweidimensionale Korrelationsrechnung grundsätzlich mit Vorsicht zu interpretieren. Eine Vielzahl meteorologischer Störgrößen beeinflusst die Immissionssituation einzelner Aerosolkomponenten zusätzlich. Um den Rahmen jedoch nicht zu sprengen wurde auf eine multiple Regressionsanalyse im vorliegenden Fall verzichtet.

Abschließend kann also festgestellt werden, dass die lokalen Ausbreitungsbedingungen in Wien einen kräftigen Einfluss auf städtisches Primäraerosol ausüben, insbesondere auf EC und OC, obwohl in Ostösterreich Transportprozesse überwiegen.

3.2.5 Österreich Süd - Region Steiermark und Kärnten

3.2.5.1 Allgemein

Die Projekte AQUELLA-Graz und AQUELLA-Kärnten liegen nicht exakt in identen Auswertezeiträumen (siehe Abb. 2.2), sondern überschneiden sich nur von 15.10.2004 bis 31.12.2004. Trotzdem wurden die Ergebnisse in diesem Kapitel zusammengefasst, da die Ballungsräume Graz und Klagenfurt wegen Ihrer orographischen Lage in alpinen Becken bzw. an der süd- bzw. südöstlichen Seite der Ostalpen sehr einander ähneln. Diese Ähnlichkeit bedingt ebenso Parallelen der Ausbreitungsbedingungen, die häufig ungünstig aufgrund der bevorzugten Bildung von inneralpinen Inversionen und der Leelage in Bezug auf atlantische Systeme ausfallen. Die Inversionswetterlagen sind in dieser Region häufig von lang anhaltender Dauer und verursachen eine rasche Akkumulation von Emissionen des urbanen Raums [3, AQUELLA - Steiermark, 2007]. Entsprechend ungünstig gestaltet sich die immissionsklimatische Situation der Ballungsgebiete der Region Österreich Süd. So wurde beispielsweise im Jahr 2004 an der Messstelle Graz Don Bosco an 113 Tagen der $TMW_{\max}$ gemäß IG-L überschritten [60, UBA, 2004].

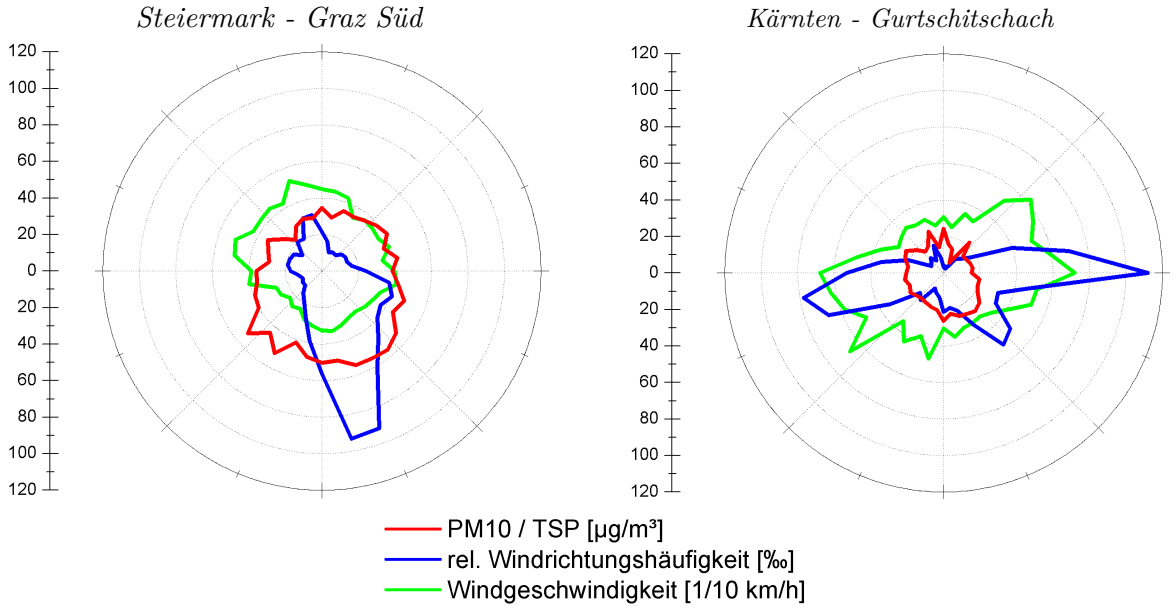


Abb. 3.12: Windrosen - Graz Süd und Gurtschitschach - Wintermonate (2004/2005)

Zur allgemeinen Veranschaulichung der üblichen Strömungsverhältnisse im Grazer bzw. Klagenfurter Becken wurden wiederum PM10 Windrosen von repräsentativen meteorologischen Messstellen berechnet. Da eine Auswertung anhand von Windrosen nur bei ausreichender Anströmung des Anemometers Sinn ergibt und an den zu untersuchenden Standorten häufig windschwache Verhältnisse herrschten, wurden an den vorliegenden Messstellen nur Datensätze $\geq 0{,}5$ m/s berücksichtigt. Der Auswertezeitraum ist auf das für PM10 relevante Winterhalbjahr beschränkt (Graz: 01.01.2004 bis 15.04.2004, 01.10.2004 bis 31.12.2004; Klagenfurt: 01.10.2004 bis 15.04.2005).

Im Gegensatz zum Untersuchungsraum Wien spielen im steirischen bzw. Kärntner Bergland thermisch induzierte Windsysteme, die einer etwaigen synoptischen Strömung überlagert sind, eine bedeutendere Rolle. Somit liegt z.B. an der Messstelle Graz-Süd die Hauptwindrichtung bei SSO (Abb. 3.12), was vor allem auf das thermische "Saugen" der Südhänge nördlich des Grazer Stadtgebietes (z.B. Schöckl-Massiv) und einer entsprechenden Kanalisierung der Luftmassen entlang des Murtales zurückzuführen ist. Die Windgeschwindigkeit ändert sich in Graz-Süd nur geringfügig mit der Windrichtung - das Maximum liegt zwischen West und Nord, was wiederum mit dem Minimum der PM10 Konzentration übereinstimmt. Dies ist, wie auch in Wien, mit dem Durchzug atlantischer Systeme in Verbindung zu bringen - hier jedoch in abgeschwächter Form. Die höchsten PM10 Konzentrationen wurden im SO-Sektor gemessen, was an der Messstelle Graz-Süd prinzipiell unlogisch erscheint, da die höchste Immissionskonzentration entsprechend der Lage der Messstelle Graz-Süd eher bei nördlichen Windrichtungen - also in Lee der Stadt - liegen müssten. Das PM10 Inkrement zwischen NW [280° - 350°] mit 29,2 µg/m³ und SO [100° - 170°] mit 50,5 µg/m³ liegt bei 21,3 µg/m³. Dieser Effekt wurde bereits in Wien an der Messstelle Lobau festgestellt. Ohne hier bereits von Ferntransport zu sprechen, kann man feststellen, dass in Graz die bevorzugte bodennahe SO-Strömung im Mittel mit einer Tendenz zu erhöhter PM10 Belastung verbunden ist.

Die Auswertung der Wintermonate anhand der Windrose Gurtschitschach zeigt deutlich die zwei Hauptwindrichtungen WSW und Ost, was mit einer Kanalisierung der bodennahen Strömung entlang des Drautales bzw. entlang des Völkermarkter Stausees in Verbindung steht. Erwartungsgemäß liegen auch die Maxima der Windgeschwindigkeit im Bereich der Hauptwindrichtungen. Die Messstelle Gurtschitschach weist entsprechend einer Hintergrundstation eine im Mittel geringe TSP Konzentration auf, wobei der höchste Gesamtstaubgehalt der Luft im Mittel bei Südostwind gemessen wurde - also ebenso wie bereits in Wien und Graz festgestellt.

Weitere Abschätzungen zur Herkunft von PM10 wurden für die Region Österreich Süd vom Umweltbundesamt im Jahr 2006 durchgeführt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass Ferntransport in den alpinen Becken und Tälern kaum eine Rolle spielt. Eine Auswertung des Jahres 2004 ergab an Tagen > 45 µg/m³ für die Station Graz-Süd konzentrations-gewichtete Beiträge zur Gesamtbelastung von 9 % durch Ferntransport, was höchstwahrscheinlich zu gering geschätzt ist. Die regionale Schadstoffakkumulation lag bei 37 % und Beiträge des Ballungsraumes Graz bei 54 %. Größere Unsicherheiten bestehen durch die geringe Datenmenge und die Trajektoriengüte. [63, UBA, 2006]

Andererseits wurden z.B. für die Kärntner Hintergrundmessstelle Unterloibach erhöhte Konzentrationen von Aerosolkomponenten bei Strömungen aus Richtung Slowenien nachgewiesen, was auf grenzüberschreitenden Transport zurückgeführt werden konnte [29, Lavric, 2001].

3.2.5.2 "Lokal vs. Transport" - Österreich Süd

Inwieweit in Österreich Süd Ferntransport eine Rolle spielt soll nun wiederum anhand der Selektion von Lokal- und Ferntransporttagen festgestellt werden.

Tab. 3.4: Übersicht - Selektion "Lokal vs. Transport" - Österreich Süd (2004/2005)

AUSWAHL		Graz		Klagenfurt	
		Don Bosco - Bockberg		Völkermarkterstraße - Gurtschitschach	
Parameter	Einheit	Lokal	Transport	Lokal	Transport
Auswahlkriterium[1]	%	$UI_{\text{rel}} \geq 80$	$UI_{\text{rel}} \leq 25$	$UI_{\text{rel}} \geq 66$	$UI_{\text{rel}} \leq 34$
Anzahl d. Tage	–	11	10	6	7
$\overline{UI}$ [2]	µg/m³	91,8	12,5	51,6	16,3

CHEMIE		Graz				Klagenfurt			
		Don Bosco		Bockberg		Völkerm.str.		Gurtschitschach	
Parameter	Einheit	Lokal	Trans.	Lokal	Trans.	Lokal	Trans.	Lokal	Trans.
$\overline{PM10}$ [2]	µg/m³	110,4	68,2	20,3	55,7	72,5	58,5	20,9	42,2
Mineralstaub [3]	µg/m³	45,1	14,3	3,6	5,8	21,8	15,2	2,4	3,2
Anorg. Ionen [4]	µg/m³	11,4	22,8	5,6	25,3	10,8	15,0	5,2	14,4

METEOROLOGIE		Graz				Klagenfurt			
		Graz-Süd		Oeverseepark		Völkerm.str.		Gurtschitschach	
Parameter	Einheit	Lokal	Trans.	Lokal	Trans.	Lokal	Trans.	Lokal	Trans.
Kalmenhäufigkeit[5]	%	69,1	44,8	56,1	38,3	81,6	63,0	92,2	76,6
$\overline{v}$ [2]	m/s	0,5	0,6	0,5	0,6	0,1	0,2	0,2	0,3
Häufigste Windrichtung	–	NW	S	N	S	W	NO	N	SO

			Graz			Klagenfurt	
		Messstellen [6]	Lokal	Trans.	Messstellen [6]	Lokal	Trans.
$\triangle T_1$	°C	Schlossberg - G-Mitte	1,1	-1,2	Kreuzbergl - Koschatstr.	1,6	0,0
$\triangle T_2$	°C	Kalkleiten - G-Mitte	3,3	-2,1	Eberdorf - Koschatstr.	1,1	-0,6
$\triangle T_3$	°C	Graz Platte - G-Mitte	3,3	-2,3	Göriach - Koschatstr.	2,0	-0,4
$\triangle T_4$	°C	Plabutsch - G-Mitte	3,3	-2,5	Magdalensberg - Koschatstr.	1,8	-1,7
$\overline{AKL}$	–	Graz [7]	6	3	Klagenfurt [8]	6	4

[1] UI_{rel} relativ zur PM10 Stadtbelastung

[2] arithmetisches Mittel

[3] Mineralstaub: Silikat, Karbonat + NaCl

[4] Anorganisches Sekundäraerosol: Ammoniumnitrat, Ammoniumsulfat

[5] Kalmenhäufigkeit: HMW < 0,5 m/s

[6] Seehöhe der Messstellen: Graz Mitte 350 m, Schlossberg 450 m, Platte 661 m, Kalkleiten 710 m, Plabutsch 754 m Koschatstraße 440 m, Kreuzbergl 550 m, Eberdorf 660 m, Göriach 840 m, Magdalensberg 1050 m

[7] Mittl. Ausbreitungsklasse gemäß ÖNORM M 9440 mit mittl. Windgeschwindigkeit von Graz Oeverseepark

[8] Mittl. Ausbreitungsklasse gemäß ÖNORM M 9440 mit mittl. Windgeschwindigkeit von Kärnten Gurtschitschach

Tabelle 3.4 zeigt eine Gegenüberstellung der Selektionsergebnisse für Graz und Klagenfurt. Es wird für beide Landeshauptstädte wiederum anhand vom relativen urbanen Eintrag zur Stadtbelastung (UI_{rel}) zwischen maximalen Lokal- und Transporttagen unterschieden. So werden Überschreitungstage in Graz als von lokalen Emissionen dominiert gerechnet, wenn UI_{rel} zwischen Don Bosco und Bockberg 80 % übersteigt, also im Prinzip urbane Emissionen für eine Grenzwertüberschreitung verantwortlich sind. Im gleichen Zuge wurden meteorologische Parameter für die selektierten Tage berechnet. Durch die hohe Anzahl von 113 Überschreitungstagen in Graz im Jahr 2004 liegen den folgenden Untersuchungen 11 Lokaltage und 10 Transporttage zugrunde - das Verhältnis in Klagenfurt liegt bei 6 zu 7. In Graz weist der urbane Eintrag zwischen Don Bosco und Bockberg im Mittel von 11 ausgewählten Lokaltagen einen sehr hohen Wert von 91,8 µg/m³ auf. An Transporttagen herrschen definitionsgemäß geringe UI mit lediglich 12,5 µg/m³.

Die entsprechend den oben genannten Kriterien ausgewählten Makrotraceranalysen veranschaulichen die außergewöhnliche Situation der Region Österreich Süd (Abb. 3.13). Die mittlere PM10 Konzentration liegt im Stadtgebiet von Graz (z.B. Don Bosco) an Lokaltagen über 110 µg/m³, wovon alleine 45 µg/m³ auf mineralische Substanzen und Streusalz fallen. Erwartungsgemäß tritt NaCl im verkehrsnahen Raum deutlich hervor und fehlt an den Hintergrundmessstellen sowohl im Lokal- als auch im Transportfall weitgehend. Die Aussage, dass in alpinen Becken Österreichs lokale SO_2-Emissionen zu nennenswerter Ammoniumsulfat-Bildung führen [63, UBA, 2006], kann anhand der vorliegenden Auswertung von Lokaltagen nicht bestätigt werden. Insgesamt beläuft sich UI im Grazer Lokalfall auf ca. 92 µg/m³, entgegen dem Hintergrund von ca. 20 µg/m³. Die Quellen dieses Aerosoleintrages zwischen Hintergrund- und Stadtmessstelle sind bei derart stabiler Schichtung (Abb. 3.14) und sehr schwachen Winden im Grazer Stadtgebiet zu suchen. Noch eindeutiger wird dieser Zusammenhang bei Beachtung der häufigsten Windrichtung Nord bzw. Nordwest (Tab. 3.4) im Auswertezeitraum. Ein kurzer Vorgriff auf die Trajektorienanalyse der Abb. 3.16 bestätigt, dass die synoptische Westströmung vor Ankunft über Graz wenig besiedelte Gebiete Österreichs überströmt und somit überregional gering belastete Luftmassen an Grazer Lokaltagen bestimmend sind.

Ein im Grunde sehr ähnliches Bild zeigt sich auch in Kärnten, wobei im Raum Klagenfurt nicht der wie in Graz extreme Gegensatz zwischen Lokal und Transport auftritt. Bei der Interpretation der Analysedaten bzw. in der Zusammenstellung in Abb. 3.13 sollte nicht vergessen werden, dass die selektierten Tage aus oft mehrtägigen Datenpools stammen, was auf Kosten der "Datenschärfe" geht. In Verbindung mit einer deutlich geringeren Überschreitungshäufigkeit in Kärnten - also einer geringeren Datendichte - ist die Trennung zwischen Lokal und Transport nicht so eindeutig möglich wie etwa in Graz. Sicher ist jedoch, dass Klagenfurt an Lokaltagen nicht so extrem wie Graz von verkehrsnahen Quellen beeinflusst wird.

Ebenfalls im Lokalfall durchaus auffällig sind die urbanen Einträge von Holzrauchemissionen in der Region Österreich Süd, was in Wien nicht zu erkennen war. Dies beweist, dass

Holzrauch vermutlich aus dem Hauswärmesektor in den Bundesländern Steiermark und Kärnten nennenswert zur Stadtbelastung bei stagnierenden Luftmassen beiträgt.

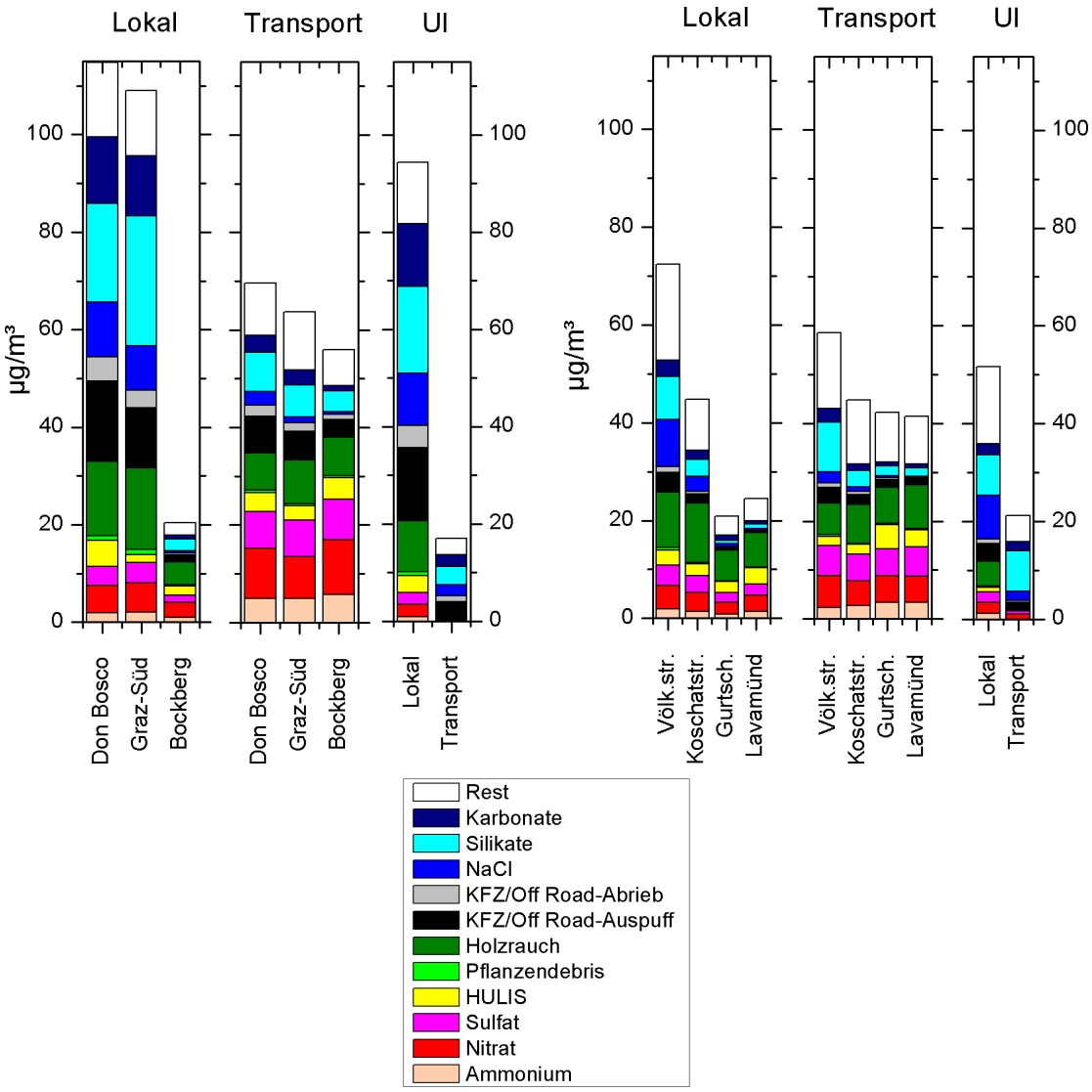


Abb. 3.13: Makrotraceranalysen - "Lokal vs. Transport" - AQUELLA-Steiermark/Kärnten
Anmerkung: UI ist bezogen auf Don Bosco und Bockberg bzw. Völkermarkterstr. und Gurtschitschach

Im Transportfall ist an den Makrotraceranalysen in Abb. 3.13 die wichtige Rolle von sekundär gebildeten Substanzen zu sehen, die in beiden Bundesländern für eine überregional erhöhte PM10 Belastung verantwortlich sind. Ammoniumsulfat, -nitrat und HULIS fehlen somit im UI-Transport praktisch völlig und sind demnach vollständig als mit der synoptischen Grundströmung advehiert anzusehen. Die bevorzugten Windrichtungen liegen dabei bei Süd bzw. Südost (Abb. 3.15). Das gleiche gilt für Stäube aus Quellen von Biomassefeuerung, da auch hier im Transportfall kein UI zu erkennen ist. Somit führten nicht nur Vorläufersubstanzen von Sekundärpartikel sondern auch Holzrauchemissionen im Untersuchungsraum zu PM10 Grenzwertüberschreitungen. Die Quellregionen dieser Substanzen liegen entsprechend den Trajektorienanalysen der Abb. 3.16 in südlichen bzw. östlichen Nachbarländern.

Die Holzrauchanteile sind sowohl an Lokal- als auch an Ferntransporttagen deutlich höher als im Raum Wien. Im Prinzip ist dieses Ergebnis auch wenig verwunderlich - in Anbetracht der Tatsache, dass Holz als Brennstoff in den ländlichen Gebieten einen deutlich höheren Stellenwert hat als etwa im Wiener Stadtgebiet. Interessanterweise treten in Kärnten an Ferntransporttagen sehr ähnliche Holzrauchkonzentrationen auf wie an Lokaltagen, was eine flächendeckende Quellstruktur auch abseits von großen Ballungsräumen bedeutet.

Das relativ geringe UI im Transportfall setzt sich in beiden Bundesländern aus mineralischen Komponenten und Ruß zusammen, was auf zusätzliche Einträge an verkehrsnahen Messstellen schließen lässt. Dies zeigt auch, dass die grobe Fraktion von PM10 wie etwa aufgewirbelte Primärsubstanzen (z.B. Straßenstäube) durch die höhere Sinkgeschwindigkeit (trockene Deposition) deutlich weniger dem Ferntransport unterliegen.

Dem Überblick über die meteorologischen Verhältnisse (Tab. 3.4) in den selektierten Beurteilungszeiträumen können folgende Schlussfolgerungen entnommen werden: Die Kalmenhäufigkeit (Halbstundenmittel: HMW $< 0{,}5$ m/s) liegt im Lokalfall an allen untersuchten Stationen deutlich höher als bei Überschreitungstagen mit sehr geringem UI. Trotzdem ist festzustellen, dass in beiden alpinen Becken auch an Transporttagen die Kalmenhäufigkeit auf hohem Niveau liegt. Anhand der mittleren Windgeschwindigkeiten (HMW), die sowohl an Lokal- als auch an Transporttagen gering ausfallen, ist kaum ein Unterschied zu erkennen. Das heißt, die Stärke der bodennahen Strömung bestimmt im Überschreitungsfall kaum die "Tendenz zu Lokal oder Transport". Die Auswertung nach der Windrichtung liefert jedoch sehr wohl Unterschiede (Abb. 3.15).

Aus meteorologischer Sicht bemerkenswert ist die Zusammenstellung der mittleren Temperaturdifferenzen zwischen den ausgewählten Berg- und Talstationen in beiden Bundesländern, denn sehr ausgeprägte bodennahe Inversionen während lokal-urbanen Überschreitungen stehen einer isotherm bis neutral geschichteten Atmosphäre im Transportfall gegenüber. Die Berechnung der mittleren AKL gemäß ÖNORM M 9440 ergibt im Lokalfall an beiden Standorten mäßig stabile Schichtung (AKL 6) und an Transporttagen neutrale bis leicht labile Verhältnisse (AKL 4 bzw. 3). Interessanterweise beläuft sich der Temperaturanstieg mit der Höhe zu allen drei Messstellen in der Umgebung von Graz (außer zum Schlossberg) auf 3,3 °C, was auf eine sehr beständige bodennahe Inversion deutet. Man kann daraus schließen, dass weniger die Stärke der bodennahen Strömung sondern eher die Windrichtung und die statische Stabilität wesentlich die Art der Überschreitung in der Region Österreich Süd bestimmen. Zusammenfassend ist an Hand von Tab. 3.4 zu erkennen, dass im Grazer Becken trotz vieler Ähnlichkeiten zu Klagenfurt deutlich extremere Gegensätze bedingt durch die Selektion "Lokal vs. Transport" auftreten - sowohl bezüglich der PM10 Gesamtbelastungen aber auch in meteorologischer Hinsicht. Dabei spielt sicherlich die orographische Lage von Graz eine wesentliche Rolle. Es soll daher in Folge verstärkt auf die Besonderheiten des Untersuchungsraums Graz eingegangen werden.

Bestätigt werden die bisherigen Ergebnisse durch folgendes Fallbeispiel [68, Podesser et al., 2004]: Dabei wurde im März 2004 während einer sehr ausgeprägten Hochdrucklage anhand von Fesselballonsondierungen die immissionsklimatische Vertikalstruktur im Grazer Becken erfasst. Anhand dieser Studie können die Auswirkungen durch den Auf- bzw. Abbau einer Temperaturinversion und eines tagesperiodischen Windsystems auf die Vertikalstruktur der Immissionskonzentration beispielhaft beschrieben werden. So wurde festgestellt, dass hohe Aerosolmengen auf den Bereich der morgendlichen Bodeninversion bzw. die damit verbundene Schwachwind-Zone (ca. bis 50 m ü.G.) beschränkt sind und sich vormittags bedingt durch die Sonneneinstrahlung in der vom Boden anwachsenden Mischungsschicht vertikal bis zu einer Höhe von ca. 250 m ausbreiten. Während dem späten Vormittag und den Nachmittagsstunden herrscht neutrale bis leicht labile Schichtung, eine ausgeprägte, taleinwärts gerichtete Strömung setzt sich durch und es kommt zur Durchmischung und zum Abtransport von "in situ" gebildetem Primäraerosol (PM10 Minimum ca. 14:00 Uhr). Die PM10 Maxima werden in Bodennähe zu den verkehrsstärksten Zeiten etwa um 09:00 und um 18:00 Lokalzeit verzeichnet. Während der Abendstunden bildet sich wiederum eine vom Boden anwachsende Strahlungsinversion aus, wobei wie auch am Morgen über der Inversionsobergrenze ein gut entwickelter Talauswind liegt. Diese Messergebnisse aus [68, Podesser et al., 2004] beschreiben also typische Vorgänge in der Grenzschicht der Atmosphäre eines alpinen Beckens, wie sie an den hier ausgewählten Lokaltagen ebenfalls herrschen.

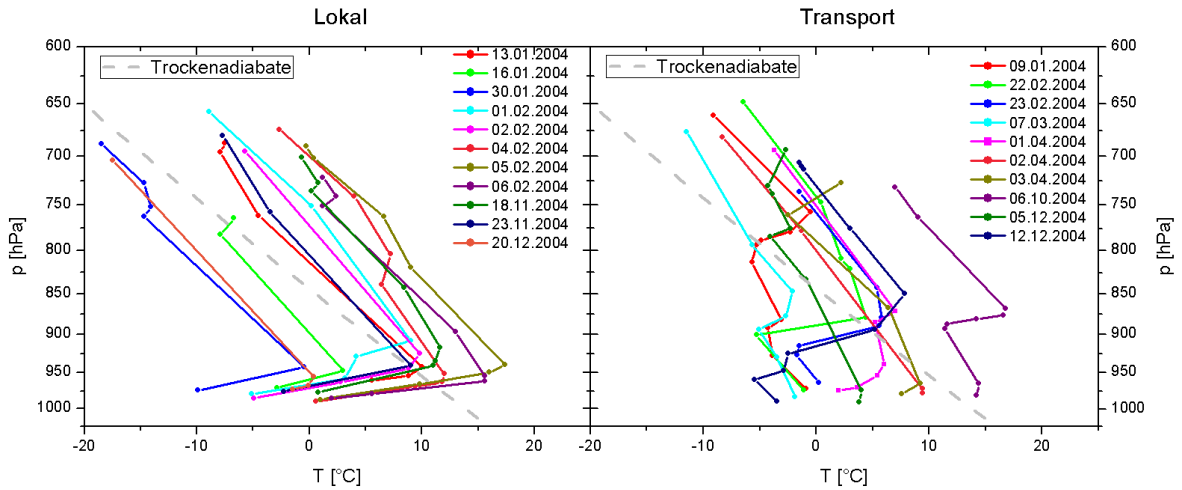


Abb. 3.14: Überlagerung von Radiosondenaufstiegen (T) - Graz Thalerhof 03 UTC - "Lokal vs. Transport"

Ergänzend liefert die Überlagerung von Radiosondenaufstiegen von Graz Thalerhof (03 UTC, Daten: ZAMG Wien) eine eindeutige Unterscheidung zwischen Lokal und Transport, insofern, als im Lokalfall ausnahmslos extrem ausgeprägte Bodeninversionen mit Temperaturanstiegen von teilweise über 15 °C gemessen wurden. Im Vergleich dazu sind bei großflächiger PM10 Belastung auch nachts in der Grenzschicht häufig neutrale Verhältnisse anzutreffen, wobei hier eher abgehobene Inversionen auftreten - ähnlich wie in Wien. Dieses Ergebnis veranschaulicht beeindruckend, wie sehr sich der physikalische Zustand

der Atmosphäre auf die Höhe der Immission von Aerosolen aus unterschiedlichen Quellen auswirkt.

Im Detail könnte noch untersucht werden, inwieweit die Bildung von UI zwischen Bockberg und Graz bei seichten Inversionen repräsentativ ist, da die um etwa 100 m höher gelegene Messstelle Bockberg eventuell oberhalb der Sperrschicht bzw. der repräsentativen Hintergrundbelastung zu liegen kommt. Der Ausbau des Immissionsmessnetzes kann diesbezüglich in weiterer Folge abhelfen.

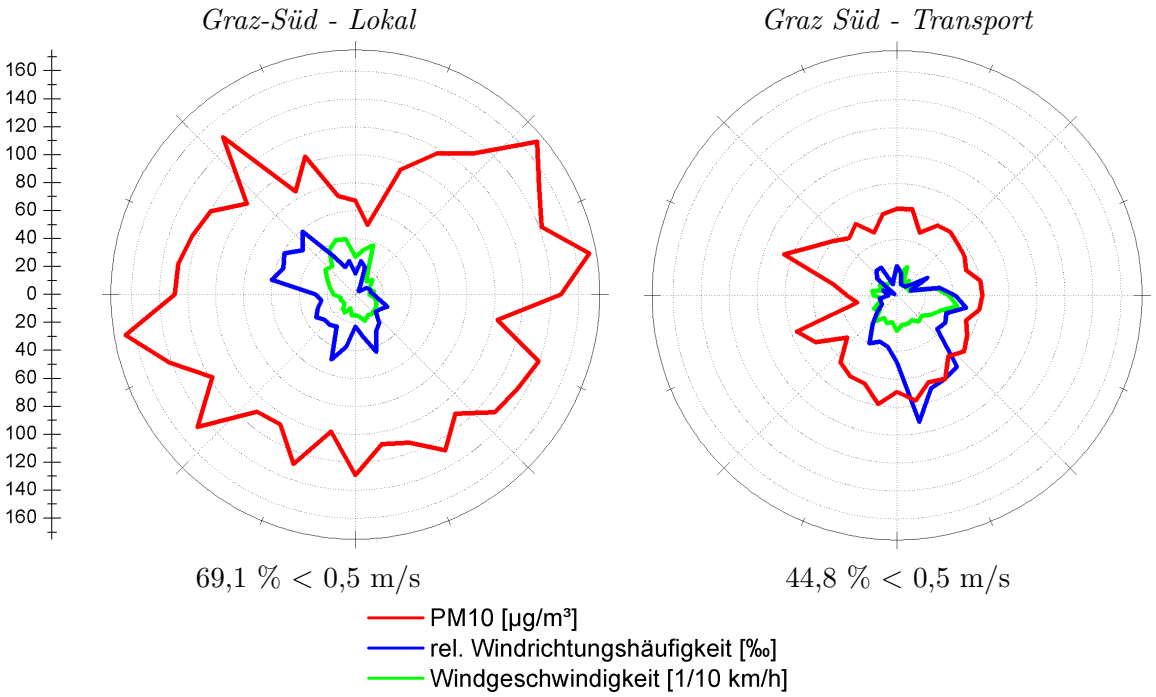


Abb. 3.15: Windrosen - “Lokal vs. Transport” - Station Graz Süd

Die Auswertung von Anemometerdaten entsprechend der Trennung “Lokal vs. Transport” wird in Abb. 3.15 am Beispiel von Graz-Süd demonstriert. Die Darstellung von Datenreihen (HMW) weniger Tage anhand von Windrosen ist nicht unproblematisch anzusehen, da die Qualität des Ergebnisses wesentlich von der Datenmenge abhängt. So wurden anders als in Abb. 3.12 nun Windgeschwindigkeiten $\geq$ 0,1 m/s (HMW) berücksichtigt, da an den hier zu untersuchenden Überschreitungstagen vor allem geringe Windgeschwindigkeiten vorliegen. Der erste Blick auf die PM10 Konzentration zeigt die deutlich höhere Belastung an Lokaltagen. Einzelne Maxima der PM10 Konzentration dürfen aufgrund der geringen Datenmenge (Lokal: 11 Tage, Transport: 10 Tage) nicht überinterpretiert werden. Sicherlich aussagekräftig hingegen ist ein ausgeprägtes PM10 Minimum im Lokalfall bei nördlicher Windrichtung, was zusätzlich mit erhöhten Windgeschwindigkeiten zusammenfällt. Hier wird vermutlich der Mechanismus der von Norden einfließenden Frischluft ins Grazer Stadtgebiet sichtbar. Dabei sind besonders nächtliche Kaltluftausflüsse aus den alpinen Tälern nördlich von Graz für dieses Phänomen verantwortlich [68, Podesser et al., 2004]. An Lokaltagen variiert die Windrichtung zwischen Nordwest über West bis Südost beliebig,

was typisch für gradientschwache Lagen mit stagnierenden Luftmassen ist, und liegt am häufigsten bei WNW. An Transporttagen hingegen weht der Wind in Graz-Süd beinah ausschließlich aus südlichen Richtungen mit einem sehr deutlichen Maximum bei SSO - etwa 51 % relative Häufigkeit im Sektor [160°-180°]. Es ist schon bemerkenswert, dass durch die schlichte Trennung von Überschreitungstagen nach UI_{rel} auch am Bodenwindfeld von Graz massive Unterschiede zu erkennen sind. Die Kalmenhäufigkeit (HMW $<$ 0,5 m/s) liegt im selektierten Auswertezeitraum generell auf hohem Niveau - mit über 69 % im Lokalfall.

Wegen der geringen Überschreitungshäufigkeit in Klagenfurt, ist die Unterscheidung zwischen Lokal und Transport anhand von Windrosen nicht sehr aussagekräftig, da die Sektoren nur teilweise besetzt sind. Auf diese Darstellung wird somit an dieser Stelle verzichtet.

Sehr aufschlussreich gestaltet sich die Überlagerung von Rückwärtstrajektorien des HYSPLIT Modells mit den Endpunkten über Graz bzw. Klagenfurt (Laufzeit: 120 h, Höhe Endpunkt: 0 m ü. Modelltopographie). Es wurde für jeden ausgewählten Lokal- bzw. Transporttag eine Trajektorie (meist um 12 UTC) gerechnet, um die Herkunft der Luftmassen und die Stärke der vorliegenden synoptischen Strömung einschätzen zu können. Offensichtlich sind sowohl im Grazer als auch im Klagenfurter Lokalfall großräumige Westströmungen maßgebend, die - wie in Kapitel 2.2 beschrieben - gering belastete Atlantikluft mit sich führen. Dieses Ergebnis deckt sich ebenso mit den Windrosen von Abb. 3.15. Das heißt, Grenzwertüberschreitungen bedingt durch weitgehend lokale Emissionen (Selektion z.B. UI_{rel} $\geq$ 80 %) setzen zwingend geringe Hintergrundkonzentrationen und somit die Advektion unbelasteter Luft voraus. Mitteleuropas Frischluftzufuhr wird, wie in Abb. 3.16 ersichtlich, durch Westwetterlagen bestimmt. Anhand des Abstandes zwischen den einzelnen Trajektorienpunkten ist erkennbar, dass es sich im Lokalfall um eher lebhafte Westwinde über Westeuropa handelt. Während in Wien Westströmungen meist zum "Ausräumen" bodennaher Inversionen führen, sind diese an der Leeseite des Alpenbogens in den Becken und Tälern der Region Österreich Süd häufig zu schwach. Maßgebend für die Stärke der Anreicherung lokaler Primärsubstanzen war demnach vor allem die statische Stabilität in der untersten Atmosphärenschicht über den AQUELLA-Untersuchungsräumen.

Die Abbildungen der Trajektorienüberlagerung im Transportfall zeigen, dass bei Überschreitungen mit kleinem UI_{rel} beinah ausschließlich kontinentale Luftmassen aus Regionen in Ungarn, Slowenien, Kroatien und darüber hinaus maßgebend sind. Graz wird dabei vor allem aus südöstlicher Richtung angeströmt. Die überwiegend neutral geschichtete Grenzschicht ermöglicht die Advektion belasteter Luft auch in Bodennähe. Da die Hintergrundbelastung am Bockberg südlich von Graz im Mittel der Transporttage 82 % der Stadtbelastung ausmacht, ist an den 10 ausgewählten Tagen von einer Importsituation nach Österreich bzw. ins Grazer Becken auszugehen, was sich nicht mit den Ergebnissen von [63, UBA, 2006] deckt, dass Ferntransport für alpine Becken kaum eine Rolle spielt.

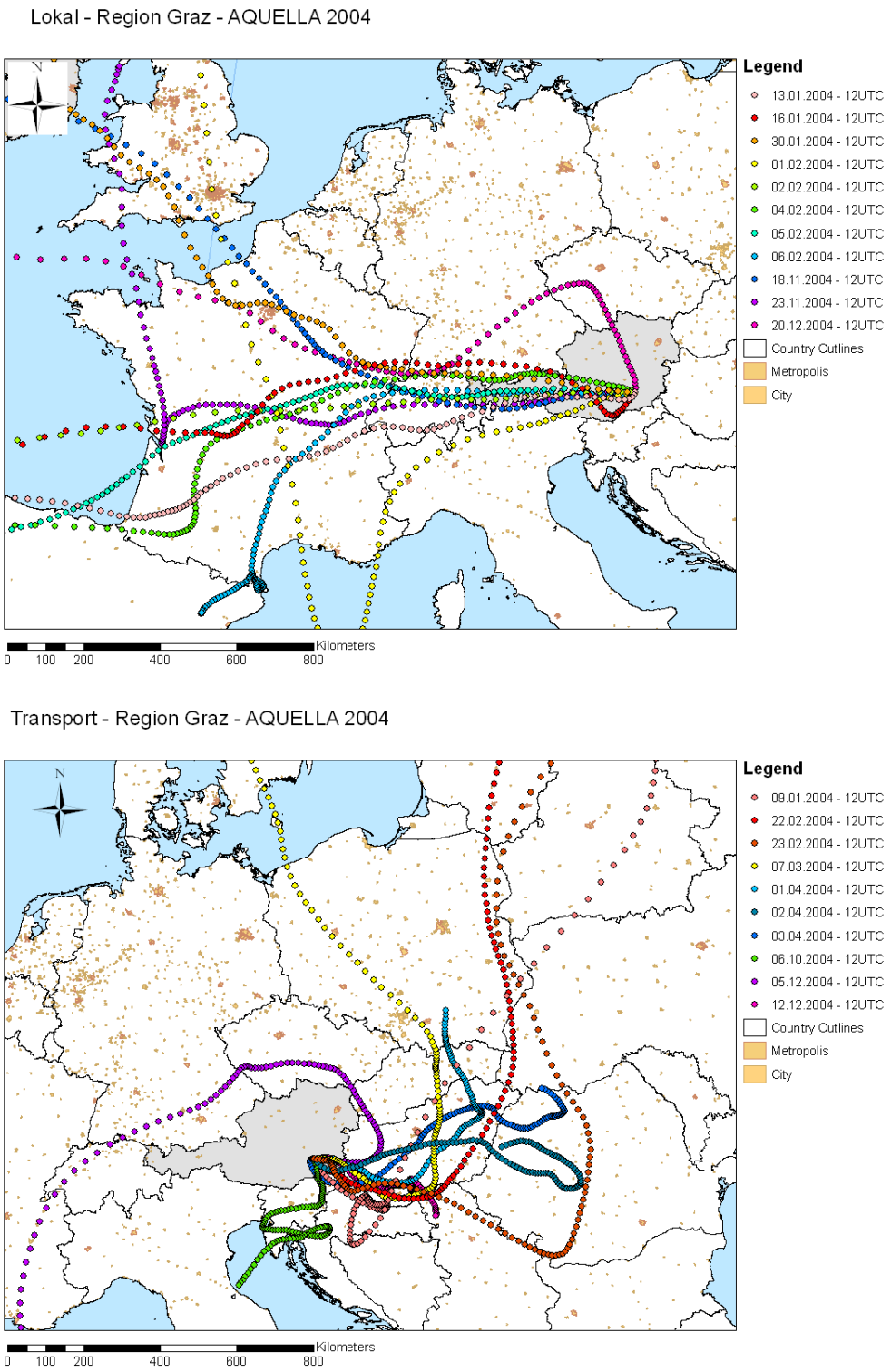


Abb. 3.16: Rückwärtstrajektorien f. Graz - "Lokal vs. Transport"

Ähnlich ist die Situation auch in Kärnten, wobei ein Teil der Trajektorien auch über Norditalien liegt. Anders als in Wien mit mäßigen bis lebhaften Winden bei Transport, handelt es sich hier eher um schwache Strömungen. Das heißt, für Graz und Kärnten können auch Beiträge aus regionalen Quellen südlicher Regionen eine Rolle spielen. Insgesamt zeigen die Trajektorienverläufe an "reinen" Transporttagen also hohe Verweildauern über Ländern süd- bzw. südöstlich von Österreich. Gealterte kontinentale Luftmassen, die im

Transportfall zu großräumigen Belastungen sekundär gebildeter Substanzen führen, stehen also maritimer Atlantikluft mit geringer PM10 Hintergrundkonzentration im Lokalfall gegenüber.

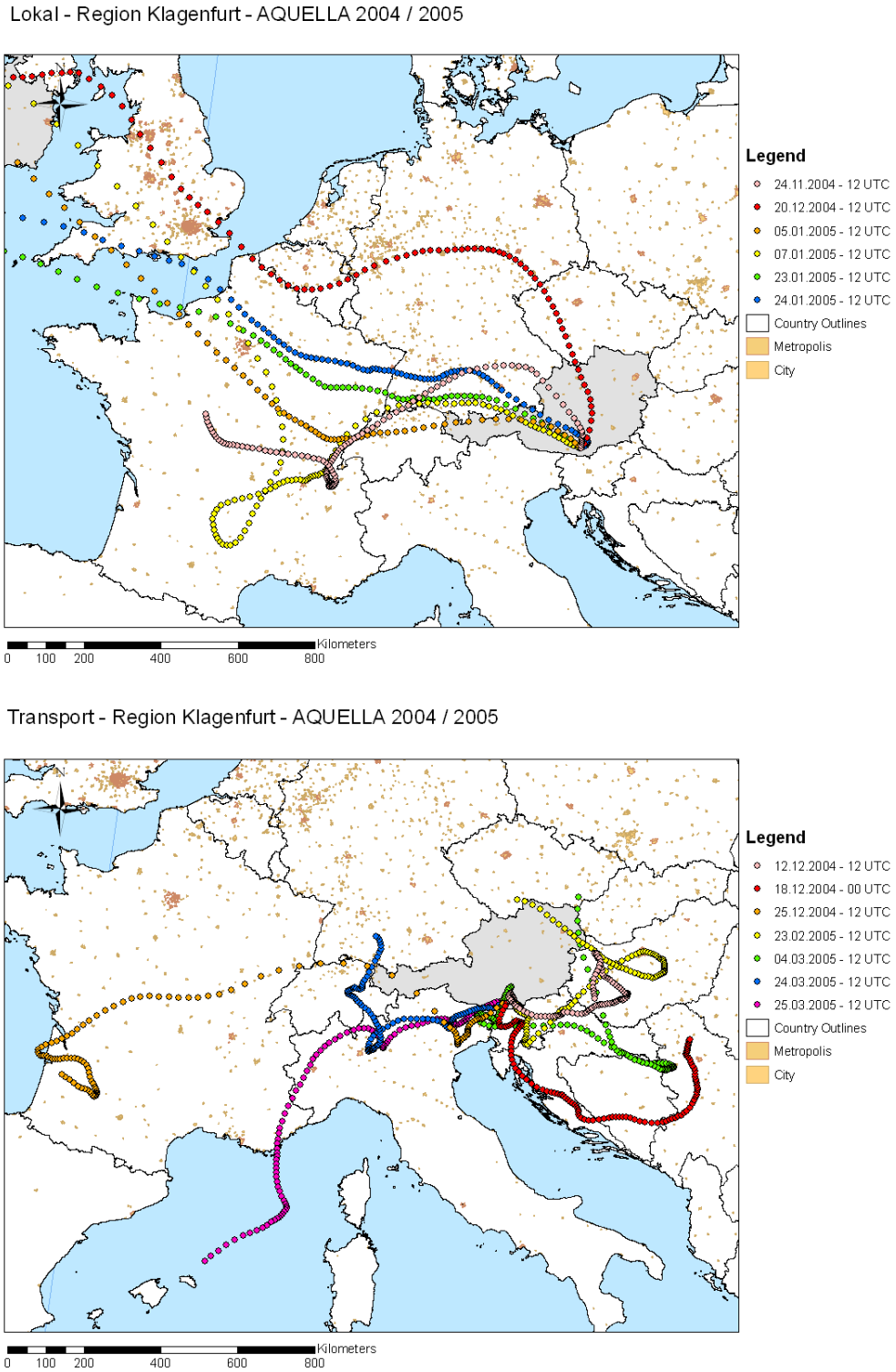


Abb. 3.17: Rückwärtstrajektorien f. Klagenfurt - “Lokal vs. Transport”

Die ostalpine Wetterlagenklassifikation in Tab. 3.5 ergibt, dass Lokalfälle entweder von Hochdrucklagen (wie Wien, Kapitel 3.2.1) oder von W- bzw. SW-Lagen begleitet wurden.

Dies erscheint unter der Kenntnis der vorausgegangenen Auswertungen durchaus plausibel, da die Voraussetzungen für lokale Grenzwertüberschreitungen durch schwache Druckgradienten und das großräumige Absinken in Hochdruckgebieten gegeben sind. SW-Lagen sind im Winterhalbjahr häufig mit Warmluftadvektion verbunden und somit Auslöser von Inversionen. Die W-Lagen passen ebenfalls gut zu den Trajektorienverläufen aus West. Westwetterlagen, die an der Alpennordseite üblicherweise zu geringer Schadstoffbelastung und häufigen Niederschlägen führen, können südlich der Alpen aufgrund von großräumigem Absinken durchaus mit lokalen PM10 Maxima in Verbindung stehen.

Tab. 3.5: Ostalpine Wetterlagenklassifikation - "Lokal vs. Transport" - AQUELLA-Graz

Lokaltage	*Wetterlage*	*Transporttage*	*Wetterlage*
13.01.2004	W	09.01.2004	NW
16.01.2004	W	22.02.2004	SW
30.01.2004	h	23.02.2004	TK
01.02.2004	SW	07.03.2004	TS
02.02.2004	SW	01.04.2004	G
04.02.2004	H	02.04.2004	G
05.02.2004	H	03.04.2004	G
06.02.2004	H	06.10.2004	SW
18.11.2004	W	05.12.2004	H
23.11.2004	W	12.12.2004	H
20.12.2004	H		

Anmerkung: Wetterlagenkürzel bzw. -klassifikation siehe Tab. 2.3

Ähnlich wie in Wien geht die Zusammenstellung der Wetterlagen an den maximalen Transporttagen sozusagen "quer durch den Gemüsegarten". Es sind keine Präferenzen zu erkennen. Das heißt wiederum, dass bei Aerosoltransport bzw. großräumiger Belastung vor allem die Richtung des bodennahen Druckgradienten, die Herkunftsregionen und Verweildauern von Luftmassen über dem Kontinent ausschlaggebend sind und weniger die großräumige Wetterlage der freien Atmosphäre.

3.2.5.3 Spezielle Betrachtung von EC, OC und Silizium in Graz

In Graz wurden ebenfalls Korrelations- bzw. Regressionsrechnungen zwischen den als Tagesproben vorliegenden Komponenten EC, OC und Silizium (Don Bosco) und der Windgeschwindigkeit (Graz-Süd) bzw. $\triangle T$ (Graz-Mitte vs. Graz-Platte) durchgeführt. Wie in Wien wurden die Wintermonate 2004 ausgewertet.

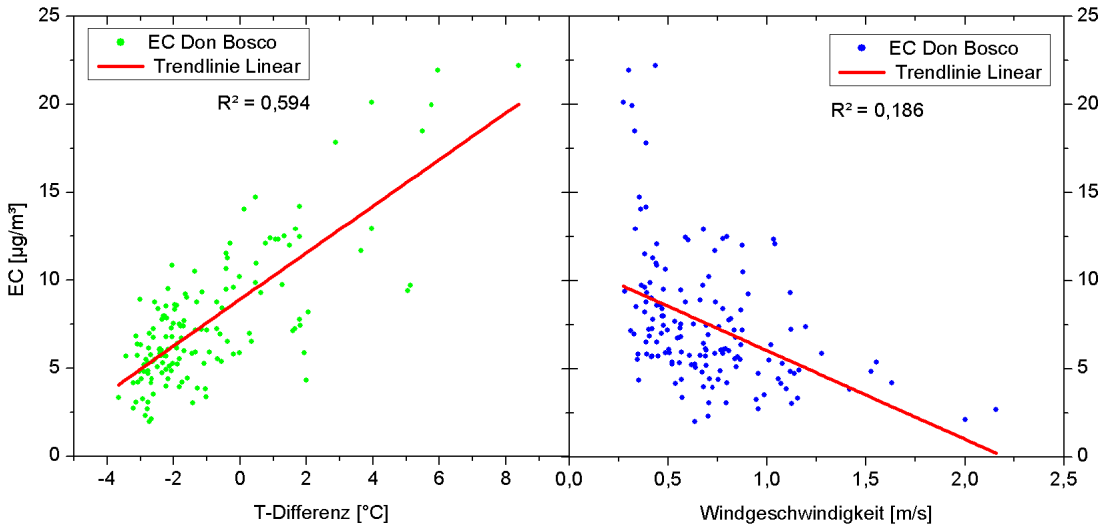


Abb. 3.18: Scatterplot AQUELLA-Graz - EC vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004

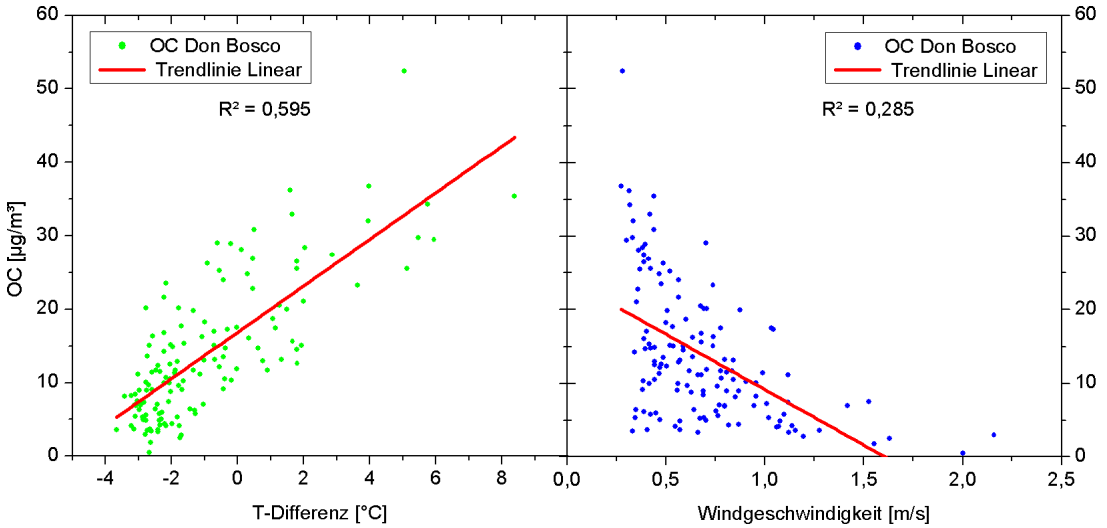


Abb. 3.19: Scatterplot AQUELLA-Graz - OC vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004

Auch in Graz zeigt sich der von Wien bekannte Zusammenhang einer positiven Korrelation von Primärpartikeln im urbanen Raum zur vertikalen thermischen Schichtung, wobei dies im Grazer Becken wesentlich ausgeprägter auftritt als im außeralpinen Raum. Entsprechend liegt das Bestimmtheitsmaß R^2 für EC und OC relativ hoch. Knapp 60 % der Gesamtvarianz werden durch die thermische Schichtung erklärt. Anhand der Abszissen sind die im Vergleich zu Wien ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen mit vereinzelt sehr kräftigen Inversionen und meist geringer Strömung zu erkennen. Die maximalen Immissionskonzentrationen zeigen sich zwar ausnahmslos bei geringer Windgeschwindigkeit (negative Korrelation), die jedoch nicht zwingend mit hohen Belastungen verbunden ist. Es ist also offensichtlich, dass in alpinen Becken eher die thermische Schichtung als die Stärke der bodennahen Strömung für die Anreicherung lokaler Partikel verantwortlich ist.

Der enge Zusammenhang zwischen EC bzw. OC und den Ausbreitungsbedingungen ist ähnlich wie in Wien bei Silizium deutlich abgeschwächt, was auch in Graz auf das nicht kontinuierliche Emissionsverhalten von Straßenstäuben durch Aufwirbelung zurückzuführen ist. Die Stagnation von Luftmassen ist meist mit synchronem Auftreten von Inversionen und geringer Windgeschwindigkeit verbunden, also führt erst diese Kombination zu den in den Abbildungen 3.18 bis 3.20 dargestellten Maximalkonzentrationen.

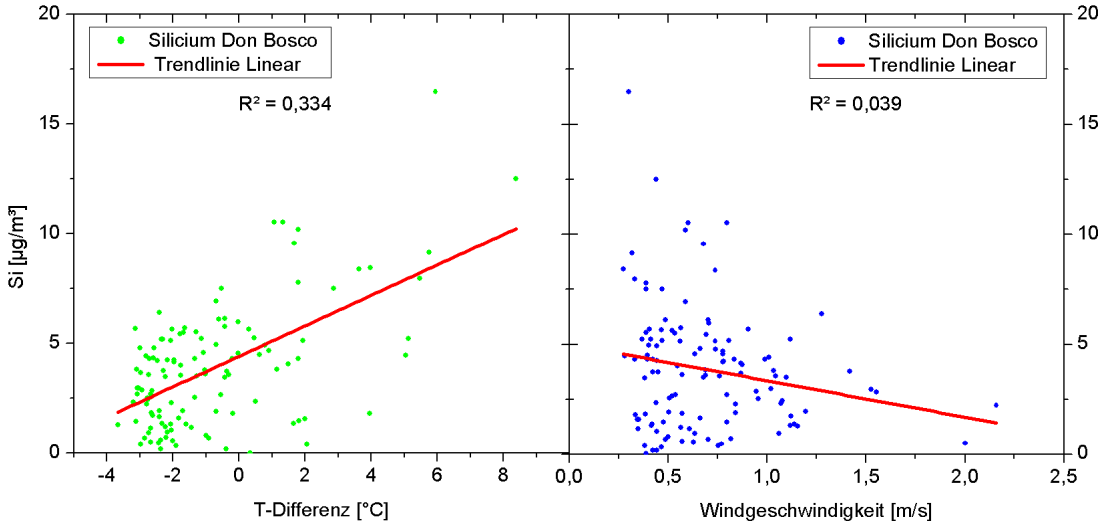


Abb. 3.20: Scatterplot AQUELLA-Graz - Silizium vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004

Zusammenfassend wird hier also deutlich, dass die statische Stabilität im alpinen Raum eine der wesentlichsten Einflussgrößen auf die Immissionskonzentration lokaler Emissionen darstellt. Im Alpenvorland hingegen spielt die bodennahe Windgeschwindigkeit eine ebenso bedeutende Rolle.

3.2.6 Region Oberösterreich

3.2.6.1 Allgemein

Als Pendant zu den bisherigen Untersuchungsräumen im Nordosten und Süden Österreichs soll nun Oberösterreich mit Augenmerk auf den Zentralraum und die Landeshauptstadt Linz dienen. In Bezug auf den Einfluss atlantischer Systeme ist die Lage Oberösterreichs an der Nordseite bzw. Luvseite des Alpenbogens günstiger als etwa im Süden Österreichs. Die Beckenlage des Linzer Raumes ist gekennzeichnet durch das Hügelland der südlichen böhmischen Masse (Mühlviertel), wobei die Erhebungen bis an die nördliche Stadtgrenze heranreichen - teilweise auch im Westen und Osten der Stadt. Die Höhenunterschiede zwischen dem Linzer Stadtgebiet und den Hügeln der unmittelbaren Umgebung betragen teilweise deutlich über 300 m bis hin zur nördlich gelegenen Giselawarte mit einer Seehöhe von 950 m. In südliche Richtung geht das Linzer Becken flach ins Alpenvorland über. Die für die lokale Strömungsklimatologie bedeutenden Taleinschnitte sind vor allem das von Westen "einmündende" Donautal und der in Nord-Süd-Richtung verlaufende Haselgraben.

Im Raum Linz wurden bereits erhebliche Anstrengungen unternommen, die klimatologischen Prozesse hinsichtlich der Luftreinhaltung zu erfassen. Grundsätzlich hat sich dabei gezeigt, dass die südlichen Stadtteile durch geringere orographische "Abschattung" besonders bei Ostwind besser durchlüftet sind. Ebenso ist es hinreichend bekannt, dass Westwetterlagen in Verbindung mit guten Ausbreitungsbedingungen zu belüftungstechnisch günstigen Situationen führen. Tagsüber sind die Strömungen im Linzer Stadtgebiet eher am Donautal ausgerichtet. [32, Mursch-Radlgruber, Gepp, 1999]

Vor allem bei gradientschwachen Lagen haben sich in Linz thermisch induzierte Hang- bzw. Talwinde wie z.B. der "Haselgrabenwind" für die Belüftung vor allem der nördlichen Stadtteile einen Namen gemacht. Die Haselgrabenströmung ist während den Nachtstunden (Kaltluftströmung talauswärts) mit Windgeschwindigkeiten bis zu 7 m/s und einer Vertikalerstreckung von ca. 200 m (ca. Kammniveau) dominant und konnte anhand von Vertikalsondierungen bis in Stadtteile südlich der Donau nachgewiesen werden. Die Strömung flaut tendenziell in der zweiten Nachthälfte bedingt durch die Zunahme der Stabilität über dem Stadtgebiet ab. Typische Temperaturgegensätze zwischen dem V-förmigen Haselgraben und dem Linzer Becken liegen wegen der unterschiedlichen Sonnenscheindauer bei etwa 10 °C (später Nachmittag). [14, Gepp, 1999]

Anhand von modellgestützten Berechnungen konnte gezeigt werden, dass der Linzer Wärmeinseleffekt und die damit verbundene konvergente Strömung in Richtung Ballungsgebiet vor allem in den Nachtstunden vorherrscht. Die dadurch oft abgehobenen Inversionen liegen im Höhenbereich der umliegenden Erhebungen und das darunter liegende Luftvolumen ist ohne synoptischen Antrieb gefangen. Dadurch können auch Schadstoffe aus höheren Schornsteinen in Bodennähe gelangen, sofern die unterste Schicht durch die Wärmeinsel gut durchmischt ist (= Fumigation-Lage). Die Morgenstunden gelten dabei als

die belüftungstechnisch heikelste Phase im Linzer Stadtgebiet, da durch die beginnende Sonneneinstrahlung die Kaltluftabflüsse vom nördlichen Hügelland unterbrochen werden und somit Stagnation eintritt. [32, Mursch-Radlgruber, Gepp, 1999]

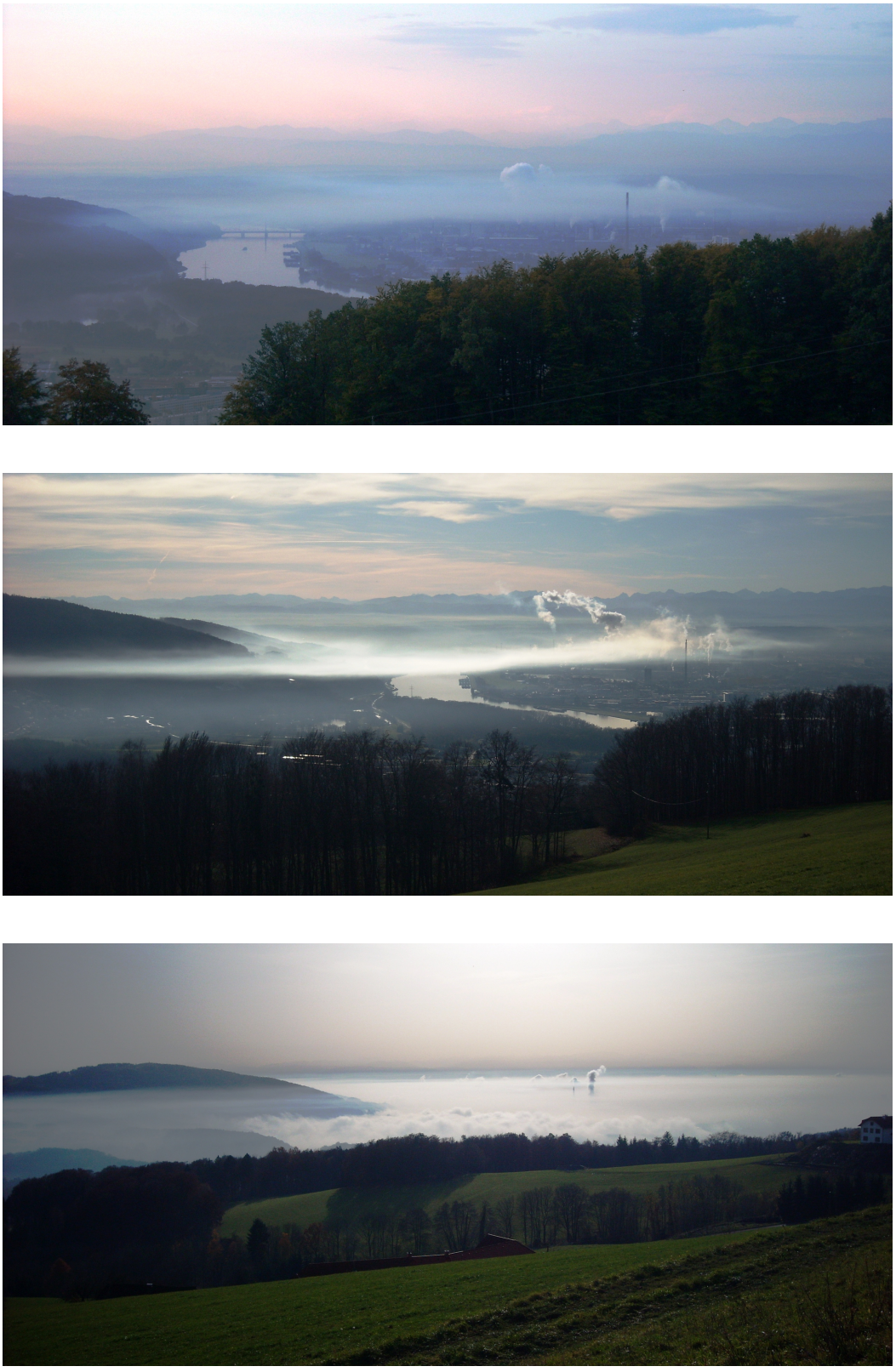


Abb. 3.21: Inversionslagen über Linz (Herbst 2009) - Blickrichtung Süd

Dieser Umstand wird anhand der Fotografien in Abb. 3.21 deutlich, die im Herbst 2009

an unterschiedlichen Tagen aufgenommen wurden. Nördlich von Linz bietet sich vom Magdalenaberg auf etwa 550 m Seehöhe eine gute Sicht auf das Linzer Industriegebiet im Osten der Stadt. Anhand der beiden oberen Fotos ist deutlich zu erkennen, wie eine abgehobene, schmale Dunstschicht in den Morgenstunden direkt über dem Industriegebiet liegt und sich in Richtung Osten über die Donau hinweg ausbreitet. Die Verdünnung und der Abtransport von Emissionen aus vorwiegend industrieller Tätigkeit wird durch die stabile Schichtung im Höhenbereich der umliegenden Erhebungen und die fehlende synoptische Strömung unterbunden. Knapp oberhalb der Dunstschicht ist die "Abgasfahnenüberhöhung" von Emissionsquellen der Voestalpine mit entsprechend hoher Abgastemperatur bzw. Austrittsgeschwindigkeit (Löschtürme der Kokerei - Nasslöschverfahren) zu erkennen [7, Baumgartner, 2010]. Das unterste Foto zeigt eine sehr ähnliche Situation nur in Verbindung mit starkem, großräumigem Dunst bzw. Nebel über dem oberösterreichischen Alpenvorland (Mittagszeit). Die umliegenden Regionen wie z.B. Steyregg östlich von Linz sind bei derartigen Lagen vor allem von Emissionen des urbanen Raums direkt beeinflusst. Dieses Phänomen kann in Linz bei stabiler Hochdrucklage sehr häufig beobachtet werden - besonders im Winterhalbjahr.

Den überwiegend zonalen Strömungen im oberösterreichischen Alpenvorland muss in der Frage nach etwaigem Ferntransport besondere Beachtung geschenkt werden. Zur Einschätzung der bodennahen Strömungsklimatologie wurden daher zahlreiche Anemometerdaten ausgewählter Stationen im Zuge von AQUELLA-Oberösterreich (01.04.2005 bis 31.03.2006) anhand von PM10 Windrosen ausgewertet. [26, AQUELLA - OÖ, 2008]

Die Zusammenfassung der Windrosen in Abb. 3.22 liefert einen Überblick über bevorzugte bodennahe Strömungen bzw. die davon abhängigen PM10 Konzentrationen an ausgewählten Messstellen, deren räumliche Lage auf einem "GIS-Layer" mit Ballungszentren, Ortschaften und Hauptverkehrswegen festgehalten wird. Zur besseren Vergleichbarkeit verfügen alle Windrosen über eine idente Skalierung. Die vorliegende Auswertung wurde auf Datensätze der Wintermonate (01.10.2005 - 31.03.2006) und auf eine ausreichende Anströmung der Anemometer von $\geq$ 0,4 m/s (HMW) reduziert.

Anhand der relativen Häufigkeit der Windrichtung sind wenig überraschend vorwiegend West- bzw. Ostwinde zu erkennen, die im Prinzip den synoptischen Hauptwindrichtungen bzw. der Kanalisierung im nördlichen Alpenvorland entsprechen. Stationen wie Braunau, Enzenkirchen, Wels oder Kristein sind nur wenig orographisch beeinflusst. Ebenso treten die Maxima der Windgeschwindigkeit erwartungsgemäß in den Hauptwindrichtungen auf. In Bezug auf die mittlere PM10 Konzentration in Abhängigkeit der Windrichtung sind wie bereits erwähnt häufig angeströmte Sektoren am aussagekräftigsten. So liegen an den untersuchten Messstellen tendenziell bei Westwinden PM10 Minima entgegen den erhöhten Werten bei Ostwind vor - wie z.B. in Braunau mit 45 µg/m³ bei ONO (60°-90°) und 23 µg/m³ bei WSW (240°-270°). Dies zeigt wiederum, dass die Advektion von westeuropäischen bzw. atlantischen Luftmassen im Mittel mit deutlich geringeren Feinstaubbelastungen einhergeht als bei Lagen mit Advektion aus östlichen Regionen.

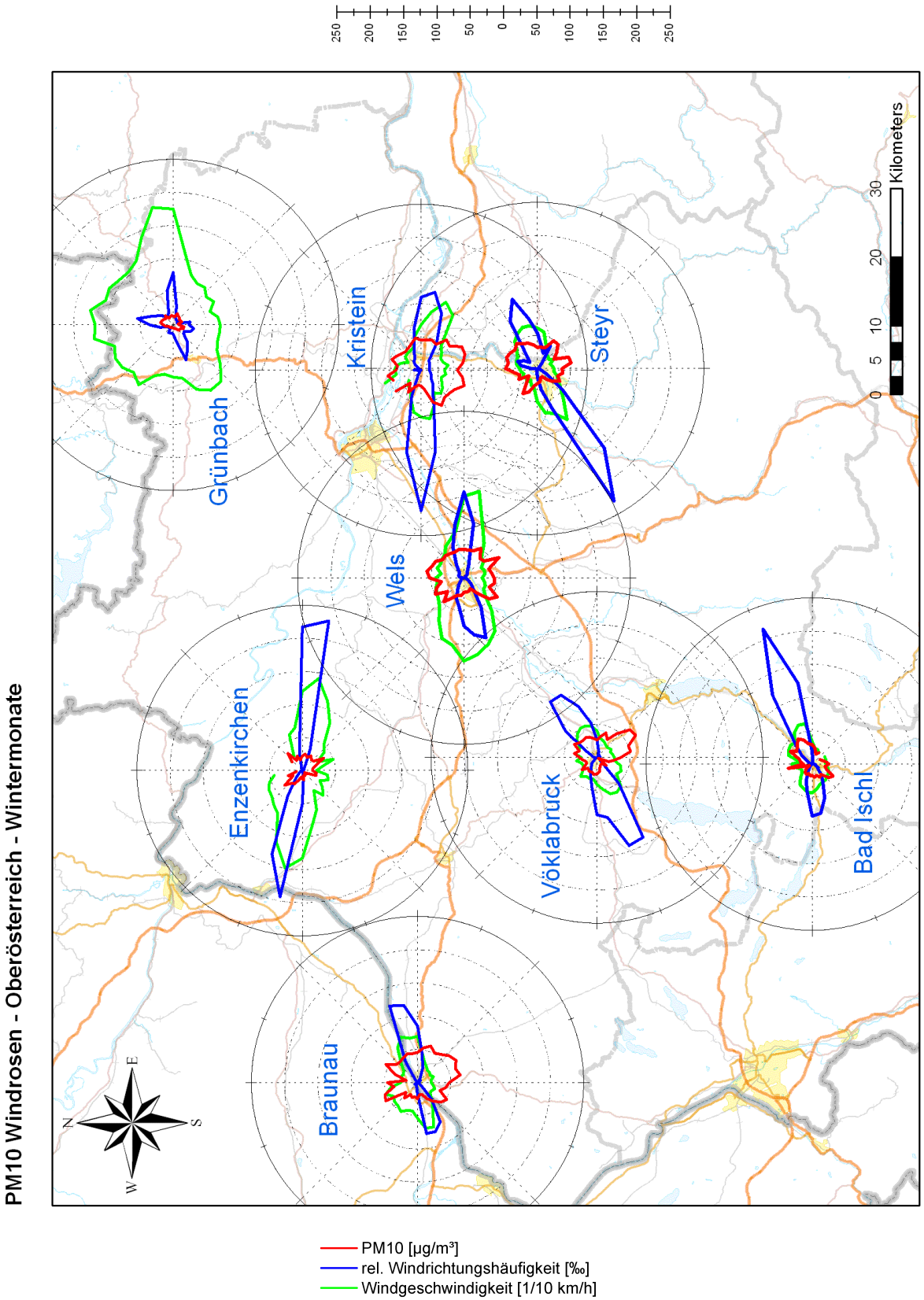


Abb. 3.22: Windrosen - Oberösterreich - Wintermonate (2005/2006)

Die PM10 Konzentrationen in Grünbach im Mühlviertel und Enzenkirchen verdeutlichen die im Mittel geringe Immissionssituation an Hintergrundmessstellen. Die Messstelle Bad Ischl im Nordosten der Stadt wird offensichtlich durch höhere Immissionen bei NO-Wind

als von der Stadt selbst bei W- bzw. SW-Wind beeinflusst. PM10 Spitzen in den N- bzw. S-Sektoren - z.B. im Zentralraum - sind meist einzelnen Ereignissen bei schwachen, drehenden Winden zuzuordnen und dürfen demnach nicht überinterpretiert werden. Bei Südanströmung an der Messstelle Kristein wird im Mittel des Winterhalbjahres eine überdurchschnittlich hohe PM10 Belastung gemessen (deutlich > 50 µg/m³), was auf die im Süden angrenzende Autobahn zurückzuführen ist. Der Unterschied zwischen Nord und Süd beträgt ca. 20 µg/m³.

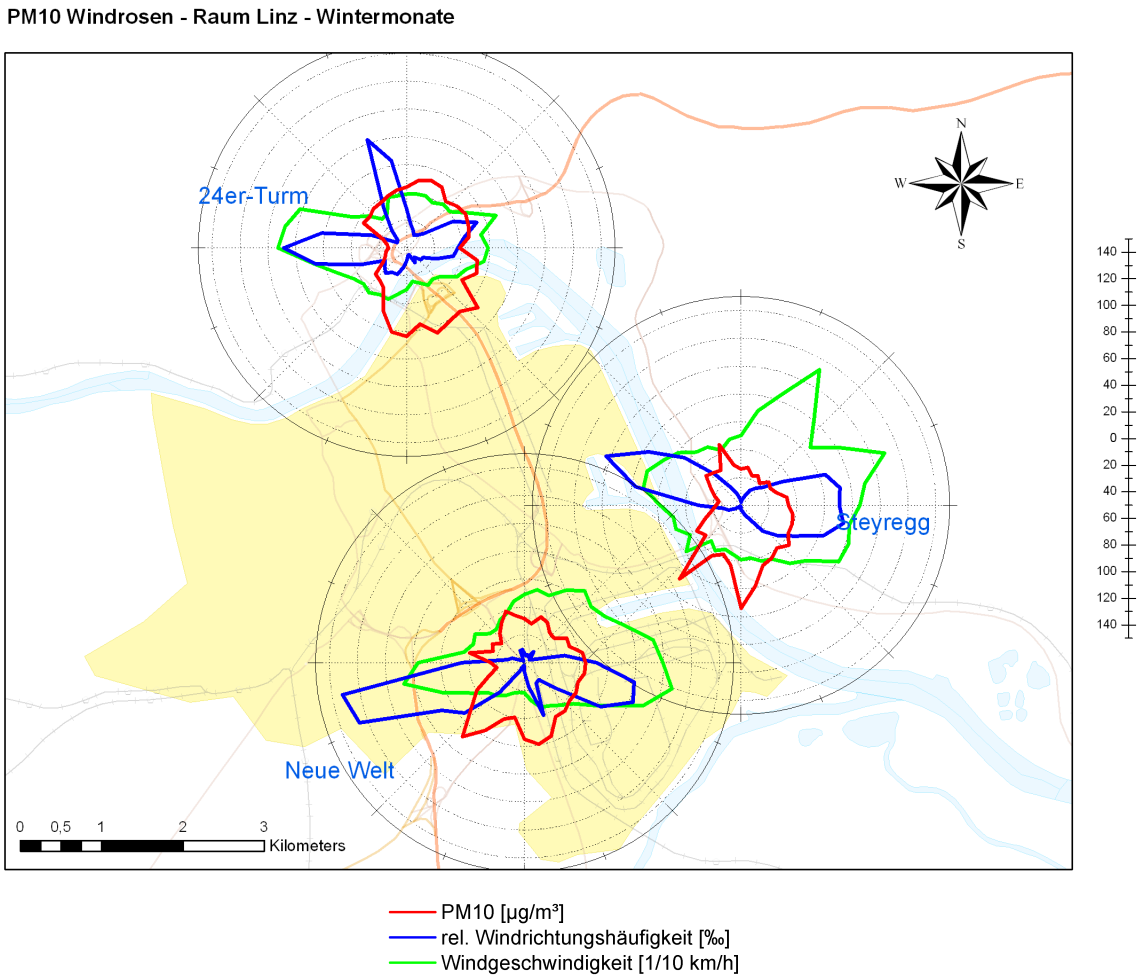


Abb. 3.23: Windrosen - Raum Linz - Wintermonate (2005/2006)

Abb. 3.23 zeigt die Auswertung dreier Stationen im Raum Linz für das Winterhalbjahr 2005/2006, wobei ebenfalls nur Datensätze mit Windgeschwindigkeiten $\geq 0{,}4$ m/s verwendet wurden. Lokalfälle mit stagnierenden Luftmassen sind in dieser Auswertung daher unterrepräsentiert. Dabei treten wiederum Minima des PM10 Verlaufes (< 30 µg/m³) in der Hauptwindrichtung West auf. Auffällig hoch sind die Konzentrationen in den südlichen Sektoren (tw. > 60 µg/m³), was sehr wahrscheinlich auf städtische Einflüsse zurückzuführen ist. Zu beachten ist dabei jedoch, dass Südanströmungen an den vorliegenden Stationen die Ausnahme darstellen, also nur Einzelfälle dargestellt werden. Die Aussage, dass bei seltenen Fällen von Südwind im Mittel des Winterhalbjahres mit einer Überschreitung des PM10 Grenzwertes gemäß IG-L zu rechnen ist, kann dennoch getroffen werden. Umso

aussagekräftiger sind die Feinstaubkonzentrationen in der zweiten Hauptwindrichtung Ost (70°-120°) mit 35 µg/m³ in Steyregg und mit 41 µg/m³ an der Station Neue Welt. Damit ergibt sich also im Mittel des Winterhalbjahres einen Impact von 6 µg/m³ an der Station Neue Welt – sehr wahrscheinlich aus überwiegend industrieller Tätigkeit östlich der Station, da zwischen den Messstellen Steyregg und Neue Welt das Betriebsgebiet der Voestalpine liegt.

Aus meteorologischer Sicht interessant ist die unterschiedliche Lage der Hauptwindrichtungen bedingt durch die orographischen Einflüsse in Linz. Die Möglichkeit der Ausbildung eines Rezirkulationswirbels über dem Linzer Industriegebiet [36, Prabha, 1996] bzw. ein daraus resultierender Einfluss auf Immissionskonzentrationen kann anhand der vorliegenden Auswertung nicht bestätigt werden.

Die PM10 Inkremente zwischen Ost [90°] und West [270°] liegen im Winterhalbjahr an der Station 24er-Turm bei 25 µg/m³, in der Neuen Welt bei 20 µg/m³ und in Steyregg bei 16 µg/m³. Das ist kein von vornherein einleuchtendes Ergebnis, da man besonders an der Station Steyregg östlich von Linz bei Westwind höhere Konzentrationen bedingt durch urbanes Aerosol erwarten würde, wobei hier jedoch genau der umgekehrte Fall vorliegt. Der Grund dafür liegt sicherlich an der oft geringen Hintergrundbelastung bei Westwind, wodurch sich im Halbjahresmittel lokale Emissionen in Lee der Stadt nur geringfügig auswirken. Dies zeigt wiederum, dass besonders die Herkunftsregionen der Luftmassen von Bedeutung sind.

Die bereits erwähnte wichtige Rolle des Haselgrabenwindes hinsichtlich der Frischluftzufuhr für das Linzer Stadtgebiet wird an der Station 24er-Turm sichtbar. Die Hauptwindrichtung zeigt hier exakt in Richtung NNW, was das Ausfließen der absinkenden Luftmassen aus dem Haselgraben repräsentiert (vgl. auch [36, Prabha, 1996] und [14, Gepp, 1999]). Der direkte Einfluss der Frischluft auf die PM10 Konzentration ist kaum zu erkennen, da nördlich der Messstelle die Mühlkreisautobahn (A7) vorbeiführt und somit auch in den Nordsektoren leicht erhöhte Belastungen gemessen wurden.

Tab. 3.6: Kalmenhäufigkeit (< 0,4 m/s) - Oberösterreich - Winterhalbjahr 2005/2006

Station	*Kalmen [%]*	*Station*	*Kalmen [%]*
Bad Ischl	65,8	Traun	33,5
Braunau	49,5	Vöcklabruck	45,5
Enzenkirchen	25,2	Wels	29,6
Grünbach	27,2	Linz - 24er-Turm	40,9
Kristein	48,2	Linz - Neue Welt	58,1
Steyr	37,5	Steyregg	27,8

Eine Zusammenstellung der relativen Kalmenhäufigkeit für das Winterhalbjahr 2005/2006 in Tabelle 3.6 verdeutlicht das Potential zur Stagnation von Luftmassen an den bisher untersuchten Stationen in Oberösterreich. Demnach sind Bad Ischl und Linz-Neue Welt eher schlecht durchlüftet, Grünbach im Mühlviertel hingegen am besten, was vor allem

von der Seehöhe der Messstelle und der freien Anströmung des Anemometers abhängig ist. So liegt der deutliche Gegensatz zwischen den nicht weit voneinander entfernten Stationen Steyregg und Linz-Neue Welt ebenfalls an der Höhendifferenz von ca. 70 m bzw. an der Minderung der Windgeschwindigkeit im dicht verbauten Stadtgebiet rund um den Linzer Stadtteil Neue Welt. Wichtig ist, dass eine erhöhte Kalmenhäufigkeit nicht automatisch zu hohen PM10 Konzentrationen führt (z.B. Bad Ischl), da klarerweise die Emissionsstärke von Aerosolen und Vorläufersubstanzen in der Region um die Messstelle mitberücksichtigt werden muss.

In der Auswertung der Abb. 3.24 wurden für den Raum Linz nur Datensätze mit PM10 Überschreitung und einer Mindestwindgeschwindigkeit von 0,4 m/s des AQUELLA-OÖ Zeitraums (01.04.2005 bis 31.03.2006) herangezogen. Generell ist zu erkennen, dass die PM10 Konzentrationen bei vorhandener Grenzwertüberschreitung nicht besonders von der Windrichtung bzw. der Geschwindigkeit abhängen und sich im Mittel bei etwa 70 µg/m³ einpendeln. Die aus Abb. 3.23 bekannten PM10 Minima bei Westwind sind nicht mehr zu erkennen. Einzelne Spitzen im Verlauf der Windgeschwindigkeiten sind in wenig angeströmten Sektoren nicht repräsentativ.

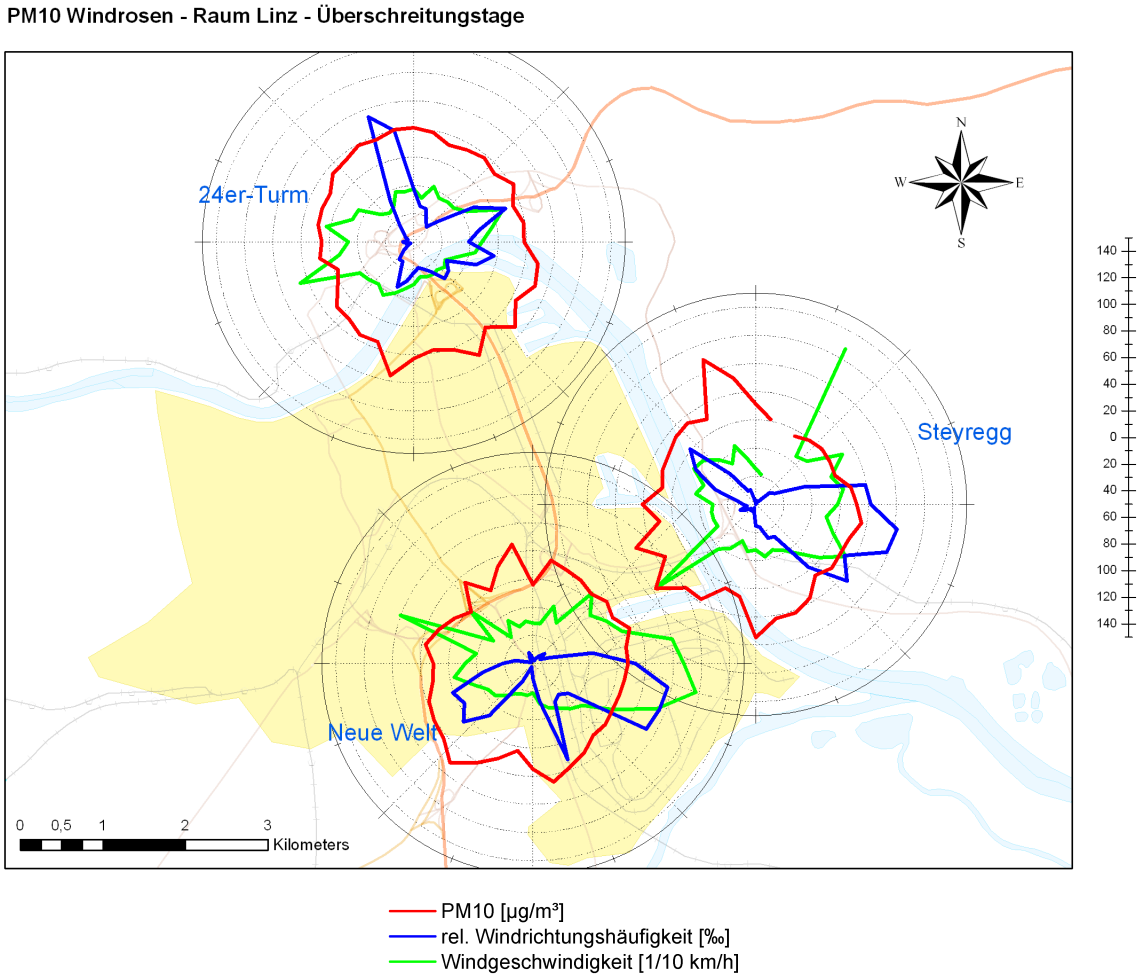


Abb. 3.24: Windrosen - Raum Linz - Überschreitungstage

Die wichtigste Aussage von Abb. 3.24 ist wohl der Umstand, dass die bevorzugte Windrich-

tung bei Grenzwertüberschreitung in östlichen Sektoren liegt. Vor allem an der Messstelle Steyregg im urbanen Hintergrund wurde im Großteil der Fälle > 50 µg/m³ Ostwind gemessen - 61 % liegen zwischen 70° und 140°. Angesichts der Lage der Station im Osten des Linzer Ballungsraumes würde man Überschreitungen in Lee der Stadt, also eher bei Westwind als bei Ostwind erwarten. Da durch die Mindestwindgeschwindigkeit von 0,4 m/s eine ausreichende Anströmung der Anemometer gewährleistet ist, liegt die Annahme nahe, dass antransportiertes Aerosol aus östlichen Regionen deutlich häufiger zu erhöhten PM10 Konzentrationen (ca. 70 µg/m³) führt, als der direkte Einfluss von lokalen Emissionen des urbanen Raums aus westlicher Richtung. Hier handelt es sich um Witterungsbedingungen, bei denen eine synoptische Strömung ≥ 0,4 m/s vorliegen muss. Das heißt jedoch wiederum, dass Wetterlagen mit hoher Kalmenhäufigkeit bzw. sehr schwachen Winden bei dieser Auswertung unterrepräsentiert sind. Zusätzlich bedeuten Westlagen häufig geringe Konzentrationen im Hintergrund, was kaum Überschreitungen an der urbanen Hintergrundmessstelle Steyregg auch bei Leelage bezogen auf den Ballungsraum zulässt. Wesentlich ist auch, dass Steyregg etwa 70 m über dem Niveau der Stadt Linz liegt und somit bodennahes Primäraerosol bei stabiler Schichtung nur schwer die Station erreicht und eher über das Donautal Richtung Südost abtransportiert wird. Ein eher geringer urbaner Einfluss liegt in Steyregg sicherlich auch an den kaum vorhandenen SW-Winden, denn in der Hauptwindrichtung Nordwest erreicht nur ein geringer Teil des Stadtaerosols die Messstelle. Bessere Ergebnisse könnten in weiterer Folge durch die "jüngere" Luftgütemessstelle Steyregg-Au erzielt werden, die zur Zeit des AQUELLA-Projektes noch nicht in Betrieb war.

Ähnlich ist die Situation an der Messstelle Neue Welt, an der bei Überschreitung ebenfalls am häufigsten Ost- bzw. Südostwinde gemessen werden - die relative Häufigkeit in den Sektoren 70° bis 140° liegt bei 48 %. Bei dieser Windrichtung wurden auch die maximalen Windgeschwindigkeiten gemessen. Diese Luftmassen überstreichen zwar direkt das angrenzende Industriegebiet (v.a. Voestalpine), es können jedoch im Vergleich zur Station Steyregg keine höheren PM10 Konzentrationen in der Neuen Welt festgestellt werden. Der "industrielle Impact" ist hier weniger anhand der mittleren PM10 Konzentration sondern eher an der absoluten Häufigkeit von Überschreitungen bei Ostwind auszumachen, denn das Verhältnis der Datensätze mit Überschreitung in den Sektoren 70° bis 140° liegt bei ca. 3 zu 4 (Steyregg/Neue Welt). Das heißt, in der Neuen Welt führen etwa um ein Viertel häufiger Ostwinde zur Überschreitung des PM10 Grenzwertes, was sehr wahrscheinlich auf industrielle Einflüsse an der Luvseite der Messstelle zurückzuführen ist. In Anbetracht der Tatsache, dass die Station Steyregg bei Ostwind die urbane Hintergrundkonzentration misst, ist die mittlere Feinstaubkonzentration von 69 µg/m³ [70°-140°] sehr beträchtlich. Diese einfache Auswertung verdeutlicht wiederum die Wichtigkeit, dem Transport von Aerosolen Beachtung zu schenken.

An der Station 24er-Turm zeigen sich zwar auch die bereits diskutierten Ostwinde an Überschreitungstagen, noch häufiger jedoch wird NNW-Wind gemessen. Ferntransportiertes

Aerosol aus Nord kann nach Vergleich mit den anderen Stationen ausgeschlossen werden. Der abendliche (nächtliche) Talauswind aus dem Haselgraben nördlich von Urfahr advehiert zwar wenig belastete Luft aus dem südlichen Mühlviertel, wobei die hohe Verkehrsdichte nördlich der Station 24er-Turm (A7 Mühlkreisautobahn) jedoch einen bemerkenswerten Einfluss von lokalen Emissionen verursacht und deswegen der Haselgrabenwind an dieser Messstelle mit Grenzwertüberschreitungen in Verbindung gebracht wird. Die in Abb. 3.23 an der Station 24er-Turm ausgeprägte Westkomponente fehlt nun an Überschreitungstagen völlig, d.h. bei Westwind konnten praktisch keine Grenzwertüberschreitungen verifiziert werden.

Laut Umweltbundesamt wird der Anteil von Ferntransport an Tagen > 45 µg/m³ im oberösterreichischen Alpenvorland (Enzenkirchen) auf 47 % und regionale Einflüsse auf 53 % geschätzt [63, UBA, 2006]. Für den Ballungsraum Linz liegt das Verhältnis von Ferntransport zu regionalen Quellen und zu lokalen Quellen bei 24:43:33, d.h. im Stadtgebiet von Linz soll laut bisherigem Wissensstand zu einem Viertel ferntransportiertes Aerosol für die Gesamtbelastung verantwortlich sein.

Im Vergleich dazu zeigen die Ergebnisse aus AQUELLA-Oberösterreich, dass an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen an Überschreitungstagen 50 % des Feinstaubs durch anorganische Ionen und 21 % durch Holzrauch und organische Folgeprodukte (HULIS) gebildet werden [26, AQUELLA - OÖ, 2008]. Diese Komponenten stehen häufig mit überregionalem atmosphärischem Transport in Verbindung, das heißt, der Ferntransportanteil von 47 % [63, UBA, 2006] scheint zu gering geschätzt. An der verkehrsnahen Messstelle Römerbergtunnel in Linz wurden während Straßenbauarbeiten erhebliche silikatische bzw. karbonatische Beiträge festgestellt. In Linz entfallen 29 % des UI bei Grenzwertüberschreitung auf Mineralstaub. Trotzdem zeigen die CMB-Ergebnisse, dass im Mittel mindestens die Hälfte der PM10 Belastung im Linzer Stadtgebiet als importiert anzusehen ist, vorwiegend durch sekundär gebildetes Aerosol [26, AQUELLA - OÖ, 2008].

3.2.6.2 "Lokal vs. Transport" - Oberösterreich

Inwieweit die Makrotraceranalysen aus AQUELLA-Oberösterreich vom physikalischen Zustand der Atmosphäre abhängen, soll nun anhand der Selektion *"Lokal vs. Transport"* unter Zuhilfenahme der verkehrsnahen Stadtmessstelle Römerberg und der Hintergrundstation Enzenkirchen festgestellt werden. Aus Überschreitungstagen wurden maximale Lokalevents mit $UI_{\mathrm{rel}} \geq 70$ % und Transporttage mit $UI_{\mathrm{rel}} \leq 15$ % selektiert, was starke Gegensätze zwischen $\overline{UI}$-Lokal mit 64 µg/m³ und $\overline{UI}$-Transport mit lediglich 7 µg/m³ liefert. Die Aufschlüsselung der chemischen Zusammensetzung in Tab. 3.10 zeigt welche Quellengruppen mehr oder weniger zu einer Überschreitung führen. Überraschenderweise überwiegen an Lokaltagen anorganische Ionen im Linzer Stadtgebiet, während in den bisher untersuchten Bundesländern viel häufiger mineralische Komponenten die lokalen Überschreitungstage dominieren. Dieses Phänomen ist noch deutlicher an den Makrotraceranalysen in Abb. 3.25

zu erkennen. Steyregg im urbanen Hintergrund weist ebenfalls zu ca. 50 % Sekundäraerosol auf. Es muss sich dabei zwingend um ein lokales Phänomen des oberösterreichischen Zentralraumes handeln, da an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen, die 50 km von Linz entfernt ist, im Lokalfall lediglich 8,6 µg/m³ anorganisches Sekundäraerosol analysiert wurde. In den 80er Jahren wurden bereits überproportionale Anstiege von Elektrolyten an so genannten "Smogtagen" im Linzer Raum festgestellt [42, Puxbaum, 1986], was anhand einer windrichtungsabhängigen Auswertung auf die damals deutlich höheren industriellen Emissionen zurückgeführt wurde.

Tab. 3.7: Übersicht - "Lokal vs. Transport" - Oberösterreich 2005/2006

AUSWAHL		Römerberg - Enzenkirchen	
Parameter	Einheit	Lokal	Transport
Auswahlkriterium [1]	%	$UI_{\text{rel}} \geq 70$	$UI_{\text{rel}} \leq 15$
Anzahl d. Tage	–	8	5
$\overline{UI}$ [2]	µg/m³	64,1	7,2
$\overline{UI_{\text{rel}}}$ [2]	%	77,2	8,9

CHEMIE		Römerberg		Enzenkirchen	
Parameter	Einheit	Lokal	Transport	Lokal	Transport
$\overline{PM10}$ [2]	µg/m³	84,2	76,8	20,1	69,6
Mineralstaub [3]	µg/m³	18,0	10,0	3,1	5,3
Anorganische Ionen [4]	µg/m³	26,6	32,0	8,6	31,8

METEOROLOGIE		Linz - Neue Welt	
Parameter	Einheit	Lokal	Transport
Kalmenhäufigkeit [5]	%	57,6	15,8
$\overline{v}$ [2]	m/s	0,6	1,5
Häufigste Windrichtung	–	SW	SO

Parameter	Einheit	Messstelle	Lokal	Transp.
$\triangle T_1$ [6]	°C	Freinberg - $\overline{Linz - Stadt}$ [7]	-0,4	-0,8
$\triangle T_2$ [6]	°C	Magdalenaberg - $\overline{Linz - Stadt}$ [7]	0,0	-1,2
$\triangle T_3$ [6]	°C	Gis - $\overline{Linz - Stadt}$ [7]	0,5	1,1

[1] UI_{rel} zur PM10 Stadtbelastung

[2] arithmetisches Mittel

[3] Mineralstaub: Silikat, Karbonat + NaCl

[4] Anorganisches Sekundäraerosol: Ammoniumnitrat, Ammoniumsulfat

[5] Kalmenhäufigkeit: HMW < 0,5 m/s

[6] Seehöhe der Messstellen: 24er-Turm 255 m, Neue Welt 265 m, Freinberg 380 m, Magdalenaberg 680 m, Gis 950 m

[7] $\overline{Linz - Stadt}$ = arithm. Mittel aus Neue Welt und 24er-Turm

Auch am urbanen Inkrement sind Sekundärstäube neben den im Lokalfall bereits bekannten Einträgen von Mineralstaub, Ruß und Holzrauch zu erkennen. Die Möglichkeit, dass in Enzenkirchen andere Luftmassen als in Linz an Lokaltagen bestimmend waren, also eine

Luftmassengrenze zwischen Hintergrundstation und Stadtmessstelle lag, kann weitgehend ausgeschlossen werden. Das heißt, dass im Raum Linz bei stagnierenden Luftmassen (Tab. 3.7) aus gasförmigen Vorläufersubstanzen bedeutende Beiträge zur PM10 Gesamtbelastung geliefert werden können. Analysen ausgedehnter Datenreihen würden diesbezüglich abgesichertere Aussagen zulassen. Der im Vergleich zu Graz abgeschwächte Mineralstaubeintrag im Lokalfall ist sehr wahrscheinlich auf verminderte Aufwirbelungsprozesse auf Straßen z.B. durch häufigere Straßenreinigung oder die Verwendung unterschiedlicher Streumaterialien im Winter 2005/2006 zurückzuführen. Natürlich spielen auch die Häufigkeit von Trockenperioden und die extrem stabilen Verhältnisse im Grazer Lokalfall eine wichtige Rolle. Vor allem verkehrsbedingte Emissionen wie z.B. Ruß treten an der Station Römerberg in den Vordergrund ebenso wie Holzrauch im Raum Linz.

An Transporttagen überwiegen ebenfalls die Einträge von Ammonium, Nitrat, Sulfat, Holzrauch und HULIS, die quantitativ auch mit den Ergebnissen anderer Bundesländer vergleichbar sind. Die Konzentration dieser Substanzen ist in Enzenkirchen am höchsten möglicherweise durch den Leeeffekt des Zentralraumes bei SO-Strömung. Es handelt sich jedenfalls um eine großräumige Belastung, wobei UI an diesen Überschreitungstagen minimal ausfällt.

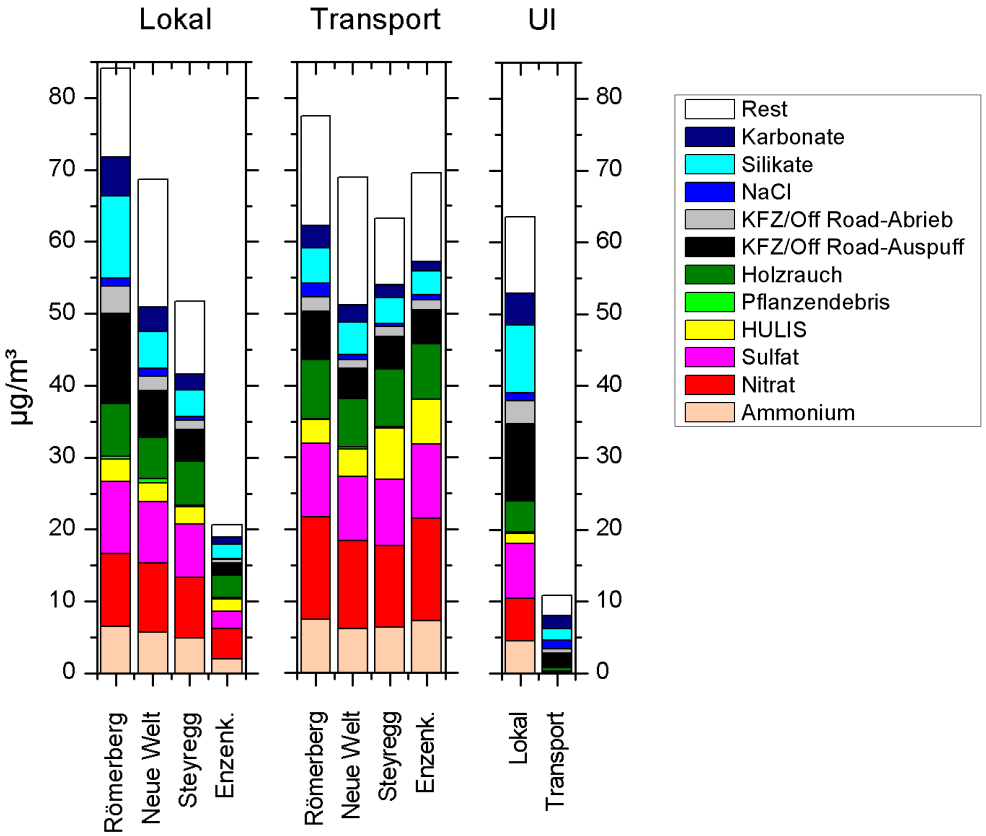


Abb. 3.25: Makrotraceranalysen - “Lokal vs. Transport” - Oberösterreich 2005/2006

Die Ausarbeitung meteorologischer Parameter an der Messstelle Linz Neue Welt entsprechend der Trennung “Lokal vs. Transport” ergibt eine erwartungsgemäß hohe Kalmenhäufigkeit mit 58 % an Lokaltagen und eine deutlich höhere Windgeschwindigkeit im

Transportfall (Tab. 3.7). Ebenso unterscheiden sich die bevorzugten Anströmrichtungen. Die Hauptwindrichtung Südost an Transporttagen ist bereits aus den Auswertungen des Untersuchungsraumes Wien bekannt. Das Auftreten von Überschreitungen durch lokale Emissionen ist also in Linz deutlich von der Stärke und Richtung des bodennahen Windfeldes abhängig.

Zur Veranschaulichung der thermischen Schichtung dienen wiederum Temperaturdifferenzen zwischen dem Linzer Stadtgebiet (Mittelwert: Neue Welt, 24er-Turm) und den Erhebungen nördlich von Linz (Tab. 3.7). Im Lokalfall liegt die bodennahe thermische Schichtung im Mittel im isothermen Bereich, während im Transportfall etwas bessere Durchmischungsverhältnisse herrschen - mit Ausnahme der Temperaturdifferenz zur Giselawarte (Seehöhe: 950 m). Zwischen der Messstelle Magdalenaberg (680 m) und der Giselawarte tritt an Transporttagen eine deutliche Inversion auf. Diese abgehobene stabile Schicht liegt häufig im Bereich einer Hochnebeldecke, wobei die Messstelle auf der Giselawarte oft über der Nebelobergrenze in der freien Atmosphäre zu liegen kommt und somit deutlich höhere Temperaturen misst. Trotz der abgehobenen Inversion liegt im Mittel eine bodennahe synoptische Strömung mit 1,5 m/s an der Neuen Welt vor, wodurch lokale Emissionen verdünnt, jedoch vorwiegend Sekundärsubstanzen transportiert werden (Herkunftsregionen siehe Trajektorien in Abb. 3.27).

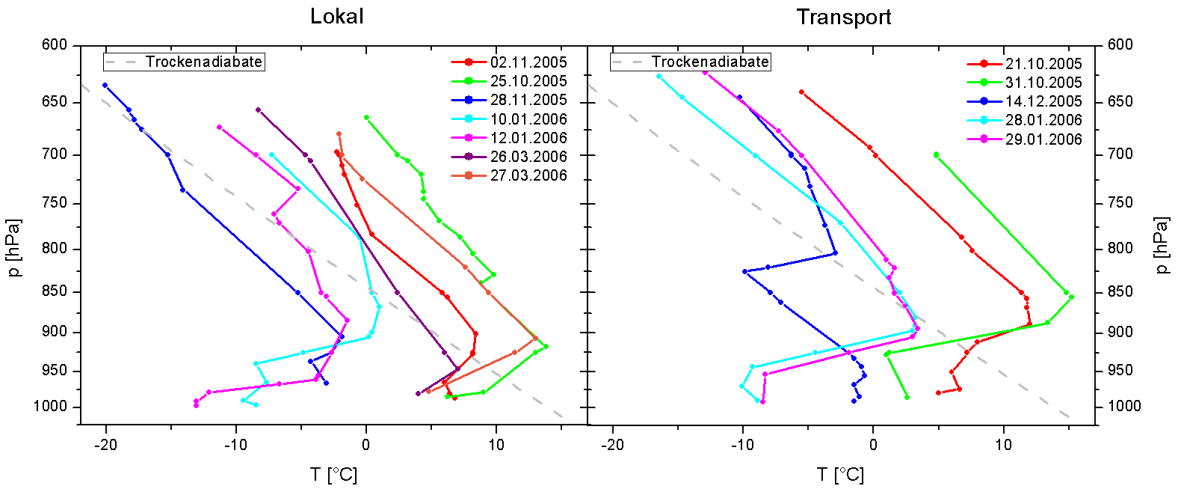


Abb. 3.26: Überlagerung von Radiosondenaufstiegen (T) - Linz Hörsching 03/04 UTC - "Lokal vs. Transport"

Bestätigung finden diese Ergebnisse in einer Zusammenstellung von Temperaturvertikalprofilen aus Radiosondendaten von Linz Hörsching (Quelle: NOAA/ESRL Radiosonde Database - [19, http://www.esrl.noaa.gov/raobs/]). Das Datenmaterial der täglichen 03 UTC bzw. 04 UTC Aufstiege wurde nach Lokal- und Transporttagen eingeteilt und zu einer logarithmisch skalierten Ordinate des Drucks geplottet. In beiden Fällen wurden ausnahmslos meist sehr ausgeprägte Inversionen gemessen. In Transportsituationen sind die Sperrschichten hauptsächlich oberhalb von 950 hPa zu finden, darunter ist die Schichtung neutral bis leicht stabil, was typisch für Hochnebellagen in Kombination mit bodennahen

Strömungen ist. Ähnlich gestalten sich die Verhältnisse auch an Lokaltagen, wobei in untersten Schichten oft sehr stabile Verhältnisse herrschen. Diese seichten Inversionen sind in wesentlich höherer Intensität bereits von der Grazer Auswertung bekannt.

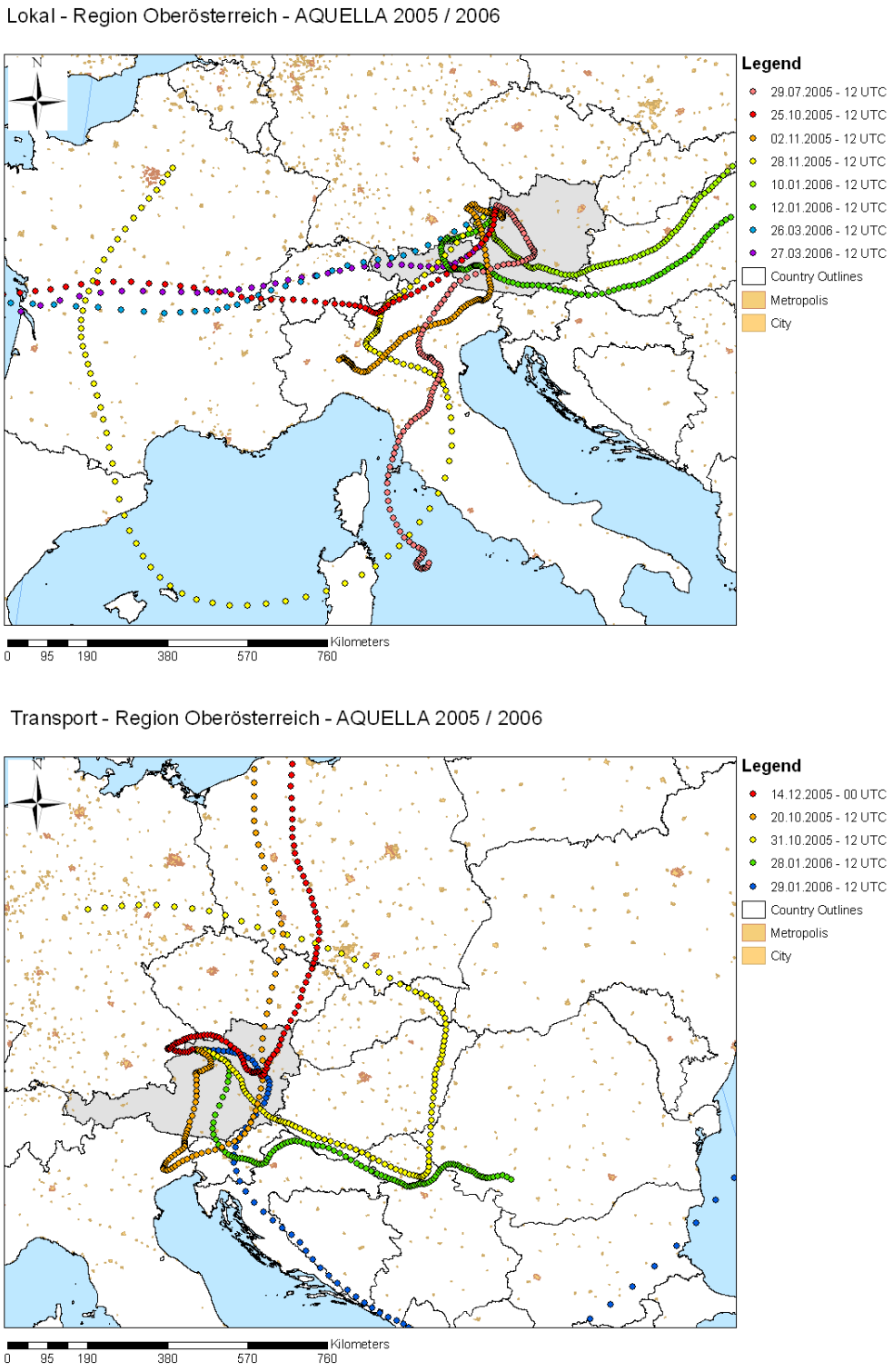


Abb. 3.27: Rückwärtstrajektorien Endpunkt Enzenkirchen (OÖ) - “Lokal vs. Transport”

Die Trajektorienanalyse der Abb. 3.27 zeigt an den 5 ausgewählten Transporttagen tendenziell kontinentale Luft über Oberösterreich. Der bevorzugte Transport über das östliche

Alpenvorland wird trotz der groben Auflösung der globalen Modelldaten angezeigt. Somit werden etwaige Quellregionen für Vorläufersubstanzen der Belastung durch Sekundärstäube in den Bundesländern östlich von Oberösterreich und darüber hinaus angedeutet. Die Trajektorienbahnen, die die Alpen im Modell überqueren, würden diese in Wirklichkeit wegen der abgehobenen kräftigen Inversion wohl eher an der Nordostseite umströmen. Ein Blick auf die PM10 Immission an Transporttagen östlich von Linz liefert z.B. in Steyregg 63,3 µg/m³, was bereits über 82 % der Linzer Stadtbelastung entspricht und bei den vorliegenden meteorologischen Bedingungen als in den Linzer Raum importiert anzusehen ist.

Die Trajektorien der ausgewählten Lokaltage in Oberösterreich folgen nicht ausschließlich der von Wien, Graz und Kärnten bekannten Advektion von Atlantikluft, sondern es sind auch gering belastete Luftmassen aus dem Mittelmeerraum bzw. Oberitalien beteiligt, ebenso wie an zwei Tagen Kontinentalluft aus Osteuropa. Zusätzlich zeigt Abb. 3.27 vor Erreichen des Endpunktes Enzenkirchen erhöhte Verweildauern im oberösterreichischen Raum (Stagnation). Da an den Tagen lokaler Überschreitungen die Hintergrundkonzentration lediglich 20 µg/m³ ausmacht, muss die immissionsseitige Belastung im Zentralraum zwingend von lokalen bis regionalen Quellen stammen. Der von chemischer Seite wesentliche Unterschied zu den bisherigen Untersuchungsräumen ist das an Lokaltagen auffällige urbane Inkrement bei Ammoniumnitrat und -sulfat. Die Quellen der Vorläufersubstanzen sind hauptsächlich in den verkehrs- und industriereichen Regionen des oberösterreichischen Zentralraumes zu finden.

Bei der Selektion der Extremereignisse “Lokal vs. Transport” wird lediglich eine geringe Anzahl an Überschreitungstagen in Oberösterreich ausgewählt, was eine statistische Aussage über die bevorzugte Herkunft der Luftmassen schwierig gestaltet. Deswegen wurde folglich versucht anhand der PM10 Tendenz an der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen eine Trennung zwischen Tagen mit signifikantem PM10 Anstieg und PM10 Rückgang zu treffen. Für jeden der ausgewählten Tage wurde eine Rückwärtstrajektorie mit Endpunkt über Enzenkirchen gerechnet. Das Ergebnis dieser Auswertung ist anhand der GIS-Trajektorienüberlagerung in Abb. 3.28 zu sehen. Unter starker PM10 Tendenz wird ein markanter Anstieg bzw. Rückgang über bzw. unter den Grenzwert von 50 µg/m³ verstanden. Dabei wurde der zeitliche Startpunkt der Rückwärtstrajektorie (Enzenkirchen) eher am PM10 Maximum bzw. am Minimum orientiert. Bei kontinuierlichem PM10 Anstieg über mehrere Tage hinweg wurden maximal zwei Tage hintereinander berücksichtigt. Damit ergeben sich in Abb. 3.28 (oben) bei markanten PM10 Anstiegen Trajektorienbahnen über Regionen in Ost- bis Südosteuropa oder auch kommend von Norden über Tschechien und Polen. Das zeigt jedenfalls für den Auswertezeitraum von AQUELLA-Oberösterreich, dass erhöhte Hintergrundbelastungen meist mit Advektion kontinentaler Luftmassen bzw. speziell in Oberösterreich auch mit Transport aus nördlich gelegenen Ländern einhergehen. Atlantische bzw. westeuropäische Luft war in diesen Fällen nie beteiligt.

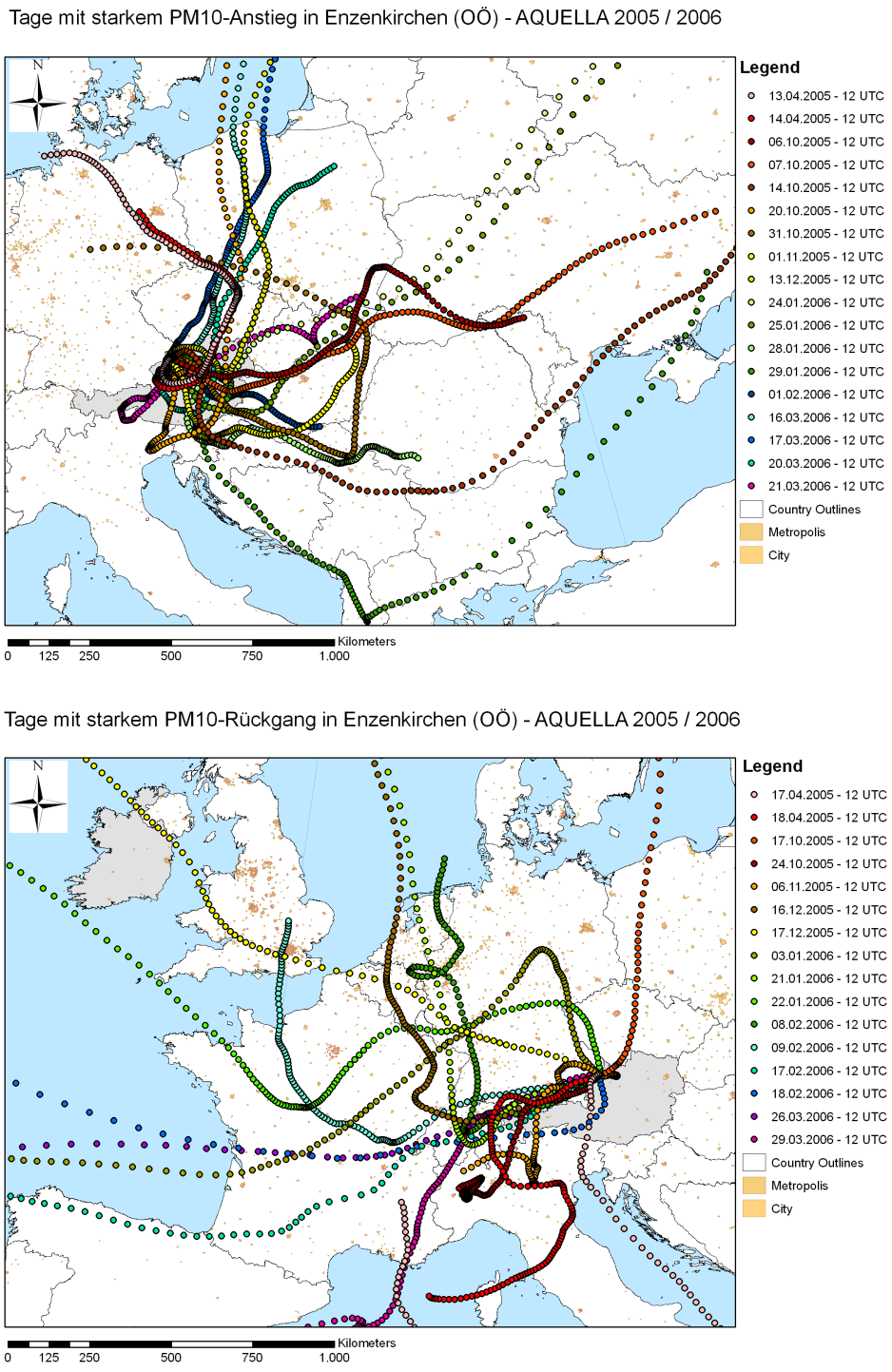


Abb. 3.28: Rückwärtstrajektorien Endpunkt Enzenkirchen (OÖ) - PM10 Tendenz

Entsprechend gegensätzlich gestaltet sich die Trajektorienanalyse für Tage mit markantem PM10 Rückgang in Enzenkirchen (Abb. 3.28 unten), denn hier sind nun Trajektorienbahnen kommend aus westlichen Regionen ausschlaggebend. Interessant ist dabei, dass die Luft vor dem Endpunkt in Oberösterreich zumeist über Gebiete des nördlichen Alpenvorlandes und der Nordalpen in Südbayern bzw. der Schweiz streicht. Die ohnehin gering belasteten maritimen Luftmassen überströmen also vor Ankunft in Oberösterreich relativ rasch Regionen in West- und Mitteleuropa und führen so zu einem Luftmassenwechsel hinsichtlich

der PM10 Konzentration und meist zum mittelfristigen Ende von Überschreitungsepisoden. Oft sind die Tage mit starkem PM10 Rückgang mit Frontdurchgängen atlantischer Systeme verbunden.

3.2.7 Resümee

Zusammenfassend liefert die Unterscheidung von Lokal- und Transporttagen nach dem urbanen Eintrag in den untersuchten AQUELLA-Auswertezeiträumen eklatante Unterschiede bezüglich der Aerosolzusammensetzung und den meteorologischen Bedingungen. Das heißt, der Zustand der Atmosphäre bestimmt welche Aerosol-produzierenden Mechanismen sich mehr oder weniger immissionsseitig auswirken. Folgende Aussagen können abschließend getroffen werden:

- ▷ Auswertungen von Windrosen zeigen ein um ca. 20 µg/m³ höheres PM10 Immissionsniveau bei Ost- bzw. Südostströmung als bei westlichen Winden vor allem im außeralpinen Raum.
- ▷ Die Herkunft der Luftmassen bestimmt wesentlich die PM10 Zusammensetzung und die Höhe des "Urban Impacts".
- ▷ Urbane Grenzwertüberschreitungen sind an Hochdruckeinfluss mit stagnierender Luft bzw. hoher Kalmenhäufigkeit, schwachem Bodenwindfeld und seichten Inversionen gebunden. Die vorwiegend atlantischen Luftmassen führen zu geringen Hintergrundkonzentrationen. Dabei ist die innerstädtische Hauptquellengruppe bei allen Bundesländern der Verkehr (Abgas + Aufwirbelung).
- ▷ Weitere urbane Einträge an Lokaltagen werden in Graz, Klagenfurt und Linz durch den Hauswärmesektor (Holzrauch) verursacht. Im Raum Linz werden auch beachtliche Inkremente von Nitrat, Sulfat und Ammonium gefunden.
- ▷ Im alpinen Raum (Österreich Süd) führen Hochdrucklagen bzw. gradientschwache Westlagen im Lokalfall zu extremen Bodeninversionen und nur sehr schwachen Strömungen (teilweise thermisch induziert).
- ▷ Großflächige Aerosolbelastungen stehen mit neutraler bis leicht stabiler Schichtung in Bodennähe in Verbindung, wobei häufig abgehobene Inversionen und im außeralpinen Raum mäßige Windgeschwindigkeiten und geringe Kalmenhäufigkeiten auftreten.
- ▷ Sekundär gebildete Substanzen und Holzrauch dominieren an Transporttagen an allen Stationen und umfassen in etwa $\frac{2}{3}$ der gesamten Hintergrundbelastung. Bis zu 80 % der Stadtbelastung wird an Transporttagen bereits am Land gemessen und somit in den urbanen Raum importiert. Dabei wird im Mittel über 96 % des anorganischen Sekundäraerosols in Städten durch die Hintergrundbelastung erklärt.
- ▷ Auf Grundlage der Rückwärtstrajektorien ist der Großteil des Sekundäraerosols als nach Österreich importiert anzusehen - zumeist gebunden an kontinentale Luftmassen.

- ▷ Alpine Becken im Süden Österreichs sind ebenfalls deutlich von Transportvorgängen beeinflusst, wenngleich das Potential zur Anreicherung lokaler Primärsubstanzen aufgrund geringer Druckgegensätze bzw. häufiger Kalmen sehr hoch ist.
- ▷ Mineralische Substanzen und Kfz-Abgasemissionen sind weniger an Transportprozesse gebunden, jedoch sehr bedeutend bei austauscharmen Lagen mit teilweise über 50 % Anteil am Stadtaerosol in Verkehrsnähe.

Für AQUELLA-Niederösterreich wurde ebenfalls versucht eine Art Trennung zwischen Lokal- und Transportepisoden zu treffen. Da an der Stadtmessstelle St.Pölten das urbane Inkrement zumeist zu gering ausfiel, um mit hoher Wahrscheinlichkeit von einem Lokalevent sprechen zu können, konnte keine brauchbare Selektion wie z.B. für den Raum Wien durchgeführt werden. Zudem ist der analytische Datensatz von Niederösterreich auf Jänner 2005 bis Juni 2005 beschränkt, was nur eine geringe Anzahl an Überschreitungstagen ergibt. Eine Diskussion von meteorologisch auffälligen Zusammenhängen in Bezug auf PM10 im Zeitraum von AQUELLA-NÖ ist Kapitel 3.3 zu entnehmen.

3.3 Einzelfallstudien im AQUELLA-Zeitraum

Auf Grundlage der bisher gewonnenen Erkenntnisse werden nun ausgewählte PM10 Überschreitungszeiträume in AQUELLA zwischen Jänner 2004 und Februar 2005 von meteorologischer Seite untersucht. Die Überschreitungstage liegen in der Regel eingebettet in so genannten „Episoden“, in denen ungünstige meteorologische Bedingungen für eine PM10 Anreicherung sorgen. Wie sich in Kapitel 3.2 herausstellte, spielt nicht nur die lokale Anreicherung von Primäraerosol, sondern auch Ferntransport von Partikel bzw. deren Vorläufersubstanzen eine bedeutende Rolle. Die Besonderheit dieses Kapitels liegt darin, die Zeitverläufe von Makrotraceranalysen der voneinander unabhängigen AQUELLA-Projekte miteinander zu vergleichen und Immissionsunterschiede von Aerosolkomponenten im meteorologischen Kontext zu interpretieren.

3.3.1 Datengrundlage

Um die atmosphärischen Bedingungen bei PM10 Überschreitung rekonstruieren zu können, werden in weiterer Folge Witterungsbedingungen unter besonderer Beachtung der bodennahen Strömungsverhältnisse und der thermischen Schichtung in der Grenzschicht betrachtet. Relevante Größen wie Windgeschwindigkeit, Niederschlagssumme, Mitteltemperatur, Minimumtemperatur, Maximumtemperatur, Sonnenscheindauer und Druck werden in Form von Meteogrammen geplottet. Diese Darstellung soll einen Eindruck über die meteorologischen Bedingungen im Überschreitungszeitraum liefern - mit Augenmerk auf die mesoskaligen Gegensätze zwischen den hier zu vergleichenden Bundesländern.

Neben den bereits in Kapitel 3.1 angeführten Datensätzen von relevanten Messstellen werden zur Beurteilung der großräumigen Wetterlage Analyseläufe des globalen Wettervorhersagemodells GFS (Global Forecast System) verwendet. Das Kartenmaterial ist online unter [25, http://www.wetter3.de/] verfügbar. Die Farbflächen beschreiben die relative Topographie zwischen den Druckflächen 1000 hPa und 500 hPa, schwarze Linien die geopotentielle Höhe der 500 hPa Fläche und in Weiß ist das Bodendruckfeld dargestellt (Abb. 3.30).

Zur Diagnose von mesoskaligen Vorgängen in der bodennahen Atmosphäre werden zusätzlich VERA-Analysekarten (Vienna Enhanced Resolution Analysis) des Instituts für Meteorologie und Geophysik der Universität Wien mit einer Auflösung von 20 km herangezogen [53, Steinacker et al., 1997]. Dabei spielt neben der Darstellung des 10m-Windfeldes auch die Identifikation von etwaigen Luftmassengrenzen eine wichtige Rolle. Anhand der Darstellung der potentiellen Temperatur θ werden beispielsweise Kaltluftseen über tief gelegenen Ebenen ausgemacht und unter Beachtung der Stromlinien Aussagen über Kalt- bzw. Warmluftadvektion getroffen. [24, http://www.univie.ac.at/amk/vera/]

Zur Einschätzung der thermischen Schichtung wurde der zeitliche Verlauf von Temperaturdifferenzen von Berg- bzw. Talmessstellen verwendet. Dies wird durch die Dar-

stellung einzelner Radiosondenaufstiege der NOAA/ESRL Radiosonde Database [22, http://www.esrl.noaa.gov/raobs/] und des Department of Atmospheric Science (University of Wyoming) [20, http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html] ergänzt.

Rückwärtstrajektorien aus dem HYSPLIT-Modell grenzen mögliche Quellregionen von PM10 und Vorläufersubstanzen ein [11, Draxler et al., 2003]. Als Grundlage dienen globale GDAS bzw. FNL Daten (111 x 111 km bzw. 191 x 191 km Auflösung). Die Trajektorienlaufzeit beträgt 96 Stunden in den Levels 0 und 200 Meter über Bodenniveau der Modelltopographie, Berechnung “Model Vertical Velocity” [19, http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php].

3.3.2 Überschreitungszeitraum 1 - 01.01.2004 bis 10.02.2004

Während des ersten Überschreitungszeitraums im Winter 2004 wurden parallel die gravimetrischen Messungen der AQUELLA-Projekte Wien, Graz und Salzburg durchgeführt. Dieser Umstand wird hier genutzt, um einen direkten Vergleich meteorologischer Auswirkungen auf die PM10 Zusammensetzung in landschaftlich sehr unterschiedlichen Regionen zu erhalten.

Die PM10 Hauptquellen werden durch die Makrotraceranalysen sehr konkret bestimmt. Wie in Kapitel 2.4 erwähnt, wird die jahreszeitliche PM10 Schwankung vor allem durch spezifische Winterquellen, Kurzzeitschwankungen von PM10 jedoch hauptsächlich von der Witterung hervorgerufen. Anhand der Unterscheidung von "Lokal vs. Transport" in Kapitel 3.2 wurde deutlich, welche Aerosolkomponenten mehr oder weniger von unterschiedlichen Witterungsverhältnissen abhängig sind. In diesem Kapitel soll nun geklärt werden, wie erstens die räumliche Verteilung der wichtigsten PM10 Quellenbeiträge in einem fixen Überschreitungszeitraum aussehen kann und zweitens in wie weit dies auf meteorologische Einflüsse zurückzuführen ist.

Die Schwierigkeit im Hinblick auf die Darstellung einer Zeitreihe unterschiedlich gepoolter Makrotraceranalysen von drei Bundesländern mit jeweils drei bis vier Messstellen wird anhand von Abb. 3.29 deutlich. Die Datenpools von teilweise mehreren Tagen werden entsprechend ihres Umfangs einer Zeitachse zugeordnet. Die Größe der Pools (Datum) ist jeweils an den Abszissen oberhalb aufgetragen. Zusätzlich sind der PM10 Grenzwert von 50 µg/m³ und die gravimetrisch gemessene PM10 Gesamtkonzentration skizziert. Der "Rest" als Komponente bedeutet unerklärte Substanzen (siehe Tab. 2.4), wobei negativer "Rest" heißt, dass eine zu hohe Konzentration bestimmter Komponenten analysiert wurde. Je ausgedehnter die Datenpools bzw. je weniger Einzeltage analysiert wurden, desto weniger Datensätze stehen im Überschreitungszeitraum zur Verfügung - am wenigsten in Salzburg. Es werden in jedem Datenpool von links nach rechts alle urbanen bis hin zu den ländlichen Messstellen (Hintergrundkonzentration) geplottet:

- ▷ Wien: Rinnböckstr., Kendlerstr., Schafberg, Lobau (keine Daten von 01.01. - 19.01.2004)
- ▷ Graz: Don Bosco, Graz Süd, Bockberg (keine Daten von 13.01. - 27.01.2004)
- ▷ Salzburg: Rudolfsplatz, Lehen, Anthering (keine Daten von 01.01. - 04.01.2004)

Die im Prinzip einzigartige Darstellung des zeitlichen Verlaufs von PM10 Komponenten in drei Bundesländern in Abb. 3.29 verdeutlicht eindrucksvoll, wie regional unterschiedlich nicht nur die PM10 Gesamtkonzentration sondern auch die PM10 Zusammensetzung sein kann. Aus AQUELLA waren bisher Städtevergleiche nur anhand von Mittelwerten über längere Zeiträume bekannt, woraus nur geringfügig auf den Einfluss variabler Witterungsverhältnisse geschlossen werden konnte.

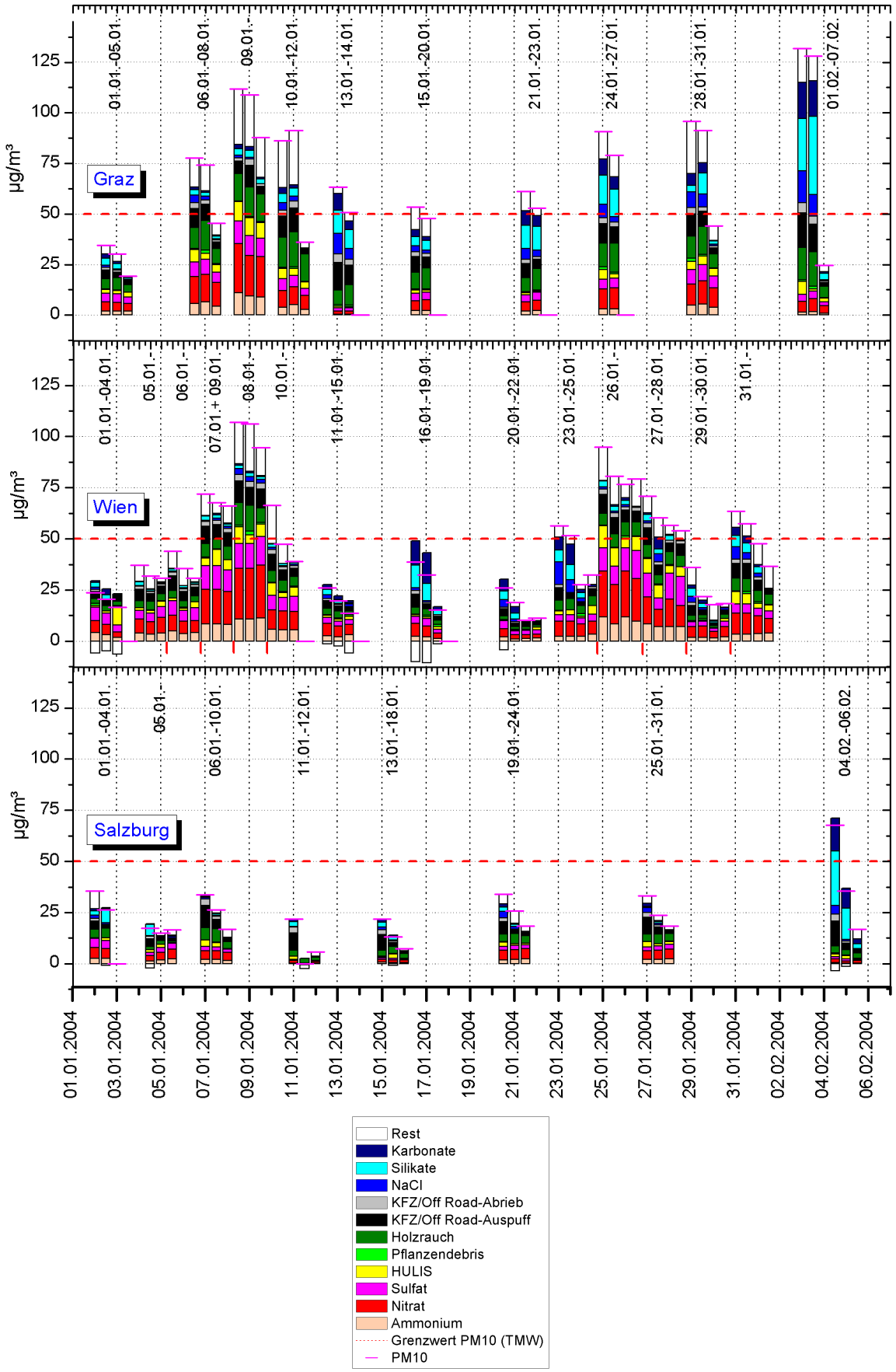
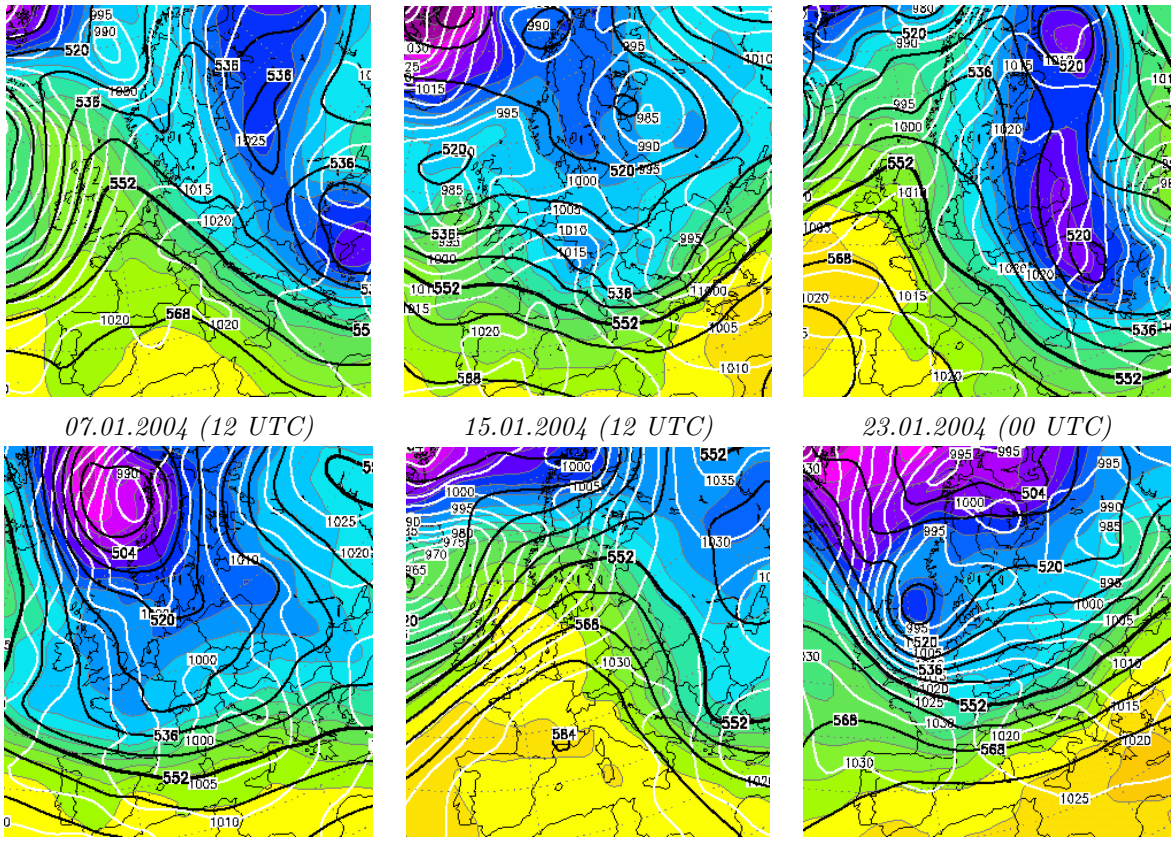


Abb. 3.29: Makrotraceranalysen für Graz, Wien und Salzburg im Jan./Feb. 2004.

Die erste Überschreitungsepisode von 06.01. - 10.01.2004 liefert seitens der PM10 Immission

extreme Gegensätze zwischen den Bundesländern. So sind z.B. in Wien anders als etwa in Salzburg sehr häufig sekundär gebildete Partikel für die Grenzwertüberschreitungen verantwortlich. Ebenso auffällig zeigt sich der Verlauf der Aerosolzusammensetzung in Graz mit starken Schwankungen bei mineralischen Komponenten und Sekundäraerosol. An der hohen Konzentration von Sekundärpartikel ist bereits im Vorfeld zu erahnen, dass nicht nur die Ausbreitungsbedingungen vor Ort für diese Unterschiede innerhalb Österreichs verantwortlich sein können.



07.01.2004 (12 UTC) *15.01.2004 (12 UTC)* *23.01.2004 (00 UTC)*

27.01.2004 (12 UTC) *03.02.2004 (12 UTC)* *08.02.2004 (00 UTC)*

Abb. 3.30: Großwetterlage (GFS-Analyse): 500hPa Geopotential [gpdm] (schwarz), Bodendruck [hPa] (weiß), relative Topographie H500-H1000 [gpdm] (farbig)

Die Großwetterlage zu Beginn steigender PM10 Konzentrationen am 07.01.2004 zeigt einen Hochkeil über Westeuropa, wobei Österreich vor der Keilachse in einer Höhenströmung aus Nordwest und einem schwach ausgeprägten Bodendruckfeld liegt (Abb. 3.30). Zusätzlich ist anhand der relativen Topographie zu erkennen, dass sich zu dieser Zeit eine Luftmassengrenze quer über Mitteleuropa erstreckt, wobei Salzburg westlich davon in milder Atlantikluft liegt (Abb. 3.31). Dies wird ebenfalls anhand der Rückwärtstrajektorien in Abb. 3.40 während der ersten Überschreitungsepisode deutlich. Nördlich der Alpen wie z.B. in Salzburg bleiben die PM10 Konzentrationen aufgrund von häufigen Niederschlägen und der Dominanz atlantischer Luftmassen auf tiefem Niveau (Abb. 3.34). Die Makrotraceranalysen von Salzburg beinhalten daher im Gegensatz zu Graz und Wien keine hohen Konzentrationen zwischen 05. und 10.01.2004 trotz der

windschwachen Situation vor Ort. Die Strömungsverhältnisse an der Salzburger Station Rudolfsplatz sind stark von einem tagesperiodischen Windsystem beeinflusst, welches nur geringe Windgeschwindigkeiten aufweist und am Salzachtal ausgerichtet ist (Abb. 3.38). Anders gestaltet sich die Witterung in Graz bedingt durch den Leeeffekt der Alpen bei Nordwestlage. Hier treten während der ersten Überschreitungsepisode keine Niederschläge, zeitweise Sonnenschein und geringe Windgeschwindigkeiten auf (Abb. 3.33). Zu Beginn der Grenzwertüberschreitungen am 07.01.2004 steigen die PM10 Konzentrationen an den Grazer Stadtmessstellen kräftiger als im Hintergrund, was auf die sehr schwache bodennahe Strömung und die Ausbildung einer kräftigen Strahlungsinversion (07. - 08.01.2004) zurückzuführen ist (Abb. 3.35). Auch die bodennahen Rückwärtstrajektorien zeigen z.B. am 07.01.2004 erhöhte Verweildauern über Österreich. Es ist beeindruckend zu erkennen, wie unterschiedlich die Herkunftsregionen der Luftmassen über den drei Endpunkten von Wien, Graz und Salzburg sind. Die Makrotraceranalyse von Graz ist zu dieser Zeit von Holzrauch und anorganischem Sekundäraerosol geprägt, was in diesem Fall regionaler Akkumulation zuzuschreiben ist. Zusätzlich sind urbane Einträge zu erkennen. Im Grazer Becken wird zwischen 06. und 09.01.2004 häufig Wind aus Ost bis Süd gemessen, jedoch nur sehr schwach. Am 08.01.2004 kann am Bockberg im Süden des Grazer Beckens in den Nachmittagsstunden kurzzeitig Nordwind durchgreifen, was zu einem PM10 Minimum führt (Abb. 3.37).

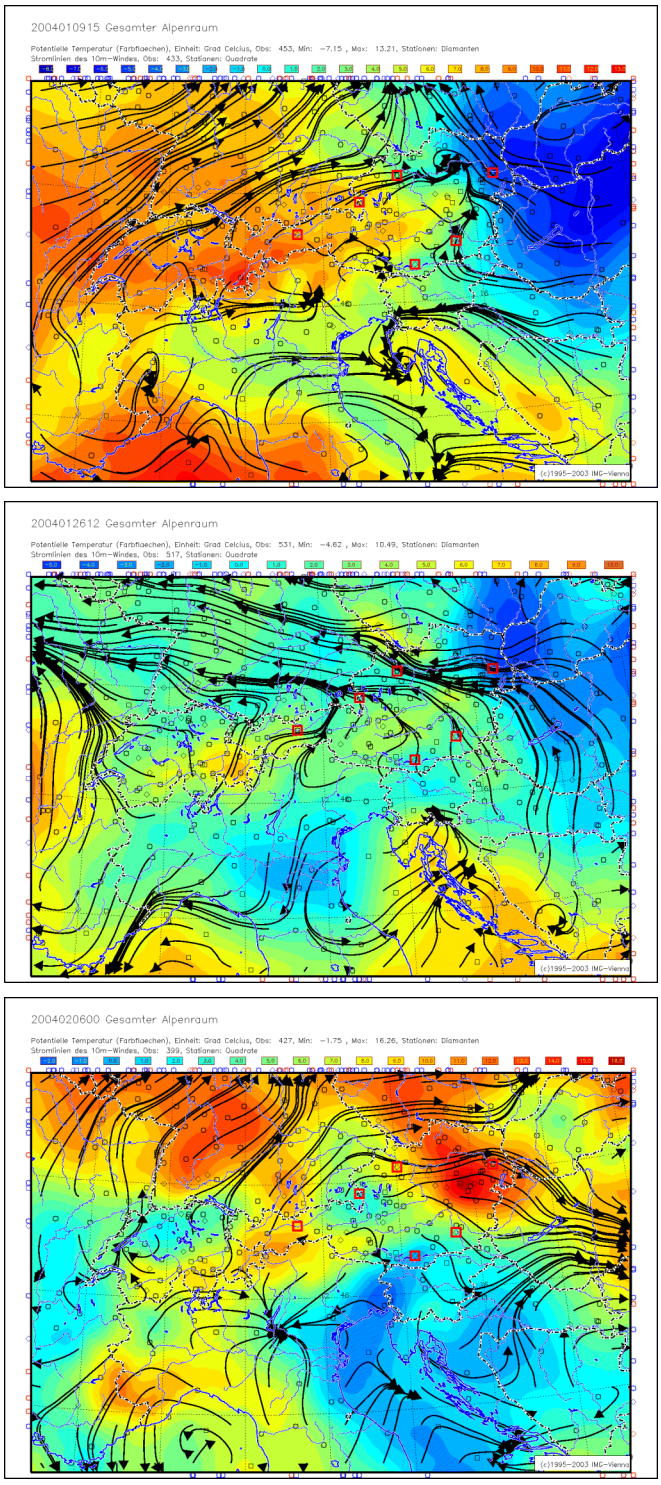


Abb. 3.31: VERA Analysen: Stromlinien des 10m-Windes, θ [°C] (farbig)

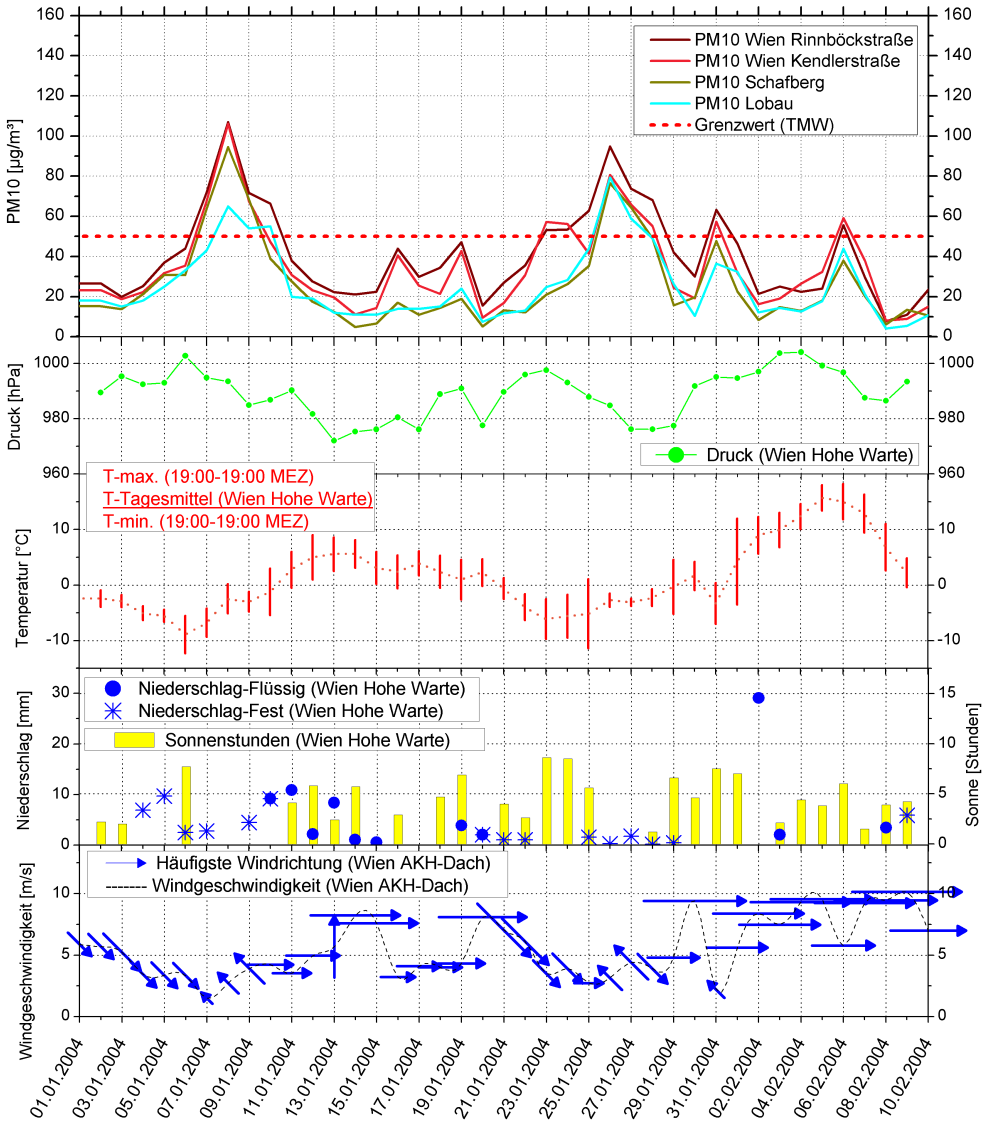


Abb. 3.32: Witterung in Wien, PM10 AQUELLA-Wien, Jan./Feb. 2004

Wien liegt unterdessen in einer leichten Südostströmung, wodurch die Belastung durch Sekundärstäube bereits am 08.01.2004 besonders hervorsticht. Der bodennahe SO-Wind wird zwar an der Messstelle AKH-Dach gemessen (Abb. 3.36), ist jedoch von den großräumigen Rückwärtstrajektorien nicht erfasst. Zwischen Lobau und Rinnböckstraße ergibt sich z.B. am 08.01.2004 ein UI von etwa 40 µg/m³ (TMW). Das bedeutet, dass in etwa $\frac{2}{3}$ der Immissionskonzentration sozusagen über Wien "hinwegschwappt". Es liegt damit an diesem Tag in Wien eine Mischform zwischen Lokal- und Transportsituation vor, was eine Maximalbelastung von über 100 µg/m³ zur Folge hat. Die höhere Belastung am Schafberg verdeutlicht die Reaktion auf urbanes Aerosol an der Leeseite der Stadt bei Südostwind. Interessanterweise wurden in Wien Hohe Warte leichte Schneefälle zwischen 06. und 09.01.2004 gemessen, was untypisch bei starkem PM10 Anstieg ist, jedoch durch die barokline Zone westlich von Wien erklärt werden kann (Abb. 3.31). Die nasse Deposition durch Niederschlag war zu dieser Zeit also vernachlässigbar. Sehr typisch jedoch sind die tiefen Temperaturen in Ostösterreich und die Südostwinde in Wien, die - wie bereits in Kapitel 3.2 bemerkt - meist mit hohen Belastungen sekundär gebildeter Partikel

einhergehen. Vor allem in der Lobau ist die erhöhte Feinstaubkonzentration bei Wind aus östlichen oder südlichen Richtungen zu erkennen (Abb. 3.36).

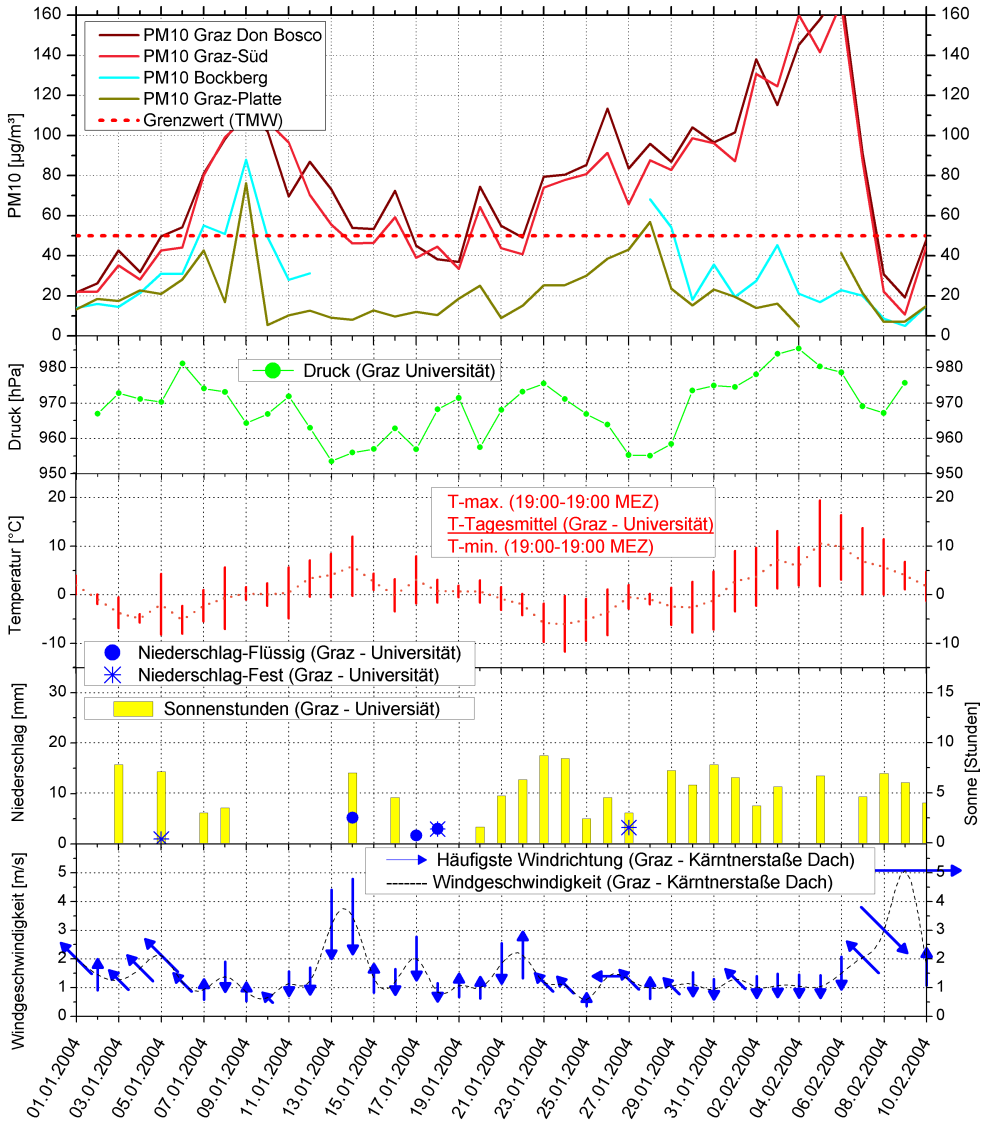


Abb. 3.33: Witterung in Graz, PM10 AQUELLA-Steiermark, Jan./Feb. 2004

Diese Transportsituation wird in Graz erst am 09.01.2004 sichtbar. Dieser Tag wurde bereits in Kapitel 3.2 als reiner Transporttag in beiden Bundesländern verifiziert. Das bedeutet also, dass die Advektion von kontinentalen Luftmassen aus Ungarn bzw. Regionen am Balkan an eine gradientschwache Lage anschließt. Auffällig sind in dieser Zeit die Grenzwertüberschreitungen an den Hintergrundstationen Bockberg in der Steiermark und der Lobau in Wien, wobei im Raum Graz auch Holzrauch und Folgeprodukte wesentlich hervortreten (Abb. 3.29). Auffällig erweist sich der Unterschied zwischen der bodennahen Trajektorie und der 200m-Trajektorie über Graz am 09.01.2004, denn während bodennah kontinentale Kaltluft aus Ungarn und Kroatien advehiert wird, herrscht etwas höher eine ausgeprägte Westströmung. Quellregionen für Aerosol und Vorläufersubstanzen werden hier also in den südöstlichen bis nordöstlichen Nachbarländern eingegrenzt. Bei einer lebhaften SO-Strömung mit teilweise über 5 m/s in Wien und den überwiegend sekundär gebildeten

Substanzen kann die Feinstaubbelastung am 09.01.2004 überwiegend als Import nach Ostösterreich angesehen werden. Die zu Wien sehr ähnlichen Grazer Makrotracer-Profile lassen Ferntransport trotz der Beckenlage mit entsprechend geringeren Windgeschwindigkeiten aus südlichen Richtungen als wahrscheinlich erscheinen. Das Grazer Becken ist Richtung Süden hin offen, wodurch das bodennahe Einfließen von vorbelasteten Luftmassen durchaus plausibel ist. Dies wird anhand der VERA-Analyse in Abb. 3.31 und der Hintergrundbelastung am Bockberg von 79 % der Stadtbelastung bestätigt. Ferntransport spielt also auch im Bergland eine nicht zu unterschätzende Rolle.

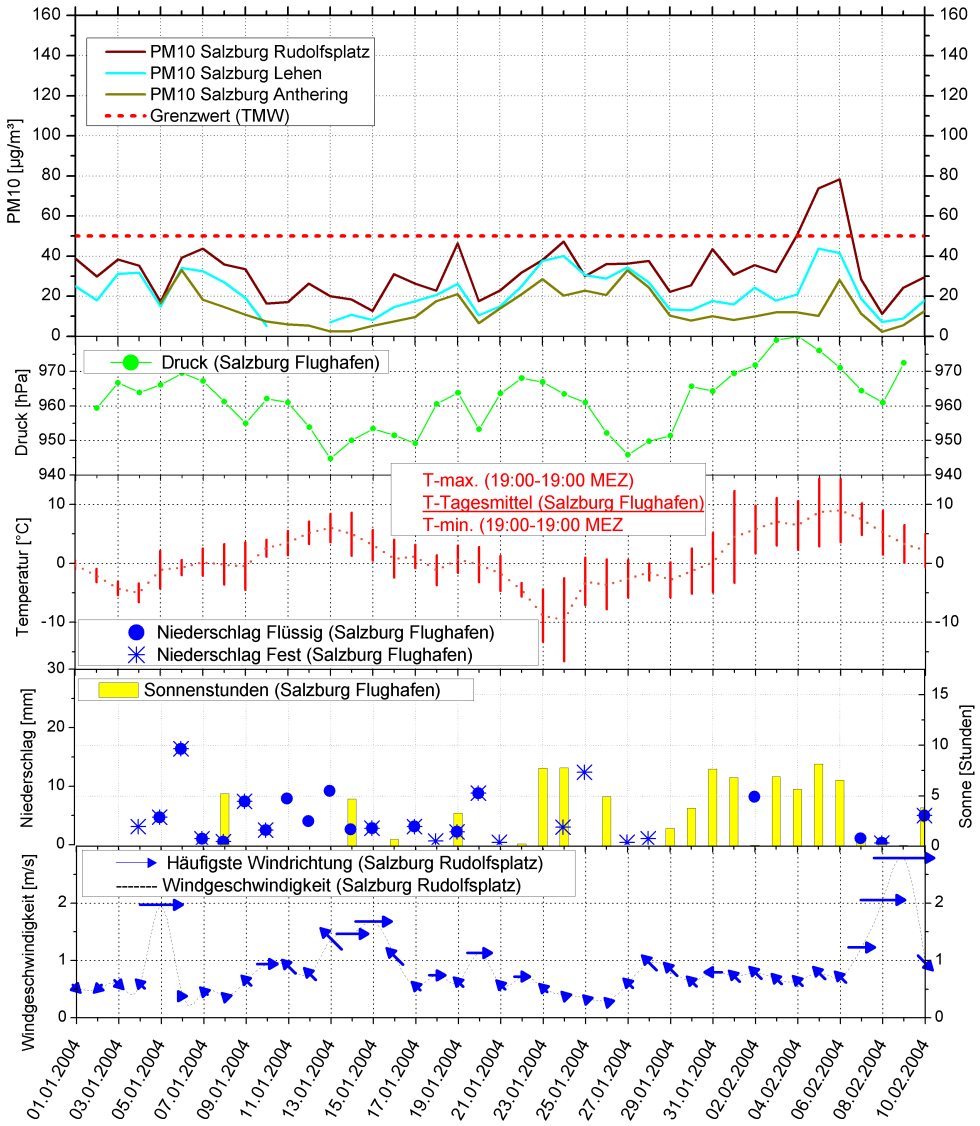


Abb. 3.34: Witterung in Salzburg, PM10 AQUELLA-Salzburg, Jan./Feb. 2004

An dieser Stelle sollte noch ein Wort zur thermischen Schichtung der bodennahen Atmosphäre gesagt werden, die in Abb. 3.35 durch Temperaturdifferenzen zwischen Berg- und Talmessstellen erfasst wird. In dieser Auswertung ist besonders die strahlungsbedingte Erwärmung von hangnahen Luftschichten tagsüber zu beachten, was stabilere Verhältnisse als in der freien Atmosphäre anzeigen würde [70, Kaiser, 1996]. Eine qualitative Aussage über bodennahe Ausbreitungsbedingungen und die Bildung von etwaigen Strahlungsinversionen

kann jedoch sehr wohl getroffen werden. Als Referenzwert für neutrale Schichtung zwischen Tal- und Bergstation wurde in Abb. 3.35 der trockenadiabatische Temperaturgradient Γ verwendet - gekennzeichnet durch strichlierte Linien. Ein Höhenunterschied von 370 Meter zwischen Lobau und Hermannskogel ergibt somit -3,7 °C Temperaturdifferenz bei tockenadiabatischer Durchmischung. Diabatische Vorgänge wie Kondensation zwischen beiden Niveaus werden dabei nicht berücksichtigt. Zu beachten ist, dass die Messstelle AKH-Dach durch im Nahbereich freigesetzte Abluft zu hohe Temperaturen aufzeichnet, was besonders bei Westwind bemerkbar wird [70, Kaiser, 1996].

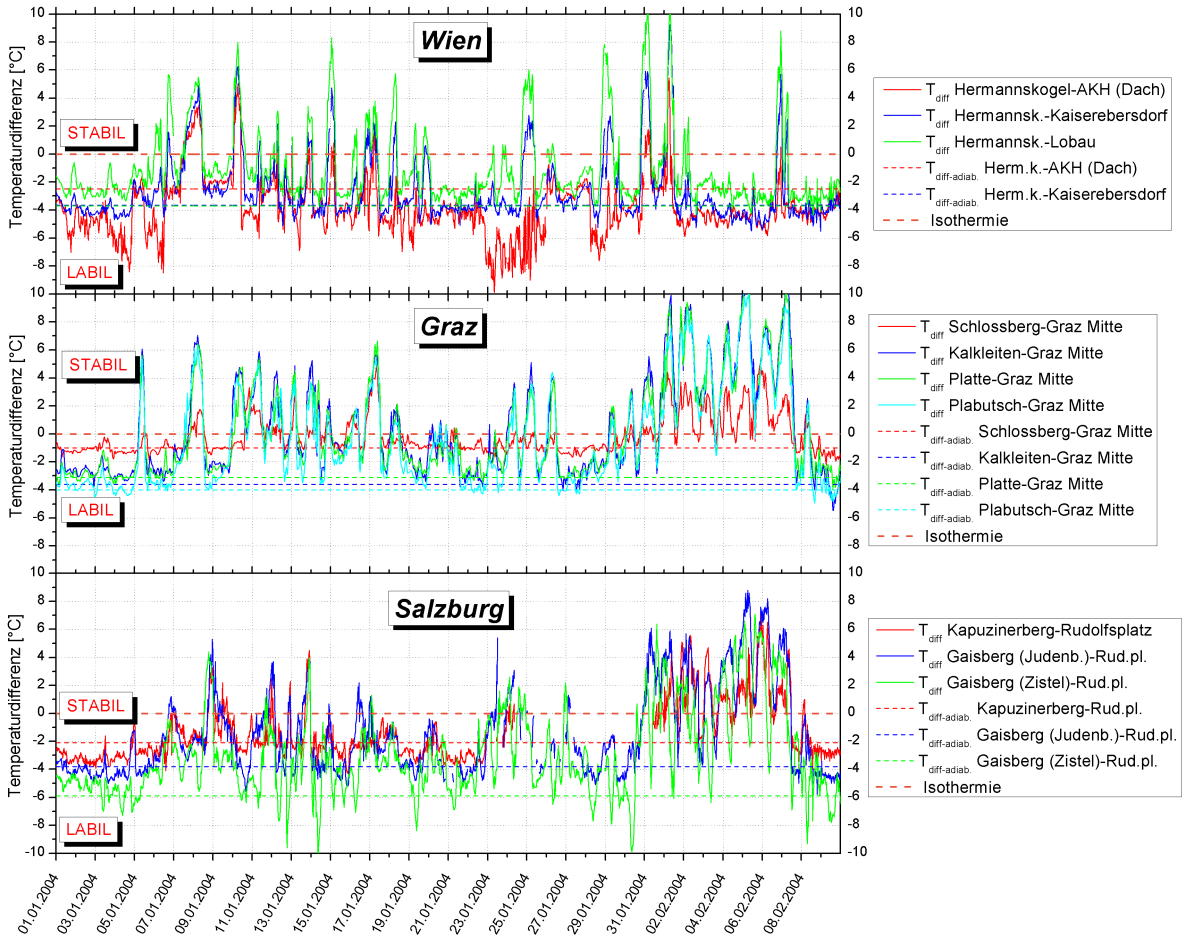


Abb. 3.35: Temperaturdifferenzen zwischen Talmessstellen und höher gelegenen Stationen im Umland von Wien, Graz und Salzburg

Die Stabilitätsanalyse in Abb. 3.35 zeigt für die erste Überschreitungsepisode von 06.-09.01.2004 nur kurzzeitig bodennahe Strahlungsinversionen an, so zum Beispiel von 07. auf 08.01.2004 in Wien und Graz. Am darauf folgenden Tag liegen im Zuge der Transportsituation und der großflächigen Belastung durch Sekundäraerosol und Holzrauch annähernd neutrale Verhältnisse in Wien aber auch in Graz vor. Aufschlussreich ist dieser Umstand insofern, dass bodennahe Stabilität zwar Potential zur Anreicherung von Primärsubstanzen liefert, hohe PM10 Konzentrationen jedoch auch bei neutraler Schichtung im Transportfall auftreten können. Umgekehrt zeigt sich bei deutlich stabiler Schichtung am 09.01.2004

in Salzburg, dass dies alleine nicht zur Grenzwertüberschreitung führt - die Herkunft der Luftmassen bestimmt hier also die Immissionssituation.

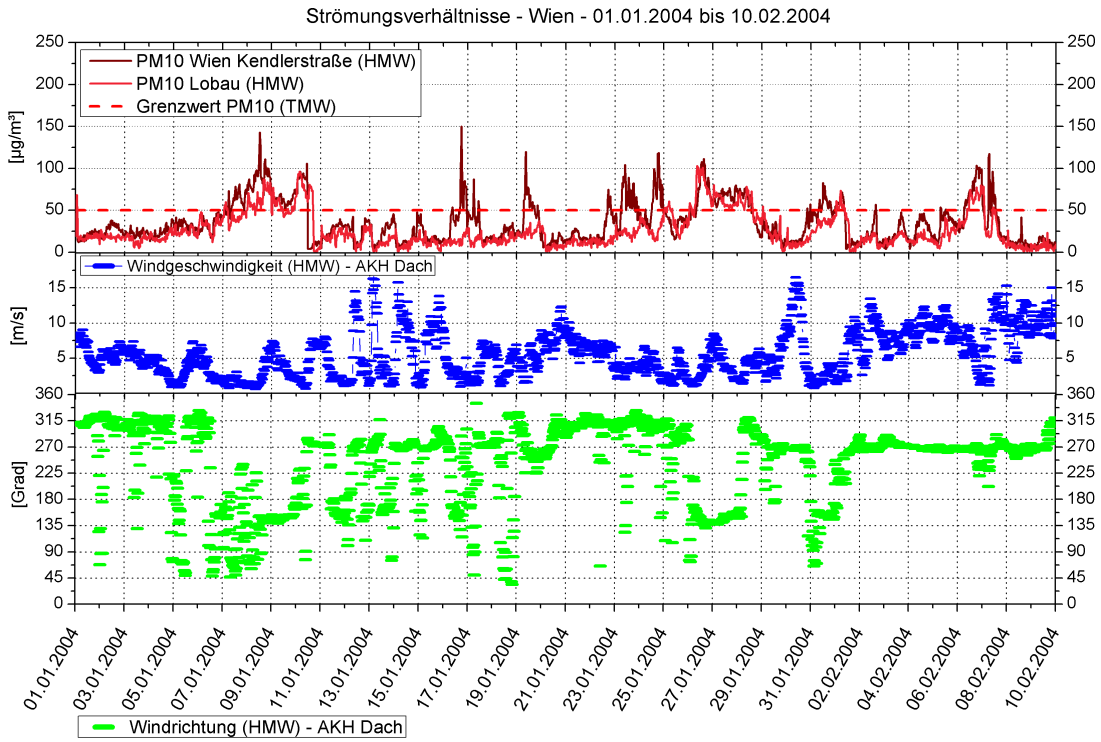


Abb. 3.36: Wind in Wien (AKH-Dach), PM10 (Kendlerstr., Lobau), Jan./Feb. 2004

Ein Ende der ersten Überschreitungsepisode wird durch die anhaltende Advektion atlantischer Luftmassen nach Mitteleuropa eingeleitet. Dies ist erstmals ab 11.01.2004 an allen Hintergrundstationen, wie z.B. am abrupten Abfall der Feinstaubkonzentration in der Lobau bei Frontdurchgang mit Winddrehung von Süd auf West (Abb. 3.36) zu erkennen - ähnlich auch am Bockberg im Süden des Grazer Beckens. Die Konzentrationen an den Grazer Stadtmessstellen Don Bosco und Graz Süd sinken nur zögerlich, da sich bis ca. 17.01.2004 nächtliche Strahlungsinversionen ausbilden können (Abb. 3.35), was gleichzeitig zur Stagnation bzw. Entkoppelung der Luftmassen im Grazer Becken führt (vgl. [68, Podesser et al., 2004]). Im Gegensatz zu Wien und Salzburg zeigt die Grazer Makrotraceranalyse daher vom 13.-14.01.2004 eine zu den vorangegangenen Analysen völlig unterschiedliche PM10 Zusammensetzung mit hauptsächlich mineralischen Substanzen, Kfz-Emissionen und Holzrauch. Somit treten lokale Emissionen aus den Bereichen Verkehr und Hausbrand im praktisch "abgeschlossenen" Grazer Becken als PM10 Hauptquellen in den Vordergrund, entsprechend hoch sind die urbanen Inkremente. Der gut 100 Meter höher gelegene Bockberg liegt in dieser Zeit über der sehr stabilen Bodenschicht bei ca. um den Faktor 4 höheren Windgeschwindigkeiten und sehr gering belasteter Luft. Gut ist dieser Effekt auch an der starken Schwankung (Tagesgang) der urbanen PM10 Konzentration in Abb. 3.37 zu erkennen, was ebenfalls ein Maß für den "Local Impact" darstellt. So mischt am 13.01.2004 nur kurzzeitig durchgreifender WNW-Wind sehr gering belastete Luft über dem Grazer Becken bis in tiefe Niveaus.

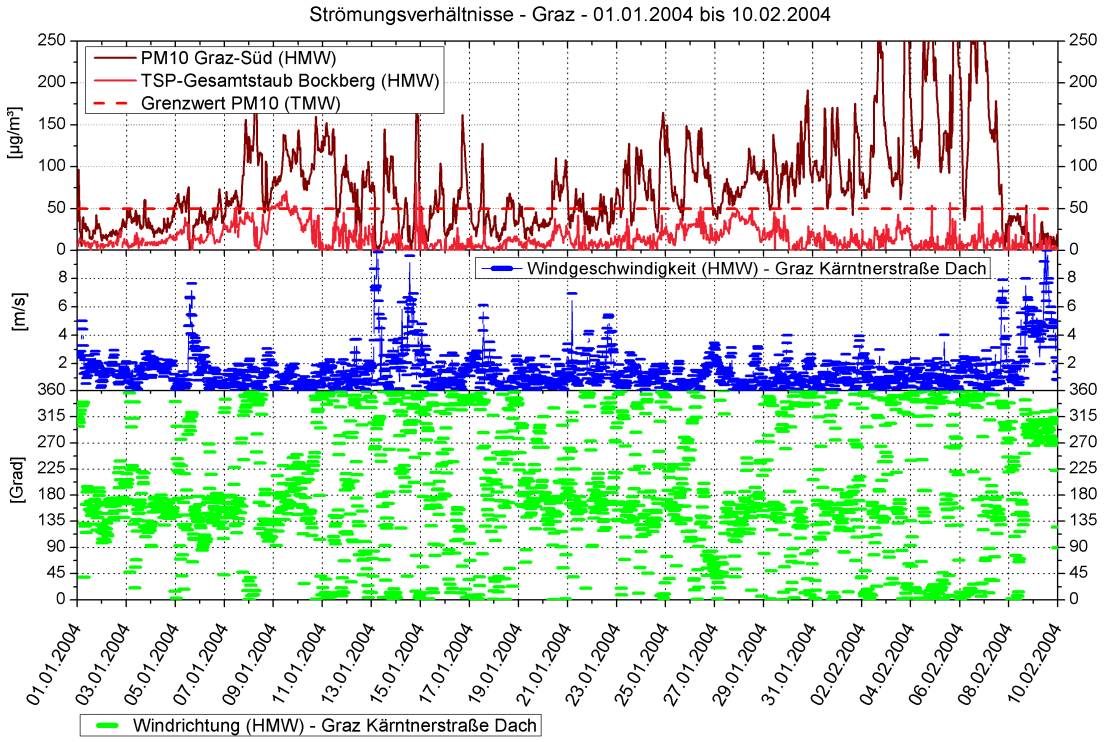


Abb. 3.37: Wind in Graz (Kärntnerstr.), PM10/TSP (Graz-Süd, Bockberg), Jan./Feb. 2004

Der weitere Verlauf der Witterungsverhältnisse (13.-20.01.2004) gestaltet sich besonders in Salzburg und Wien mit Temperaturen deutlich über dem Gefrierpunkt, häufigen Niederschlägen und teilweise lebhaften Westströmungen, was eine landesweit gedämpfte PM10 Belastung verursacht. Hervorgerufen werden die günstigeren Ausbreitungsbedingungen durch die in Abb. 3.30 (15.01.2004) sichtbare “High-Index-Lage” über Europa mit einer entsprechend kurzen Wellenlänge der Rossbyzirkulation und einer somit raschen zonalen Zuggeschwindigkeit von synoptischen Systemen in Richtung Osten. An der Alpennordseite treten dabei häufig Stauniederschläge auf. Südlich der Alpen ist dieser positive Effekt auf die Ausbreitungsbedingungen nur in deutlich abgeschwächter Form erkennbar. Trotzdem kann die lokale Akkumulation von Primäraerosol von über 100 µg/m^3 in kurzzeitigen Intervallen in Wien und Graz in Verkehrsnähe beobachtet werden, was besonders anhand kontinuierlicher PM10 Daten ersichtlich ist (Abb. 3.36, Abb.3.37).

Nachdem am 21.01.2004 ein sich nach Süden amplifizierender Höhentrog in Österreich zu einem Kaltlufteinbruch führt, sinken die Tagesmitteltemperaturen wieder deutlich unter den Gefrierpunkt. Die Großwetterlage in Abb. 3.30 (23.01.2004) deutet auf großräumiges Absinken in den arktischen Luftmassen und zeigt ein ausgedehntes Bodenhoch über Mittel- und Osteuropa. Die bodennahe Nordströmung schwächt sich bis 25.02.2004 kontinuierlich ab und führt dabei Kaltluft aus Nordeuropa in Richtung Süden, die besonders Ostösterreich beeinflusst. Die stagnierende Polarluft ist am 24.01.2004 auch an den Rückwärtstrajektorien gut zu erkennen. Nach Abzug der Kaltfront am 21.01.2004 stechen in Wien und Graz an kalten aber sehr sonnigen Tagen die mineralischen Bestandteile und Streusalz als wesentliche PM10 Bestandteile ins Auge - hauptsächlich an den urbanen AQUELLA-Stationen. Die

Wiederaufwirbelung auf verschmutzten Straßen (Splitt, Salz) als lokale Emissionsquelle ist vermutlich der verursachende Hauptfaktor. Nächtliche Inversionsbildung unterstützt dabei die Akkumulation primärer Partikel (Abb. 3.35). Die starken Temperaturtagesgänge mit Minima unter -10 °C verdeutlichen die Witterungssituation. In Salzburg liegen die PM10 Werte trotz ebenfalls ungünstiger Ausbreitungsbedingungen weiterhin unter dem EU-Grenzwert, was in diesem Fall eher auf die geringere Emissionsstärke zurückzuführen ist. Nasse Straßen könnten dabei eine Rolle spielen. Laut Umweltbundesamt sind alpine Täler wie das untere Salzachtal, das quer zum Alpenhauptkamm verläuft und mit dem Alpenvorland in Verbindung steht, bei gradientschwachen Lagen besser durchlüftet wie etwa das Alpenvorland selbst [63, UBA, 2006]. Das Talwindsystem in Abb. 3.38 übernimmt dabei eine bedeutende Rolle.

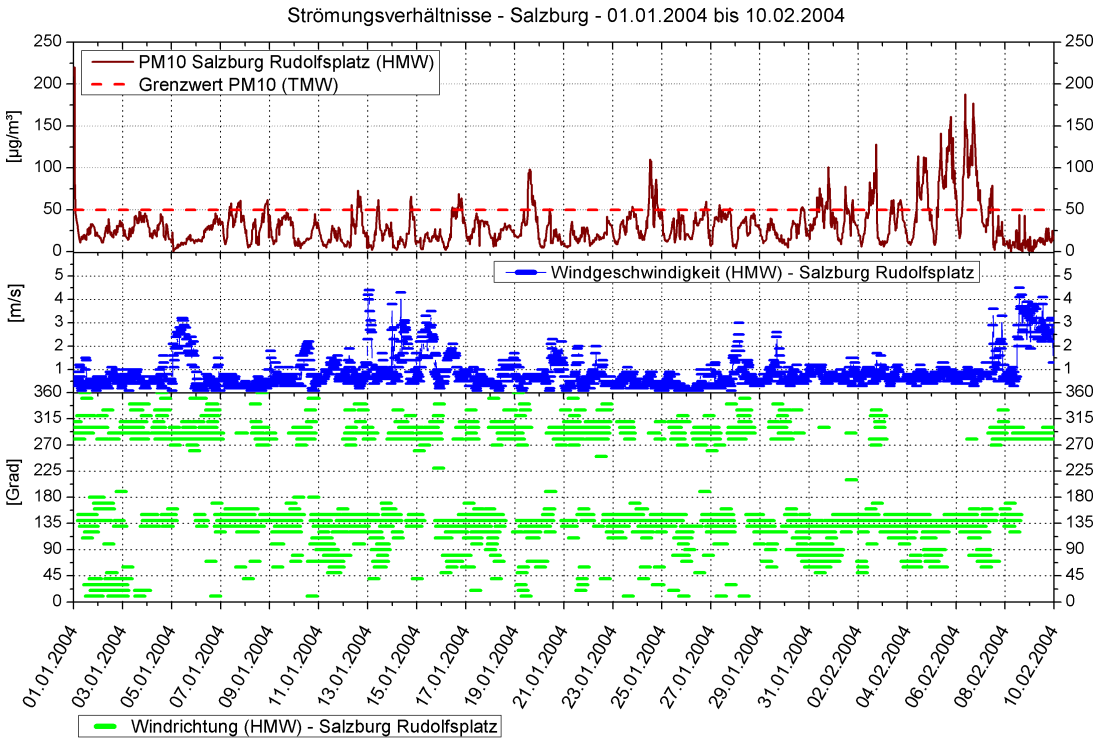


Abb. 3.38: Wind in Salzburg (Rudolfsplatz), PM10 (Rudolfsplatz), Jan./Feb. 2004

Im weiteren Verlauf des Untersuchungszeitraumes ergibt sich ab 26.01.2004 eine wesentlich veränderte Immissionssituation. Während die Hintergrundkonzentrationen in Wien förmlich in die Höhe schnellen und damit plötzlich sekundär gebildete Aerosole dominieren (Abb. 3.29), bleibt die Immissionskonzentration in Salzburg auf tiefem Niveau. Gleichzeitig steigen die Hintergrundwerte auch in Graz. Die polare Kaltluft über Mittel- und Osteuropa bietet gute Reaktionsbedingungen zur Bildung von Ammoniumnitrat, $T_{\min}$ an der Hohen Warte liegt am 25.01.2004 bei unter -10 °C. Die Analyse der Windverhältnisse zeigt bevorzugt SO-Wind in allen drei Landeshauptstädten. Verdeutlicht wird dies durch die VERA-Analyse in Abb. 3.31. Besonders im Raum Wien äußert sich die Umströmung der Alpen mit oft lebhaften Windgeschwindigkeiten (bis 8 m/s am AKH-Dach). Dadurch herrschen zwar sehr günstige Ausbreitungsbedingungen für lokale Schadstoffe, es wird

jedoch auch in diesem Fall der Antransport von Partikeln über die Landesgrenzen hinweg eingeleitet. Am 26. und 27.01.2004 verdeutlichen die Rückwärtstrajektorien in Abb. 3.40, wie die zuvor aus Nord eingeflossene Kaltluft Ungarn und die nördlichen Balkanländer überstreicht, bevor sie wieder Ostösterreich erreicht. Beeindruckend ist der rasante Anstieg der Hintergrundbelastung in Wien exakt nach Durchgreifen des SO-Windes in den Morgenstunden des 26.01.2004. Es scheint, als würde die Polarluft über der panonischen Tiefebene beste Bedingungen zur Bildung sekundärer Partikel bieten. Konträr dazu gestaltet sich die Situation in der Stadt Salzburg, die durchgehend im Einflussbereich von potentiell wärmeren Luftmassen aus Süddeutschland bzw. Frankreich liegt. Der Verlauf der thermischen Schichtung zeigt während dieser Transportsituation neutrale Verhältnisse in Wien und Graz. Der Raum Graz wird vom Transport sozusagen nur gestreift, da neben erhöhten PM10 Werten im Hintergrund auch verkehrsnahe Beiträge im urbanen Raum verzeichnet werden. Die Größe des Grazer Überschreitungspools von 24. bis 27.01.2004 erschwert genaue Aussagen zu treffen.

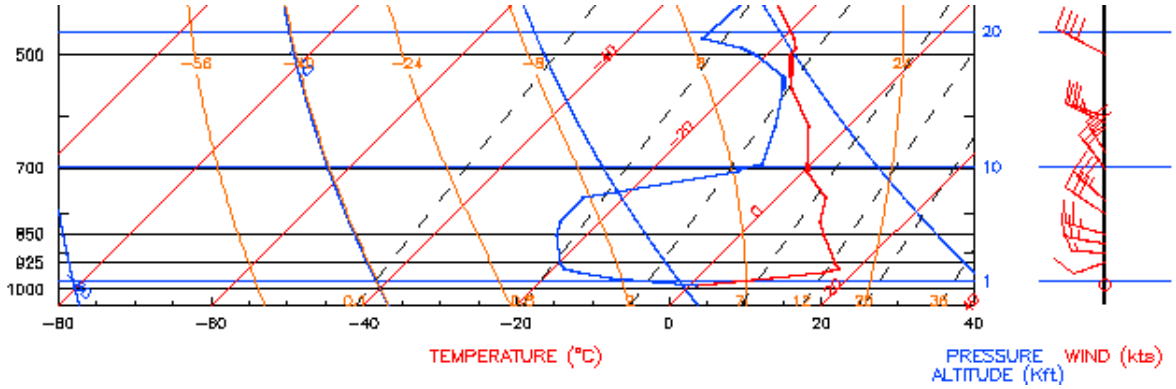


Abb. 3.39: Radiosondenaufstieg (SkewT-Diagramm) von Graz-Thalerhof bis zu einer Höhe von 450 hPa am 05.02.2004 04 UTC [68, http://www.esrl.noaa.gov/raobs/]

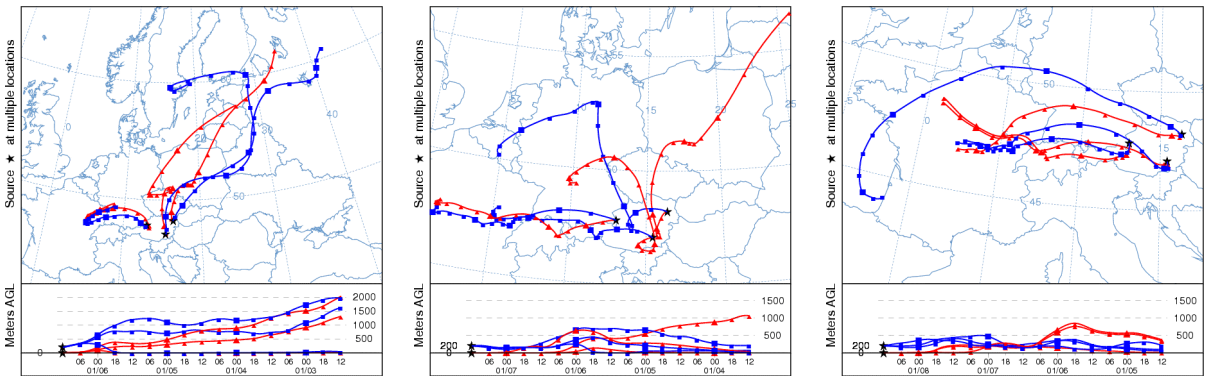
In weiterer Folge gelangen immer häufiger Luftmassen aus Westeuropa ins Untersuchungsgebiet, worauf sich im Raum Wien lebhafte Westwinde und damit geringere PM10 Konzentrationen durchsetzen. Eine Ausnahme z.B. am 31.01.2004 mit SO-Wind bewirkt wiederum sofortige Grenzwertüberschreitungen. An diesem Fallbeispiel wird veranschaulicht, wie eng die Strömungsrichtung im Nordosten Österreichs mit der großräumigen Immissionssituation verknüpft ist.

Anfang Februar 2004 stellt sich erneut eine bemerkenswerte Immissionssituation ein, denn während in Wien kaum Grenzwertüberschreitungen auftreten, werden in Graz bzw. Salzburg hohe urbane Einträge aus verkehrsnahen Quellen gemessen. Silikat, Karbonat und NaCl überwiegen bei weitem. Auch Kfz-Abgase und Partikel aus Biomasseverbrennung in Graz liefern bedeutende Beiträge. Diese Situation zeigt, dass an der Alpennord- bzw. Alpensüdseite nicht nur Gegensätze, sondern auch Parallelen beobachtet werden können. Die Stabilitätsanalyse in Abb. 3.35 verrät den wesentlichen Unterschied zu Wien mit geringen PM10 Konzentrationen: In Salzburg und Graz können sich besonders stark

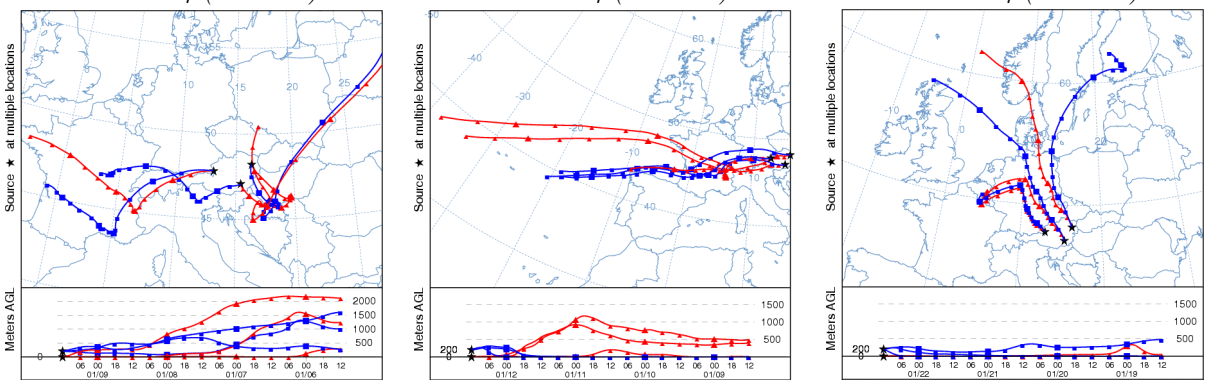
ausgeprägte Kaltluftseen mit hoher Kalmenhäufigkeit in Bodennähe etablieren (siehe auch VERA-Analyse in Abb. 3.31). Die Ausbildung kräftiger Strahlungsinversionen ist anhand eines Radiosondenaufstieges von 05.02.2004 (04 UTC) über Graz in Abb. 3.39 dargestellt. Zur Zeit der maximalen Belastungen in Graz und Salzburg ist eine ausgeprägte antizyklonale Lage für Österreich bestimmend (Abb. 3.30) mit entsprechend kräftigem Absinken östlich der Keilachse, wie auch am Vertikalschnitt der Trajektorien in Abb. 3.40 zu sehen ist. Durch die geringen PM10 Werte an den Hintergrundstationen kann ein weiträumiger Aerosoltransport aus West ausgeschlossen werden (UI Graz (01.-07.02.2004) > 100 µg/m³). Zudem werden in Graz und Salzburg sehr geringe Windgeschwindigkeiten gemessen, was bei derart stabilen Verhältnissen zum Stagnieren der Luftmassen besonders in alpinen Becken und Tälern führt. Die kurzzeitigen Spitzenbelastungen aus lokalen Emissionen liegen daher in Salzburg bei 170 µg/m³ (HMW) und in Graz bei beachtlichen 270 µg/m³ (HMW). In Wien an der Ostflanke der Alpen wird durch häufige Westwinde Primäraerosol aus lokalen Quellen schnell abtransportiert.

Die Wetterlage am 08.02.2004 in Abb. 3.30 führt zu einem abrupten Luftmassenwechsel in ganz Österreich und kann als klassische Lage am Ende einer Überschreitungsepisode angesehen werden. Dabei liegt Österreich im Einflussbereich eines ausgedehnten Troges und zusätzlich an der Vorderseite eines Randtroges in Bezug auf die Zugrichtung. Die entsprechend hohe Advektion relativer Vorticity und ein kräftiger Bodendruckgradient führen zu Hebungsvorgängen und guter Durchmischung mit Westwind an den untersuchten Messstellen.

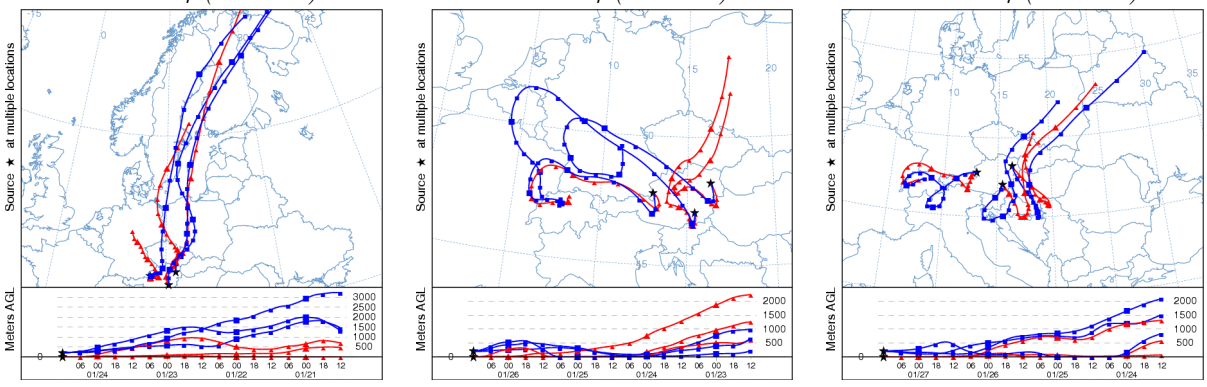
Zusammenfassend ist somit anhand der Gegenüberstellung der drei AQUELLA-Standorte zu erkennen, dass vor allem die Lage des Immissionsstandortes zur vorherrschenden Luftmasse für die Immissionsbelastung ausschlaggebend ist. Dadurch können innerhalb Österreichs völlig unterschiedliche Quellengruppen zur gleichen Zeit für Grenzwertüberschreitungen verantwortlich sein. Dies äußert sich besonders im außeralpinen Raum bzw. im Nordosten Österreichs oder auch im Vergleich zwischen Alpennord- und Alpensüdseite. Ebenfalls sehr unterschiedliche Immissionssituationen ergeben sich durch die lokalen Ausbreitungsbedingungen, welche gravierende immissionsklimatologische Gegensätze bewirken. Anhand der bisherigen Untersuchungen wird somit deutlich, dass kurzzeitige Schwankungen der Feinstaubbelastung, aber auch der PM10 Zusammensetzung überwiegend meteorologisch zu begründen sind.



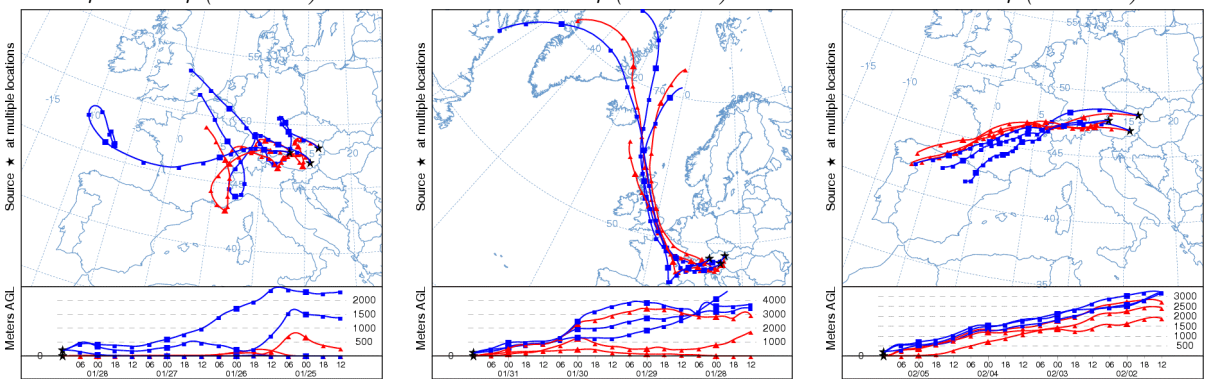
06.01.2004 (12 UTC) *07.01.2004 (12 UTC)* *08.01.2004 (12 UTC)*



09.01.2004 (12 UTC) *12.01.2004 (12 UTC)* *22.01.2004 (12 UTC)*



24.01.2004 (12 UTC) *26.01.2004 (12 UTC)* *27.01.2004 (12 UTC)*



28.01.2004 (12 UTC) *31.01.2004 (12 UTC)* *05.02.2004 (12 UTC)*

Abb. 3.40: HYSPLIT-Rückwärtstrajektorien, Endpunkte über Wien [48,22N | 16,35E], Graz [47,07N | 15,44E] und Salzburg [47,80N | 13,03E]

3.3.3 Überschreitungszeitraum 2 - 29.12.2004 bis 15.02.2005

Die Auswahl von ausgeprägten Überschreitungszeiträumen jeweils in den Wintermonaten spiegelt die PM10 Problematik dieser Jahreszeit wieder. Nun werden Macrotraceranalysen von Kärnten und Niederösterreich miteinander verglichen und wiederum von meteorologischer Seite beleuchtet, um die Rolle der orographischen Lage beider Bundesländer beurteilen zu können.

Für AQUELLA-Kärnten und -Niederösterreich liegen im untersuchten Überschreitungszeitraum Analysen aus folgenden Datenpools vor:

Tab. 3.8: Datenpools von AQUELLA-Kärnten/Niederösterreich:

Kärnten	*Niederösterreich*
01.-03.01., 05.01., 07-14.01.2005	01.-10., 13.-16., 19.-31.01.2005
15.-20.01.2005	11.-12.01.2005
23.-24.01., 29.-31.01.2005	17.-18.01.2005
04., 06., 21.-22., 25.-28.01.2005	01.-04., 27.-28.02.2005
07.-08.02.2005	05.02.2005
09.-12.02.2005	06.-09.02.2005
01., 4.-6., 24., 27.-28.02.2005	10.02.2005
02.-03., 23., 25.-26.02.2005	11.02.2005
13.-22.02.2005	12.02.2005
	13.02.2005
	14.-22.02.2005

Das Poolen der Daten nach den in Kapitel 2.4 beschriebenen Kriterien, hat zwar von analytischer Seite her Vorteile, die zeitliche Auflösung der PM10 Zusammensetzung verringert sich damit jedoch beträchtlich. Vor allem Datenpools aus unzusammenhängenden Tagen erschweren die Interpretation von Zeitverläufen der Aerosolkomponenten. Beispielsweise wurden Tage ohne Grenzwertüberschreitung meist in große Pools zusammengefasst. Um diese Tage trotzdem im zeitlichen Verlauf darstellen zu können, wurden die analysierten Daten jeweils auf den PM10 Mittelwert von den im Pool zusammenhängenden Tagen aufgerechnet. Somit wird z.B. der erste Pool von Kärnten (Tab. 3.8) in drei Blöcke von zusammenhängenden Tagen (01.-03.01.05, 05.01.05, 07.-14.01.2005) aufgespalten, die dann natürlich alle drei die gleiche chemische Zusammensetzung aufweisen. Die Größe des Pools bestimmt also wesentlich die Aussagekraft von einzelnen Tagen, was bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden muss. Die Auflösung der Datensätze reicht jedoch aus, um während eines ausgewählten Überschreitungszeitraumes einen qualitativen Bundesländervergleich zwischen Kärnten und Niederösterreich zu erstellen.

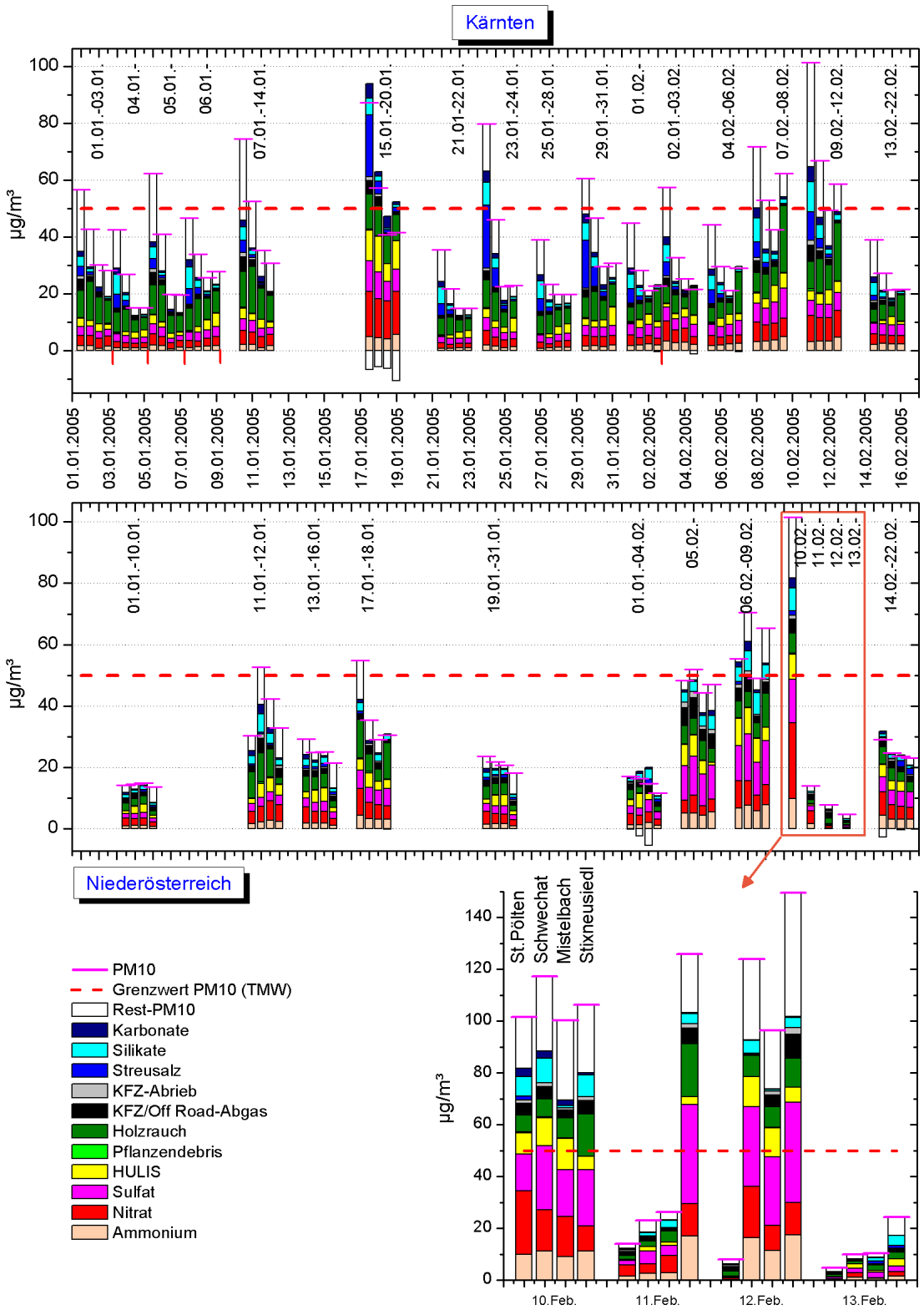
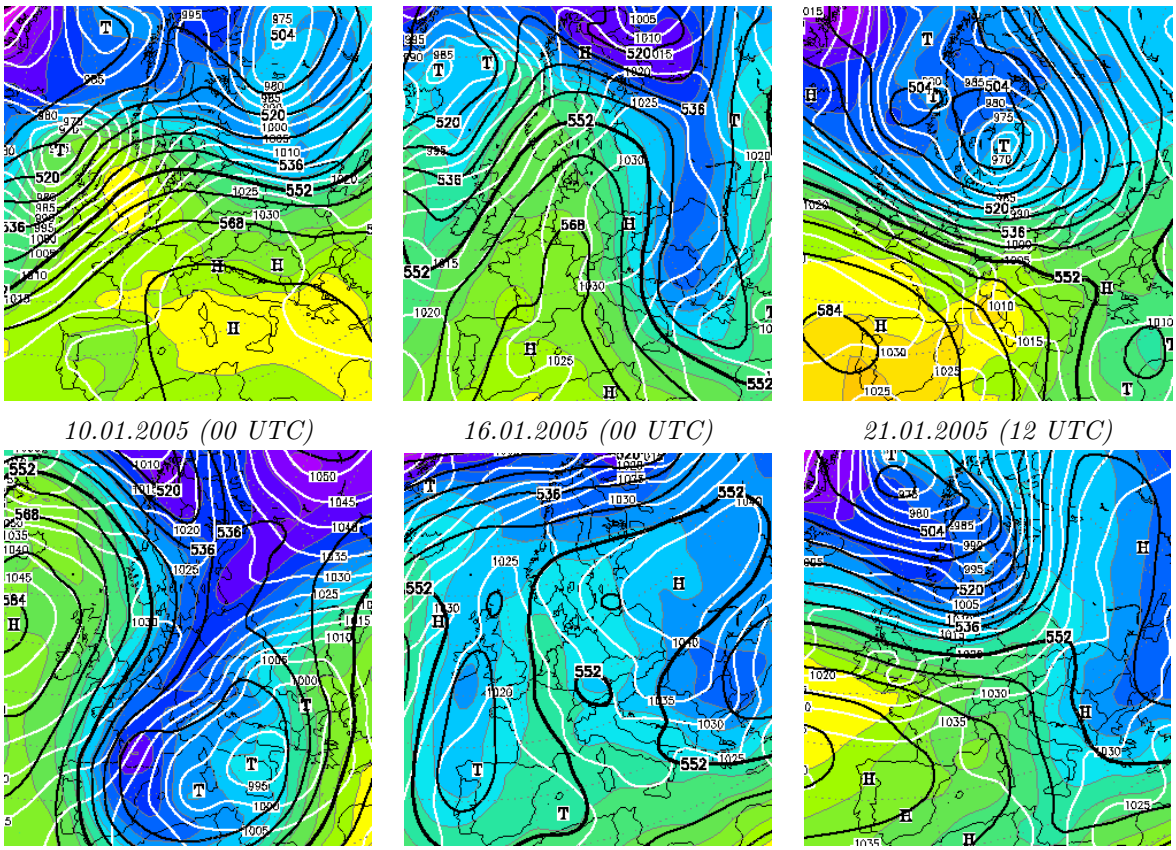


Abb. 3.41: Makrotraceranalysen für Kärnten und Niederösterreich im Jan./Feb. 2005

In Abb. 3.41 werden in beiden Bundesländern pro Daten-Pool vier AQUELLA-Messstellen aneinandergereiht, beginnend mit den Stadtmessstellen an der linken Seite:

- ▷ Kärnten: Völkermarkterstr. (Klagenfurt) , Koschatstr. (Klagenfurt), Gurtschitschach, Lavamünd
- ▷ Niederösterreich: St.Pölten, Schwechat, Mistelbach, Stixneusiedl

Die Kärntner Makrotraceranalysen zeigen vergleichsweise hohe Holzrauchanteile, was - wie auch von Graz bekannt - ein Phänomen der Region Österreich Süd darstellt. Die häufig hohen Rest-Anteile (z.B. sonst. OM) an PM10 im Klagenfurter Stadtgebiet stehen vermutlich mit der Verfeuerung fester Brennstoffe in Verbindung (v.a. Hauswärme). Anfang Jänner 2005 treten deutliche Unterschiede zwischen den PM10 Verläufen der beiden Bundesländer auf, wobei besonders die Kärntner Stadtmessstellen mit hoher Konzentration hervorstechen, während Niederösterreich generell gering belastet ist.



10.01.2005 (00 UTC) *16.01.2005 (00 UTC)* *21.01.2005 (12 UTC)*

26.01.2005 (12 UTC) *06.02.2005 (12 UTC)* *11.02.2005 (00 UTC)*

Abb. 3.42: Großwetterlage (GFS-Analyse): 500hPa Geopotential [gpdm] (schwarz), Bodendruck [hPa] (weiß), relative Topographie H500-H1000 [gpdm] (farbig)

Die Witterungsverläufe der Abbildungen 3.43 und 3.44 geben Aufschluss über die sehr unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen, die zu den Immissionsgegensätzen führen. Allein der Vergleich der Niederschlagsmenge und der Sonnenscheindauer zwischen Mistelbach und Klagenfurt verdeutlicht die offensichtlich günstigeren Ausbreitungsbedingungen an der Alpennordseite. In Niederösterreich dominieren Anfang Jänner 2005 kräftige Winde (bis 9 m/s TMW) aus West bzw. Nordwest und milde Luftmassen, was zu erwartungsgemäß geringen Feinstaubbelastungen führt. Die synoptische Lage über Mitteleuropa wird in diesen Tagen von rasch ostwärts ziehenden Tiefdruckkomplexen bestimmt (“High-Index” z.B. am 10.01.2005 in Abb. 3.42). Grundsätzlich ist in beiden Bundesländern während dieser Zeit Atlantikluft bestimmend.

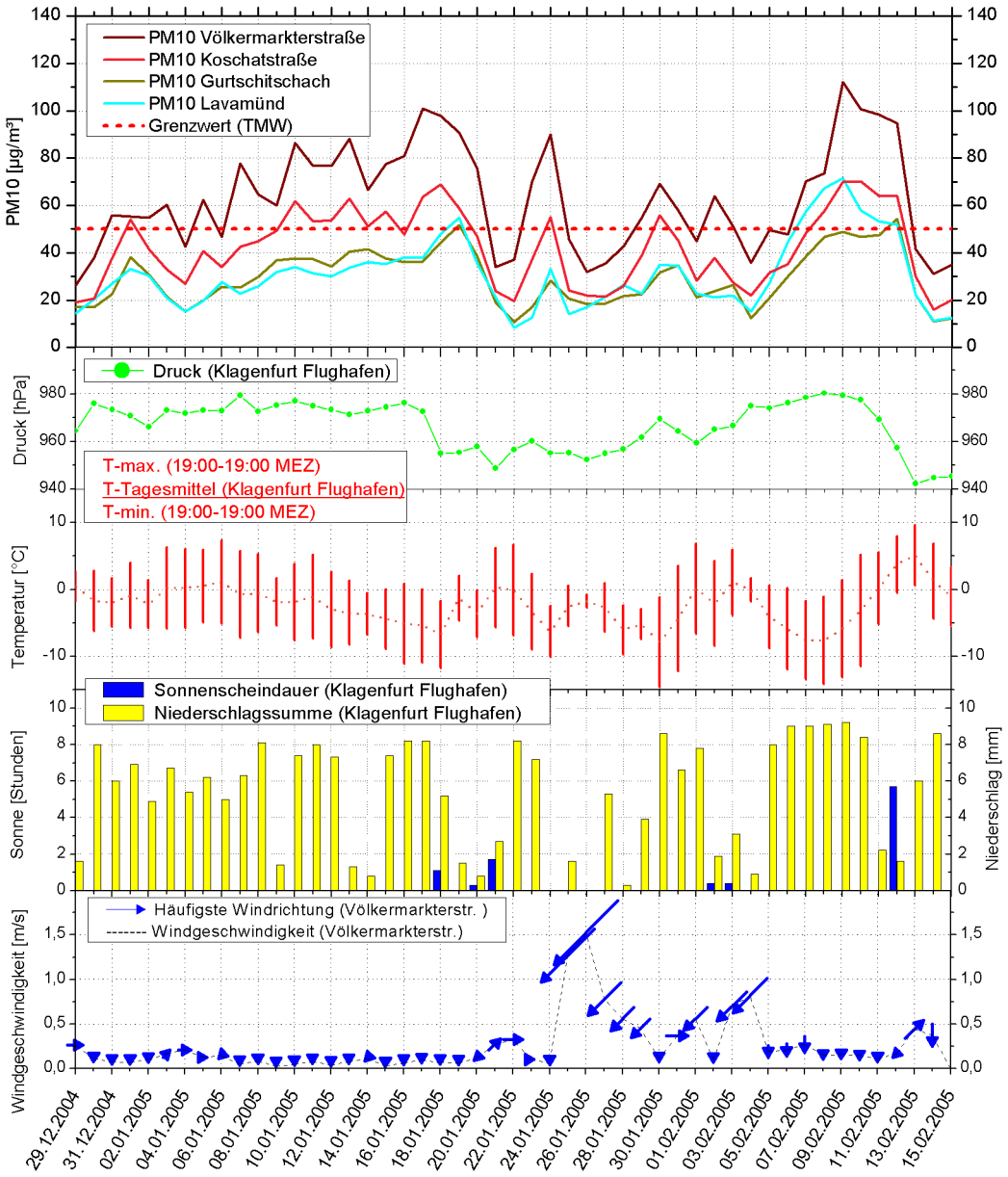


Abb. 3.43: Witterung in Kärnten, PM10 AQUELLA-Kärnten, Jan./Feb. 2005

Trotzdem herrscht im Klagenfurter Becken im Gegensatz zum niederösterreichischen Alpenvorland bis 19.01.2005 beinahe Windstille bei weitgehend sonnigen Verhältnissen. Die Blockierung von atlantischen Systemen durch den Alpenbogen wird hier deutlich. Der verminderte Luftaustausch in Kärnten verursacht ca. um den Faktor 2 höhere Konzentrationen an der Völkermarkterstraße als im Hintergrund, wobei Aerosolhauptquellen im Klagenfurter Stadtgebiet laut Makrotracer vorwiegend in den Sektoren Hausbrand und Verkehr zu finden sind. Die Temperaturen (TMW) bleiben meist unter dem Gefrierpunkt. Der Tagesgang zwischen Tag und Nacht fällt durch die fehlende Bewölkung sehr intensiv aus, was die in Abb. 3.45 ersichtlichen Strahlungsinversionen und die Entkoppelung der bodennahen Luftschichten von der freien Atmosphäre veranschaulicht. In den frühen Nachmittagsstunden wird die stark stabile Schichtung zwischen Berg- und Talmessstellen bei hoher Sonneneinstrahlung durch den Aufbau einer Mischungsschicht täglich herabgesetzt. Dadurch werden nachmittags in Klagenfurt leichte, thermisch induzierte Winde im

Gegensatz zu den nächtlichen Kalmen gemessen, worauf die urbane PM10 Konzentration mit extremen Schwankungen reagiert (Abb. 3.46). Wegen der hohen Kalmenhäufigkeit wurden Windrichtungen bei Geschwindigkeiten $< 0{,}1$ m/s in Abb. 3.46 eliminiert, da die Angabe der Windrichtung nur bei ausreichender Anströmung des Anemometers Sinn ergibt.

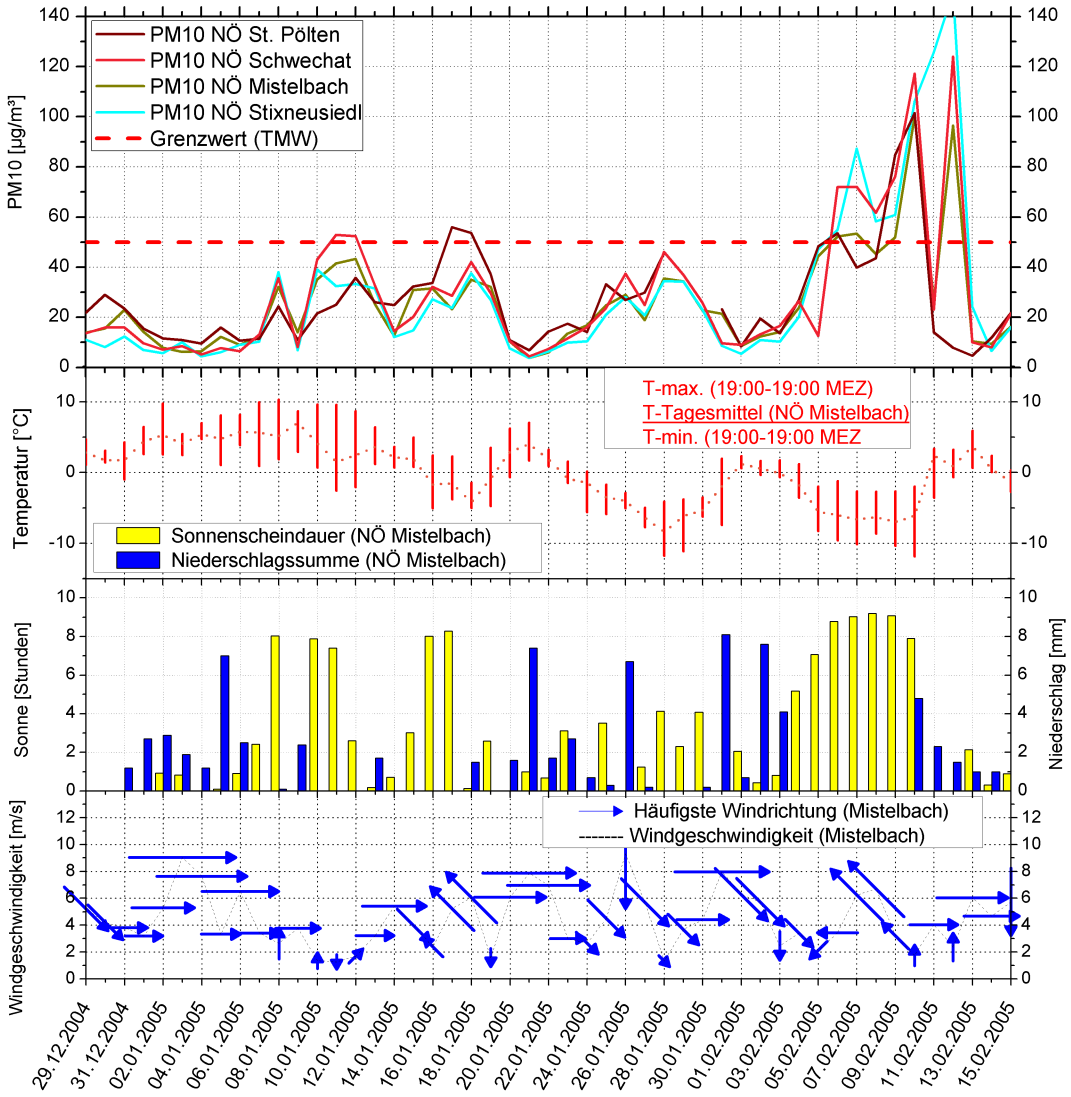


Abb. 3.44: Witterung in Niederösterreich, PM10 AQUELLA-NÖ, Jan./Feb. 2005

In weiterer Folge ist der parallele PM10 Verlauf von Gurtschitschach und Lavamünd auffällig mit einem Maximum über 50 µg/m³ am 19.01.2005. Zwischen 15. und 20.01.2005 wird an den Kärntner AQUELLA-Messstellen verstärkt Sekundäraerosol gemessen - interessanterweise auch in Lavamünd. Derartige Profile waren bisher typisch für Situationen von grenzüberschreitendem Aerosoltransport. In Klagenfurt werden in dieser Zeit jedoch auch ein urbaner Mineralstaub-Zuschlag und nur sehr schwache Winde (< 1 m/s) aus östlicher Richtung verzeichnet. Somit liegt in Klagenfurt wegen der nach wie vor schlechten Ausbreitungsbedingungen eine Mischform zwischen lokalen Quellenbeiträgen und erhöhter Hintergrundkonzentration vor. Die synoptische Lage ist am 16.01.2005 durch

einen ausgeprägten Keil über Westeuropa mit einem zugehörigen Bodenhoch mit Kern über Mitteleuropa geprägt, was auch in Kärnten weiterhin gradientschwache Verhältnisse bedingt. Ein sehr weiträumiger Aerosoltransport erweist sich daher als unwahrscheinlich, wie auch an den Rückwärtstrajektorien am 18.01.2005 zu erkennen ist. Unter Beachtung der VERA-Analysen zeigt sich anhand der Stromlinien eine schwach ausgeprägte Süd- bis Südostströmung über Regionen in Slowenien in Richtung Süd-Österreich (Abb. 3.48). Das heißt, obwohl im Klagenfurter Becken nur sehr leichte Ostwinde gemessen werden, ist ein Einfließen von durch Sekundärpartikel vorbelastete Luftmassen durchaus denkbar. Vor allem die erhöhten Werte im Lavanttal deuten darauf hin. Hierbei sind sehr wahrscheinlich in Slowenien emittierte Präkursoren wesentlich beteiligt. Die kalorischen Kraftwerke Šoštanj und Trbovlje in Nord- bzw. Zentralslowenien sind in Bezug auf erhöhte Ammoniumsulfatwerte mögliche Hauptquellen. So zeigen die EMEP-Emissionskataster des Jahres 2005 die stärksten NO_x-Emissionen in Nordslowenien und maximale SO_2 Emissionen in der Gegend um Trbovlje [21, http://www.emep.int/].

Zu ähnlichen Erkenntnissen kommt bereits die Arbeit von [29, Lavric, 2001], in der die PM10 Zusammensetzung der Hintergrundmessstelle Unterloibach in der südöstlichen Grenzregion zu Slowenien untersucht wurde. Dies führte zum Ergebnis, dass alle PM10 Komponenten erhöhte Konzentrationen bei Windrichtungen aus dem “Sektor Slowenien” aufwiesen. Unter Anwendung von Trajektorienanalysen des HYSPLIT-Modells wurde festgestellt, dass maximale Staubimmissionen bei Südoststrømungen und die höchsten Sulfatwerte bei SW-Lage auftreten, entgegen wenig belasteter Luft aus Nord.

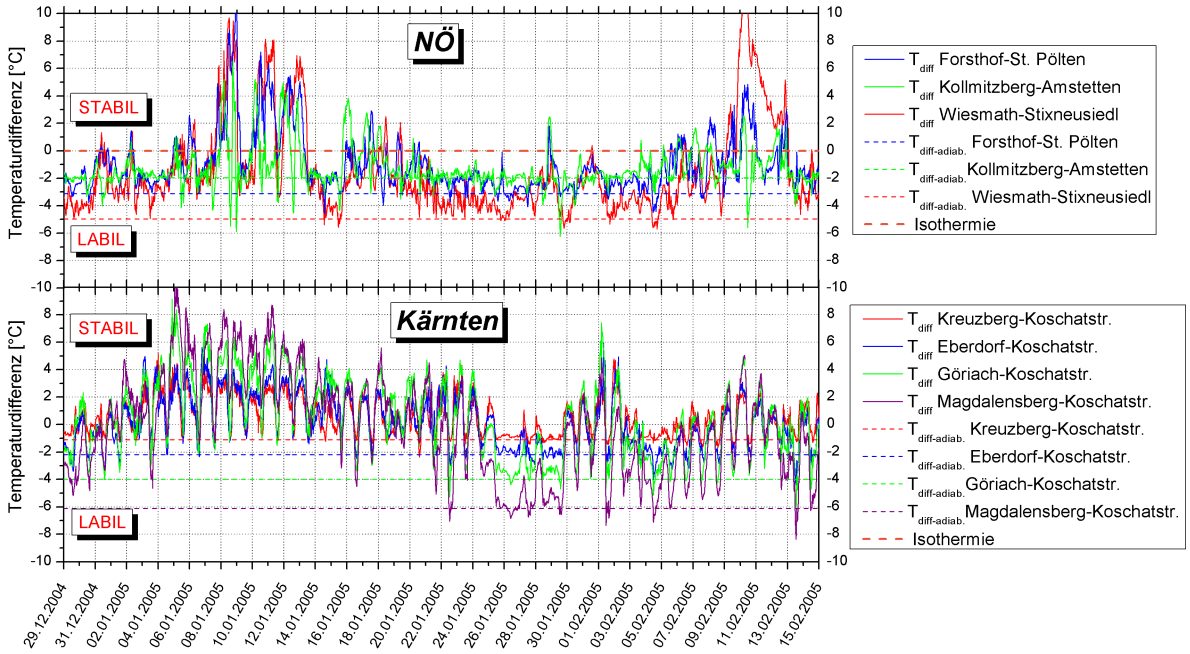


Abb. 3.45: Temperaturdifferenzen zwischen Talmessstellen und höher gelegenen Stationen in Kärnten und Niederösterreich

Auch in Niederösterreich werden zwischen 10. und 19.01.2005 leicht erhöhte PM10 Konzentrationen gemessen. Am 18.01.2005 steht dies klar mit der bereits erwähnten SO-Strömung

in Abb. 3.48 in Zusammenhang. Eine Gemeinsamkeit beider Bundesländer ist also die tendenziell geringere Feinstaubkonzentration im Hintergrund bei Westwind, entgegen erhöhten Werten bei bodennahen Ost- bzw. SO-Strömungen (Abb. 3.46, Abb. 3.47). Ferntransport ist im niederösterreichischen Alpenvorland aufgrund der lebhaften Umströmung der Ostalpen von wesentlich höherer Bedeutung als im Klagenfurter Becken, dessen Luftmasse häufig von der synoptischen Strömung entkoppelt ist. In Kärnten sind also lokale Emissionsquellen und regionaler Aerosoltransport aus südlichen Regionen sehr bedeutend.

Eine atlantische Störung bringt am 21.01.2005 in beiden Bundesländern PM10 Minima mit Niederschlägen und kräftigem Westwind in Mistelbach. Um einiges schwächer äußert sich dies in Klagenfurt, es reicht jedoch für einen kurzzeitigen Luftmassenwechsel auch im alpinen Raum südlich des Alpenhauptkamms.

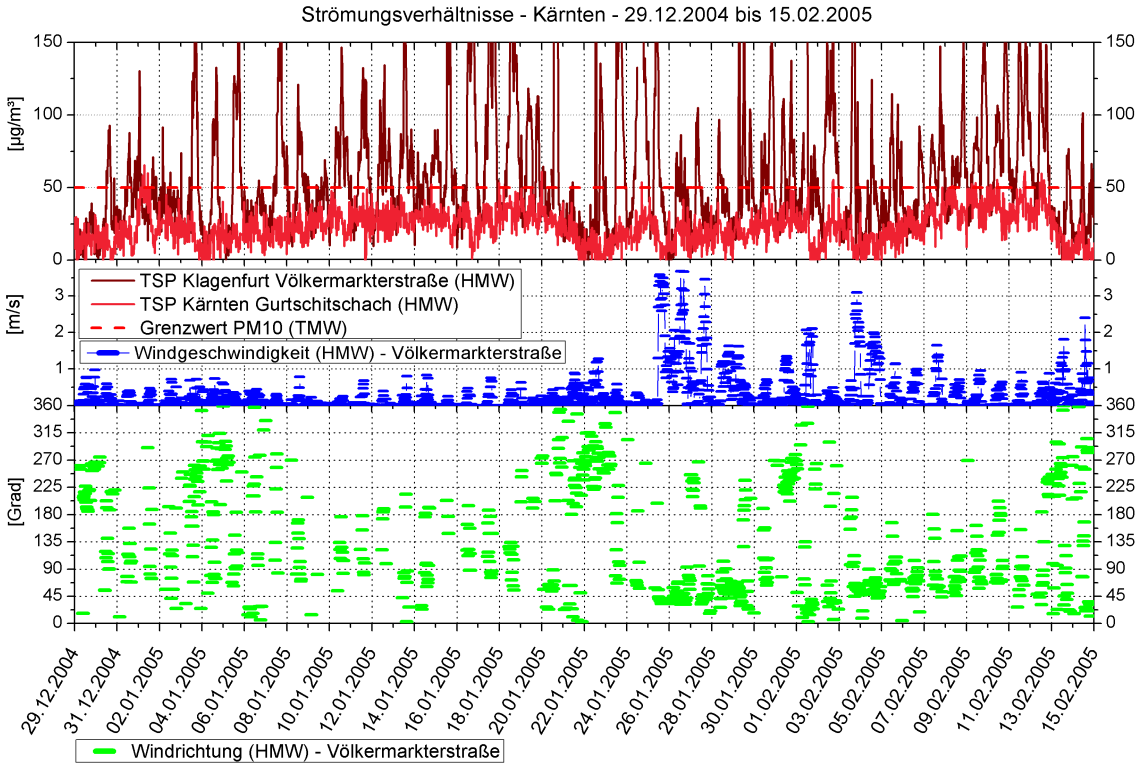


Abb. 3.46: Wind in Klagenfurt (Völkermarkterstr.), TSP (Völkermarkterstr., Gurtschitschach), Jan./Feb. 2005

Da zwischen 25.01. und 04.02.2005 die Feinstaubwerte meist unter dem EU-Grenzwert liegen, sollen hier die meteorologischen Einflüsse nicht im Detail diskutiert werden. Im Grunde zeigt sich ein zu Anfang Jänner ähnliches Bild mit erhöhten Einträgen von Mineralstaub und NaCl im Stadtgebiet von Klagenfurt. Dies wird hauptsächlich durch Wiederaufwirbelungsprozesse an verkehrsnahen Messstellen verursacht - in Niederösterreich fehlt dieses Phänomen. Die Maxima der Windgeschwindigkeit (Abb. 3.46) stehen in Kärnten mit PM10 Minima in Verbindung. Die Temperaturdifferenzen zwischen Berg- und Talstationen liegen häufig im neutral geschichteten Bereich, wodurch sich somit bessere Ausbreitungsbedingungen für lokale Emissionen im Klagenfurter Becken einstellen. Die

synoptische Lage wird durch einen weit nach Südeuropa ausgreifenden Höhentrog in Verbindung mit kräftiger Zyklogenese im Mittelmeerraum bestimmt.

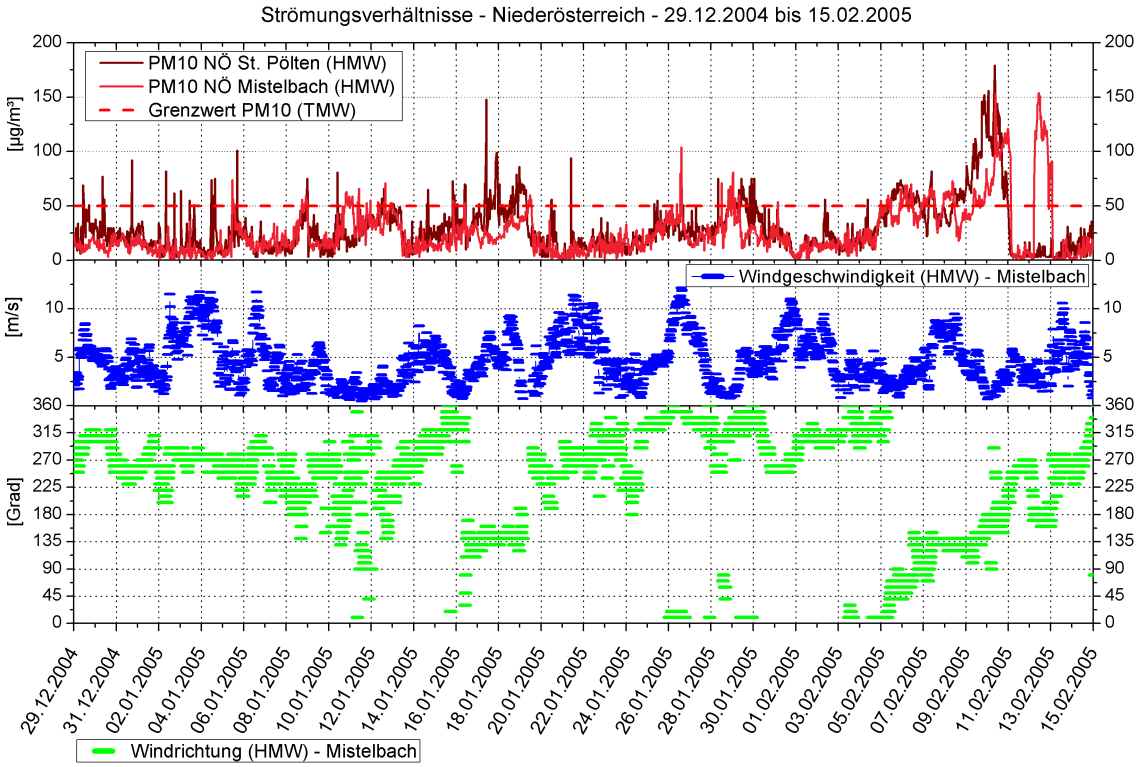


Abb. 3.47: Wind in NÖ (Mistelbach), PM10 (St. Pölten, Mistelbach), Jan./Feb. 2005

Abschließend kommt es im Februar 2005 zu einer bemerkenswerten Immissionssituation, deren Verlauf wie folgt detailliert betrachtet werden soll. Nun zeigt sich an den Witterungsverläufen wie ab 05.02.2005 an allen AQUELLA-Messstellen die PM10 Tagesmittelwerte zu steigen beginnen. Die Wetterlage in Abb. 3.42 zeigt eine für Feinstaubepisoden klassische Hochdruckwetterlage mit einer sehr schwachen Höhenströmung über weiten Teilen Europas in Verbindung mit einem ausgedehnten Bodenhoch und sehr kalten Luftmassen über Westrussland und Osteuropa. Zeitgleich stellen sich in beiden Bundesländern bei fehlender Bewölkung sehr strahlungsintensive Tage ein, was starke Temperaturtagesgänge und Minima von unter -10 °C hervorruft. Das Makrotracermodell liefert ab 05.02.2005 so wie auch an den darauf folgenden Tagen erhöhte Beiträge bei Sekundäraerosol - gut zu erkennen an Sulfat in Niederösterreich. In Kärnten sind dabei auch regionale Quellenbeiträge wie z.B. Holzrauch im Lavanttal erwähnenswert. Die Rückwärtstrajektorien (Abb. 3.51) beschreiben deutlich die Luftmassen, die hauptsächlich sehr hohe Verweildauern in bodennahen Regionen der panonischen Tiefebene aufweisen. In Kärnten bleiben weiterhin die schlechten Ausbreitungsbedingungen mit nächtlicher Inversionsbildung und häufigen Kalmen bis ca. 12.02.2005 bestehen. Der tagsüber aufkommende Ostwind verdünnt zwar lokale Emissionen z.B. mineralischer Natur, advehiert jedoch bereits mit Ammoniumnitrat und -sulfat vorbelastete Luft aus Osteuropa und Nord-Slowenien. Kärnten wird von der ausgeprägten Transportsituation in Ostösterreich sozusagen nur “gestreift”, wie z.B. am

07.02.2005 anhand von Abb. 3.48 ersichtlich ist. Anhand der VERA-Stromlinien ist zusätzlich das Umströmen der Ostalpen und die Kanalisierung der Luftmassen im nördlichen Alpenvorland zu erkennen. Die potentiell kälteste Luft ist über Ungarn und Nordserbien zu finden. Der Radiosondenaufstieg von Wien Hohe Warte am 09.02.2005 um 00 UTC zeigt kräftige SO-Winde unter einer abgehobenen Inversion (Abb. 3.49), was gemäß Kapitel 3.2 ebenfalls typisch für derartige Lagen ist.

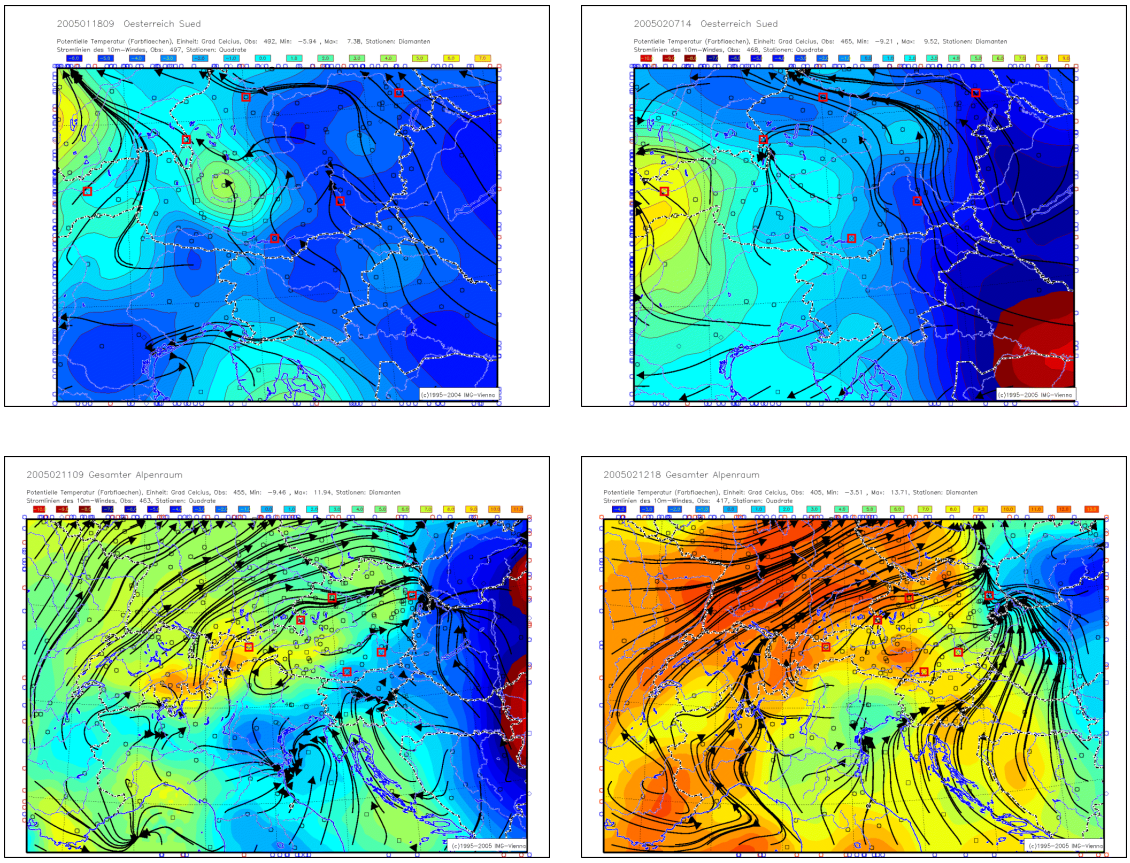


Abb. 3.48: VERA Analysen: Stromlinien des 10m-Windes (Pfeile), potentielle Temperatur [°C] (Farbflächen)

Die in diesem Überschreitungszeitraum (10. - 13.02.2005) herausragende Konstellation von Makrotraceranalysen in Niederösterreich ist in Abb. 3.41 vergrößert gezeichnet. Jeder Tag wurde einzeln analysiert. Während die Kärntner Hintergrundmessstellen am 10.02.2005 ca. 50 µg/m³ verzeichnen, werden im ländlichen Raum Niederösterreichs ungewohnt hohe Werte von über 100 µg/m³ gemessen. Das Makrotracerprofil identifiziert hauptsächlich Sekundärsubstanzen und Holzrauch. An diesem Tag herrscht meist mäßiger Südwind an der Messstelle Mistelbach. Die bodennahe Rückwärtstrajektorie verläuft dabei über das Burgenland und weiter an der ungarisch-slowenischen bzw. ungarisch-kroatischen Grenze. Emissionen in diesen Gebieten liefern sehr wahrscheinlich die Vorläufersubstanzen von PM10. Dabei ist vermutlich weniger die Emissionsmenge, als viel eher die hohe Verweildauer der Luftmassen und die günstigen Reaktionsbedingungen in kontinentaler Kaltluft ausschlaggebend.

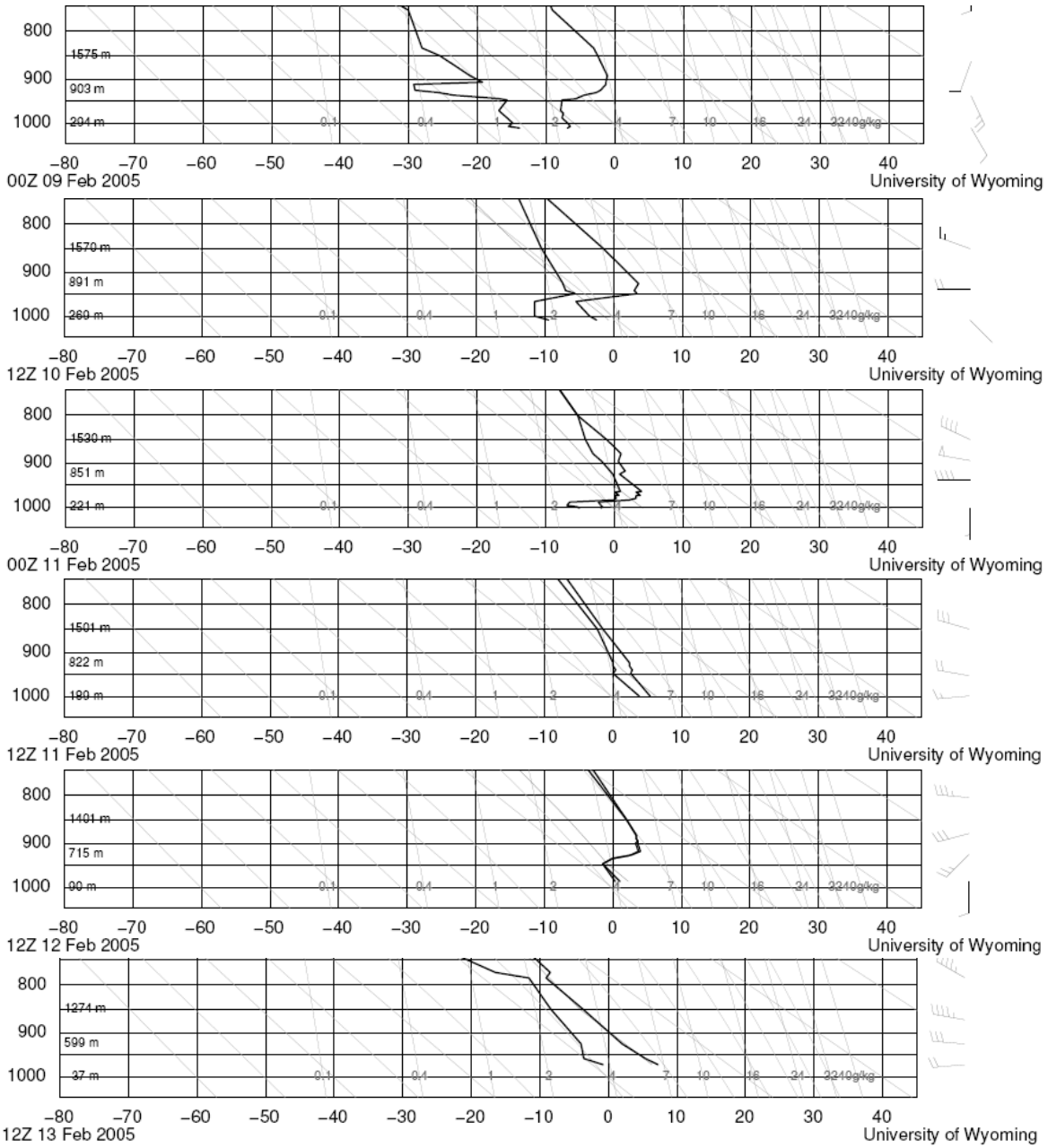


Abb. 3.49: Radiosondenaufstiege (Stüve-Diagramm), Wien Hohe Warte, 09. – 13.02.2005

Ab 11.02.2005 herrschen extreme Gegensätze in Bezug auf die PM10 Belastung in Niederösterreich, wobei sich zwischen NÖ-West und NÖ-Ost ein "Impact" von über 100 µg/m³ ergibt. Die derart unterschiedlichen Immissionsverhältnisse sind auf ein Frontensystem zurückzuführen, welches zugehörig zu einem Skandinavientief Österreich am 11.02.2005 von West nach Ost überquert (Abb. 3.50). Die von Westen kommende, warmaktive Okklusion räumt in St. Pölten bereits am 11.02.2005 die nur noch sehr seichte Inversion aus und bewirkt somit einen Luftmassenwechsel. An der AQUELLA-Messstelle in Stixneusiedl äußert sich das für diese Jahreszeit typische Aufgleiten der wärmeren atlantischen Luftmassen auf kalte kontinentale Luft, denn die wärmere gering belastete Atlantikluft schafft es nicht, die sehr seichte Inversion südlich der Luftmassengrenze (z.B. in Stixneusiedl) auszuräumen (Abb. 3.49). Unterhalb der Inversion wird leichter Südwind und oberhalb kräftiger

Westwind gemessen, welcher mit Warmluftadvektion aus West in Verbindung steht. Diese Extremsituation ist auch an den Temperaturdifferenzen im stark stabilen Bereich zwischen Erhebungen am Alpenostrand und dem Flachland im Osten Niederösterreichs ersichtlich. Die Bodenfront liegt am 11.02.2005 ausgerichtet am Wienerwald praktisch quer über Wien - verdeutlicht durch eine bodennahe Konvergenzzone im Raum Wien (Abb. 3.48).

Besonders bemerkenswert ist an dieser Stelle, dass die Messstelle St. Pölten am 12.02.2005 nach wie vor in der unbelasteten Luftmasse liegt, während die restlichen AQUELLA-Stationen abermals südlich der Frontalzone in aerosolreicher Luft hohe Konzentrationen messen. Sulfat ist deutlich erhöht. Die VERA-Analyse veranschaulicht dieses Ereignis (Abb. 3.48). Gestützt durch eine kräftige SO-Strömung kann sich im Wiener Becken nach wie vor ein Keil kontinentaler Kaltluft halten. Zusätzlich tritt starke Konvergenz im Bereich der Frontalzone auf. An dieser Verwellung eines Frontensystems an den Alpen wird hier der bedeutende Einfluss von orographischen Barrieren in Bezug auf den Abtransport von Schadstoffen verdeutlicht. Die Baroklinität im Raum Niederösterreich erklärt auch die Niederschläge ab 10.02.2005, die sich wegen der anhaltenden Advektion belasteter Luft in einer nur seichten Bodenschicht kaum in Form von nasser Deposition äußern.

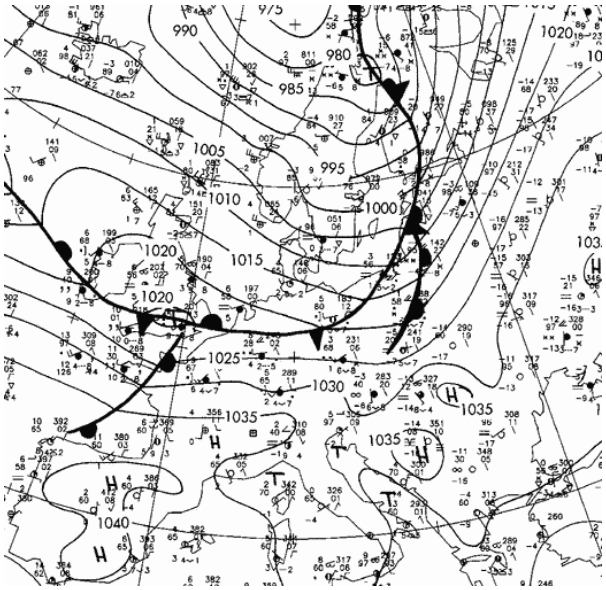


Abb. 3.50: Bodendruckanalyse des DWD am 11.02.2005 (00 UTC) [72, http://www.wetter3.de/]

Die AQUELLA-Station Mistelbach erfährt drei Luftmassenwechsel innerhalb dieser kurzen Periode, verursacht durch das „Hin- und Herschwappen“ (Verwellen) des ersten Systems gefolgt von anhaltendem Tiefdruckeinfluss, wie anhand der Großwetterlage in Abb. 3.42 zu sehen ist. Diese Situation kann man auch leicht an der Aneinanderreihung von Radiosondenaufstiegen über Wien Hohe Warte erkennen, denn während am 11.02.2005 um 12 UTC bereits ein Frontdurchgang erfolgte, ist am 12.02.2005 um 12 UTC wieder eine abgehobene Frontfläche vorhanden. Kräftiger Tiefdruckeinfluss führt am 13.02.2005 auch in Kärnten zu einem vorübergehenden Ende der PM10 Grenzwertüberschreitungen.

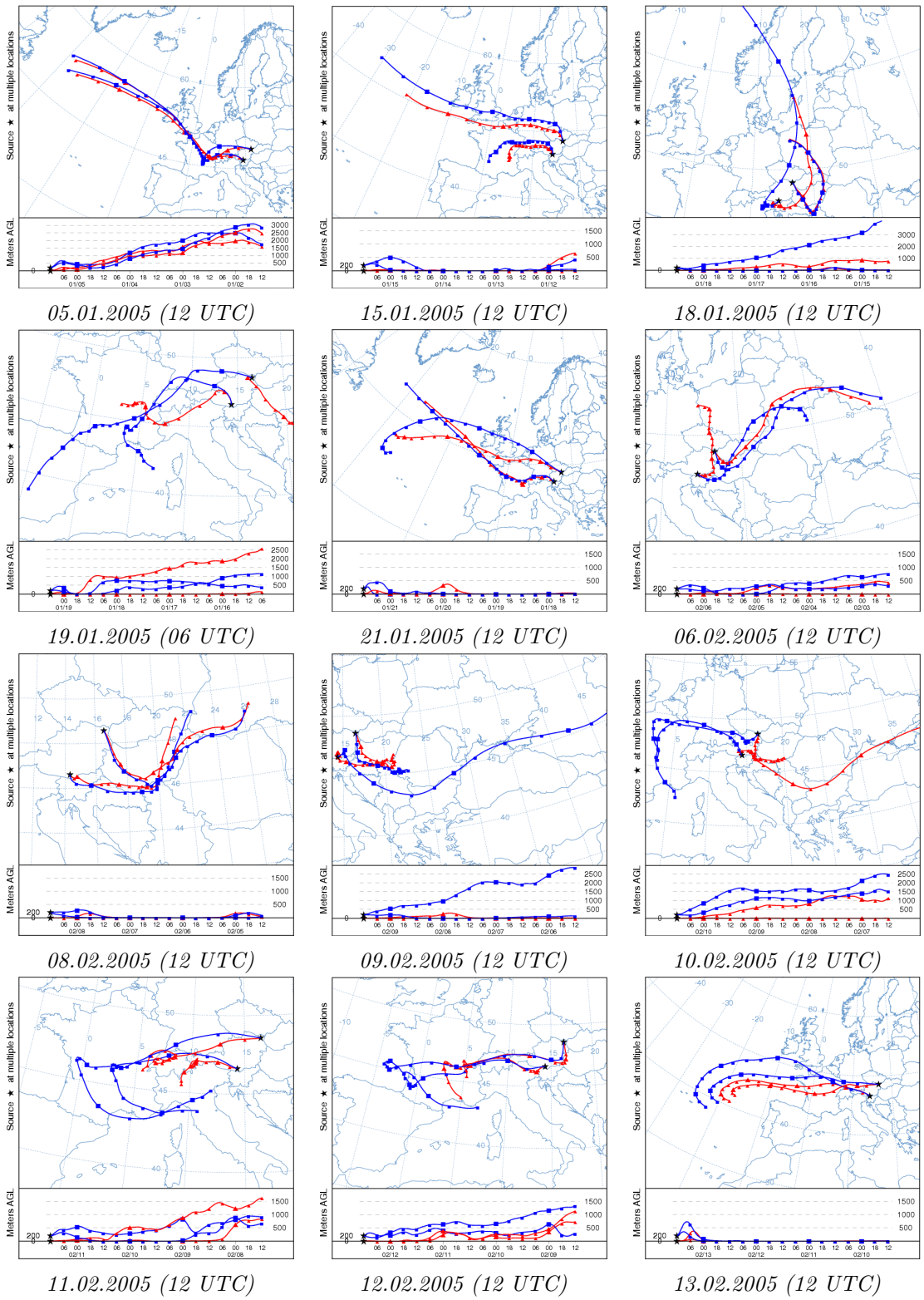


Abb. 3.51: HYSPLIT Rückwärtstrajektorien, Endpunkte über Klagenfurt [46,62N | 14,31E] und Mistelbach [48,57N | 16,57E]

An diesem Fallbeispiel ist somit anschaulich die Auswirkung der besonderen Lage Niederösterreichs am NO-Rand der Alpen zu erkennen. Demnach waren in dieser Überschreitungsepisode in Niederösterreich vor allem im Ausland gebildetes Sekundäraerosol und in Kärnten eine Mischung aus Importanteilen und lokalen Emissionen an den Grenzwertüberschreitungen beteiligt.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die größte Schwierigkeit der vorangegangenen Auswertungen lag darin, die zeitliche Auflösung der AQUELLA-Datenpools über mehrere Tage mit meteorologischen Parametern aussagekräftig zu kombinieren. Dabei hat sich herausgestellt, dass kurzfristige Schwankungen der Aerosolmasse, ebenso wie einzelner PM10 Komponenten, beinah ausschließlich von der Witterung bestimmt werden, wobei vor allem die Herkunft von Luftmassen maßgebend ist. Daraus resultieren teilweise beachtliche immissionsseitige Unterschiede innerhalb des Bundesgebietes. Der Süden Österreichs ist belüftungstechnisch gegenüber Regionen nördlich des Alpenhauptkamms wesentlich benachteiligt, Ostösterreich hingegen wird vor allem von Aerosoltransport dominiert. Aufgrund dessen sind Aussagen über die Verbesserung bzw. Verschlechterung der Feinstaubimmission erst unter Zuhilfenahme von ausgedehnten Zeitreihen möglich.

Die PM10 Maximalbelastungen werden in den AQUELLA-Auswertezeiträumen oft an Tagen verzeichnet, an denen nach vorangegangenem Transport von Sekundäraerosol Stagnation von Luftmassen und die damit verbundene Anreicherung primärer Partikel eintritt. Die inneralpinen Becken sind ebenfalls von Importsituationen betroffen, die zu Grenzwertüberschreitungen führen. Hierbei ist der überwiegende Aerosolanteil im Mittel auf lokale bzw. regionale Quellen bei gradientschwachen Lagen zurückzuführen. PM10 Maxima, hervorgerufen durch natürliche Aufwirbelungsprozesse z.B. bei hohen Windgeschwindigkeiten (Frontdurchgänge), konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht nachgewiesen werden.

Ausgehend vom urbanen PM10 Inkrement können folgende Aussagen in meteorologischer Hinsicht getroffen werden:

- ▷ *Tage mit lokalen Immissionsmaxima:*
  - Luftmassen aus Westeuropa
  - geringe Windgeschwindigkeit (W - NW), hohe Kalmenhäufigkeit
  - thermisch induzierte Windsysteme
  - bodennahe Inversionen
  - Hochdrucklage, gradientschwach
  - inneralpin starke Stagnation
- ▷ *Tage mit großräumiger Belastung:*
  - Advektion kontinentaler Luftmassen
  - anhaltend mäßige Strömung (O - S), geringe Kalmenhäufigkeit
  - abgehobene Inversionen
  - häufig neutrale Schichtung in Bodennähe
  - unterschiedliche Großwetterlagen

Die Hauptquellengruppen zeigen je nach oben genannten meteorologischen Konstellationen folgendes Immissionsverhalten:

▷ *Mineralstaub / NaCl:*

- teilweise ~ 50 % Anteil an Gesamtbelastung
- Maximalbelastungen an Lokaltagen (+Trockenheit)
- geringe Anteile an transportiertem Aerosol
- Anstieg mit zunehmender Stabilität und abnehmender Windgeschwindigkeit
- variable Emissionsstärke abhängig vom Verschmutzungsgrad der Straßen
- hohe urbane Einträge (Verkehrsnähe)

▷ *Anorganisches Sekundäraerosol:*

- bis über $\frac{2}{3}$ Anteil an Hintergrundbelastung
- Maxima an Transporttagen
- kaum urbane Einträge, außer im Raum Linz
- Konzentration stark von Herkunft der Luftmasse abhängig
- Kaltluftadvektion aus pannonischem Tiefland
- besonders auffällig in Ostösterreich

▷ *Kfz-Abgas /-Abrieb:*

- hohe urbane Inkremente an Lokaltagen
- geringere Schwankungsbreite v.a. im außeralpinen Raum
- Maxima in Verkehrsnähe während bodennaher Inversionen und geringer Windgeschwindigkeit
- auch an Ferntransport beteiligt

▷ *Holzrauch u. Folgeprodukte:*

- inneralpin urbane Einträge an Lokaltagen
- großflächig erhöht an Transporttagen
- regionale Akkumulation bei austauscharmen Wetterlagen (v.a. im ländlichen Raum)
- witterungsbedingt geringe Schwankungen

Das Minderungspotential der PM10 Immission ist ebenfalls indirekt abhängig von den Witterungsverhältnissen im Untersuchungsgebiet, wodurch sich auch etwaige Reduktionsmaßnahmen diverser PM10 Quellen unterschiedlich stark auswirken:

▷ In Gebieten mit häufiger Inversionsbildung und geringem Luftmassenaustausch ist besonders auf eine Bekämpfung diffuser Emissionen aus dem Straßenverkehr zu achten (Straßenreinigung). Bei primären Abgasemissionen ist eine Reduktion der Verkehrsdichte im urbanen Raum ("Hot Spots") anzustreben. Zur Entschärfung einzelner Immissionsmaxima bei Inversionslage könnten auch kurzfristige Fahrverbote z.B. in innerstädtischen Umweltzonen Wirkung zeigen. Die Einführung von Tempolimits auf einzelnen Teilstrecken wird aus Sicht der vorliegenden Auswertungen als unzureichend zur nachhaltigen Vermeidung von Grenzwertüberschreitungen angesehen. Viel eher sollte dem intensiven Ausbau von emissionsarmen, öffentlichen Verkehrsmitteln und des Radwegenetzes Beachtung geschenkt werden.

▷ Sinnvolle Maßnahmenpläne in von Aerosoltransport dominierten Gegenden (Ostösterreich) gestalten sich deutlich schwieriger. Da der Großteil transportierter Partikel sekundär gebildet wird und diese zu großflächigen Belastungen führen, können lediglich scharfe Emissionsstandards bei den Präkursoren von PM10 eine überregionale

Immissionssenkung bewirken. Die konsequente Einhaltung der NEC-Richtlinie [47, Richtlinie 2001/81/EG], die ab 2010 nationale Emissionshöchstmengen für die Luftschadstoffe SO_2, NO_x, NH_3 und flüchtige organische Verbindungen festlegt, sollte diesbezüglich einen wesentlichen Beitrag leisten.

- ▷ Da Aerosol aus Biomassefeuerung sowohl bei austauscharmen Lagen als auch bei Transportsituationen verstärkt auftritt, sind eine flächendeckende Durchsetzung neuer Anlagentechnologien im Hauswärmesektor (z.B. Pelletsheizungen) bzw. Maßnahmen zur Wärmedämmung anzustreben. Die Verfeuerung von nicht zulässigen Brennstoffen sollte weitgehend eingedämmt werden.
- ▷ Neben emissionsseitigen Maßnahmen ist ebenfalls darauf zu achten, belüftungsrelevante Phänomene nicht durch bauliche Veränderungen einzuschränken, wie zum Beispiel die Abschwächung von Flurwindsystemen durch sehr hohe Gebäudefassaden.

Unter dem Bewusstsein, dass die Hintergrundbelastung häufig weit mehr als 50 % der Stadtbelastung ausmacht und Aerosol auch in entlegene Gegenden transportiert wird, wird die Bedeutung von heilklimatischen Luftkurorten in Bezug auf PM10 durchaus in Frage gestellt. Aufgrund der überwiegenden Transportprozesse ist in vielen Regionen die Umsetzbarkeit des IG-L durch lokale Maßnahmen vermutlich kaum zu realisieren.

Die Auswertung von Makrotracerprofilen unter Beachtung meteorologischer Einflussfaktoren hat sich als sehr zweckdienlich zur Lokalisation der PM10 Hauptquellen erwiesen. Für weiterführende Arbeiten sind daher möglichst lange chemische Datensätze in hoher zeitlicher Auflösung anzustreben. Durch das Poolen der PM10 Daten gehen aus meteorologischer Sicht viele Informationen unwiderruflich verloren. Wegen des hohen analytischen Arbeitsaufwands wäre eine Reduzierung der chemischen Analysen auf signifikante Überschreitungstage unter vorhergehender meteorologischer Begutachtung durchaus sinnvoll - dies jedoch über einen ausgedehnten Zeitraum an ausgewählten Immissionsstandorten. Zur detaillierten Quantifizierung der importierten Aerosolmasse sollte die Anwendung von hochaufgelösten Rückwärtstrajektorien unter Zuhilfenahme eines gut ausgebauten Immissionsmessnetzes vorangetrieben werden.

Anhand von Regressionsanalysen zwischen PM10 Komponenten und meteorologischen Parametern könnten in weiterer Folge die Sommermonate genauer untersucht werden. Die Analyse der Makrotracer als Tagesproben wäre in dieser Hinsicht ebenfalls sehr sinnvoll.

Durch die Anwendung und den Ausbau von Dispersionsmodellen könnten Immissionsvorwarnsysteme im synoptischen Dienst (Biowetter) verstärkt eingesetzt werden, wodurch sich auch ein gesteigertes Bewusstsein in der Bevölkerung hinsichtlich der Luftreinhaltung im privaten Bereich einstellen könnte.

Literaturverzeichnis

[1] Auer I.; R. Böhm; H. Mohnl; 1989: Klima von Wien. Magistrat der Stadt Wien.

[2] Bauer, H.; Marr., I.; Kasper-Giebl, A.; Limbeck, A.; Caseiro, A.; Handler, M.; Jankowski, N.; Klatzer, B.; Kotianova, P.; Pouresmaeil, P.; Schmidl, C.; Sageder, M.; Puxbaum, H.; Aquella Team; 2007: „AQUELLA“ Wien – Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben, TU Wien.

[3] Bauer, H.; Marr., I.; Kasper-Giebl, A.; Limbeck, A.; Caseiro, A.; Handler, M.; Jankowski, N.; Klatzer, B.; Kotianova, P.; Pouresmaeil, P.; Schmidl, C.; Sageder, M.; Puxbaum, H.; Aquella Team; 2007: „AQUELLA“ Steiermark – Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben, TU Wien

[4] Bauer, H.; Marr., I.; Kasper-Giebl, A.; Limbeck, A.; Caseiro, A.; Handler, M.; Jankowski, N.; Klatzer, B.; Kotianova, P.; Pouresmaeil, P.; Schmidl, C.; Sageder, M.; Puxbaum, H.; Aquella Team; 2007: „AQUELLA“ Salzburg – Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben, TU Wien

[5] Bauer, H.; Marr., I.; Kasper-Giebl, A.; Limbeck, A.; Caseiro, A.; Handler, M.; Jankowski, N.; Klatzer, B.; Kotianova, P.; Pouresmaeil, P.; Schmidl, C.; Sageder, M.; Puxbaum, H.; Aquella Team; 2007: "AQUELLA“ Kärnten/Klagenfurt Aerosolquellenanalysen für Kärnten, PM10-Filteranalysen nach dem „AQUELLA-Verfahren“, TU Wien

[6] Bauer, H.; Marr., I.; Kasper-Giebl, A.; Limbeck, A.; Caseiro, A.; Handler, M.; Jankowski, N.; Klatzer, B.; Kotianova, P.; Pouresmaeil, P.; Schmidl, C.; Sageder, M.; Puxbaum, H.; Aquella Team; 2007: "AQUELLA“ Niederösterreich, Aerosolquellenanalyse für Niederösterreich, TU Wien

[7] Baumgartner, B., Jänner 2010: Emissionsquellen der Voestalpine Stahl GmbH, persönliche Mitteilung, SCS-Technology Verfahrenstechnik GmbH.

[8] Bergmann, L.; Schaefer, C.; 2001: Lehrbuch der Experimental Physik Band 7 - Erde und Planeten, de Gruyter, Berlin-New York, 131-426.

[9] BGBl. I Nr. 62/2001: Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L), Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe.

[10] Draxler, R.R.; Rolph, G.D.; 2003: HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

[11] Draxler, R.R.; Stunder, B.; Rolph, G.D.; Stein, A.; Taylor, A.; 2009: HYSPLIT_4 User's Guide - Version 4.9.

[12] DWD (Hrsg.); 1987: Leitfaden für die Ausbildung im deutschen Wetterdienst - Nr. 1 Allgemeine Meteorologie, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main.

[13] Etling, D.; 2002: Theoretische Meteorologie - Eine Einführung. Springer Verlag, Berlin.

[14] Gepp W.; 1999: Kaltluftfluß in komplexem Gelände und dessen Wechselwirkung mit Stadtgebieten am Beispiel Linz. Wien, Universität Wien, Diplomarbeit.

[15] Graedel, T. E.; Crutzen, P. J.; 1994: Chemie der Atmosphäre - Bedeutung für Klima und Umwelt, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 79-125.

[16] Häckel, H.; 1999: Meteorologie, Ulmer Verlag, Stuttgart, 39-52.

[17] Homepage Amt der Oberösterreichischen Landesregierung - Lüftgüte: http://www.land-oberoesterreich.gv.at/, 07.03.2010

[18] Homepage - Amt der Steiermärkischen Landesregierung - LUIS (Landes Umwelt Informations System): http://www.umwelt.steiermark.at/, 07.03.2010

[19] Homepage - ARL (Air Resources Laboratory): http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php, 04.03.2010

[20] Homepage - Department of Atmospheric Science (University of Wyoming): http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html, 07.03.2010

[21] Homepage - EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme): http://www.emep.int/, 06.03.2010

[22] Homepage - NOAA/ESRL Radiosonde Database: http://www.esrl.noaa.gov/raobs/, 07.03.2010

[23] Homepage - UBA (Umweltbundesamt): http://www.umweltbundesamt.at/, 07.03.2010

[24] Homepage - VERA - Vienna Enhanced Resolution Analysis: http://www.univie.ac.at/amk/vera/, 10.03.2010

[25] Homepage - Wetter3: http://www.wetter3.de/, 10.03.2010

[26] Jankowski, N.; Sageder, M.; Bauer, H.; Marr, I.; Kasper-Giebl, A.; Limbeck, A.; Caseiro, A.; Handler, M.; Klatzer, B.; Kotianova, P.; Pouresmaeil, P.; Schmidl, C.; Ramirez-Santa Cruz, C.; Dattler, A.; Andrade-Sanchez, L.; Puxbaum, H.; Aquella Team; 2008: "AQUELLA Linz – Oberösterreich“, Aerosolquellenanalyse für Linz - Oberösterreich, TU Wien.

[27] Kalina, M.; Stopper, S.; Zambo, E.; Puxbaum, H.; 2002: Altitude-dependent wet, dry and occult nitrogen deposition in an Alpine region. Env. Sci. and Pollut. Res., Special Issue 2, 16-22.

[28] Langer B.; 1999: Untersuchung der städtischen Wärmeinsel in Linz. Wien, Universität für Bodenkultur, Diplomarbeit.

[29] Lavrič, T.; 2001: Zusammensetzung und Quellen von Aerosolen (PM10) im Grenzraum Kärnten - Slowenien - Italien. Dissertation, TU Wien.

[30] Leder, K.; 2008: Trend und Jahresverlauf der Niederschlagsdaten in Österreich von 1983 bis 2007. Wien, TU Wien, Diplomarbeit.

[31] Malberg, H.; 2002: Meteorologie und Klimatologie - Eine Einführung, Springer Verlag, Berlin.

[32] Mursch-Radlgruber, E.; Gepp, W.; 1999: Wärmeinsel Linz und belüftungsrelevante Strömungssysteme.

[33] ÖAW - Österreichische Akademie der Wissenschaften, Kommission für Reinhaltung der Luft; 2004: AUPHEP Endbericht - Austrian Project on Health Effects of Particulates.

[34] ÖNORM M 9440; 1996: Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre - Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen, Österreichisches Normungsinstitut, Wien.

[35] Orthofer, R.; Humer, H.; Winiwarter, W.; Kutschera, P.; Loibl, W.; Strasser, T.; Peters-Anders, J.; 2005: Emikat - Emissionsdatenmanagement für die Stadt Wien, Emissionsberechnungssystem „emikat.at“. Wien, ARC Seibersdorf Research.

[36] Prabha T.V.; 1996: Modeling of flow and dispersion over an urban pre-alpine complex terrain – Linz. Wien, Universität für Bodenkultur, Dissertation.

[37] Pope C.A.; 2000: Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: Biologic mechanisms and who's at risk. Environ. Health Perspect. 108 (Suppl.4) 713-723.

[38] Puxbaum, H.; Caseiro, A.; Sánchez-Ochoa, A.; Kasper-Giebl, A.; Claeys, M.; Gelencsér, A.; Legrand, M.; Preunkert, S.; Pio, C.; 2007: Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background, J. Geophys. Res., 112, D23S05.

[39] Puxbaum H.; Simeonov, V.; Kalina, M.; 2002: Long-term assessment of the wet precipitation chemistry in Austria (1984–1999) , Chemosphere, 48, 733-747

[40] Puxbaum, H.; 2005: Vorlesung - Umweltchemie und Analytik (LVA 164.052, SS 2005), Institut für Chemische Technologien und Analytik, TU Wien.

[41] Puxbaum, H., 2008: Vorlesung - "Aerosol Analytics" (SS 2008), Institut für Chemische Technologien und Analytik, TU Wien.

[42] Puxbaum, H.;1986: Untersuchung über das Auftreten der erhöhten Staubbelastung im Raum Linz. Projektteil der Analytischen Luftgütestudie für den Raum Linz. Bericht 4A/86 - Abteilung f. Umweltanalytik, Institut f. Analytische Chemie, TU Wien.

[43] Raschke E.; 1979: Der Strahlungshaushalt über Stadtgebieten. In: promet, Jg. 9/1979, Heft 4; S. 17-20.

[44] Richtlinie 1999/30/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 22.04.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft

[45] Richtlinie 96/62/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 27.09.1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität.

[46] Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft in Europa.

[47] Richtlinie 2001/81/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe.

[48] Rolph, G.D.; 2003: Real-time Environmental Applications and Display system (READY) Website (http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

[49] Schmidl, C.; Marr, I. L.; Caseiro, A.; Kotianová, P.; Berner, A.; Bauer, H.; Kasper-Giebl, A.; Puxbaum, H.; 2008: Chemical characterisation of fine particle emissions from woodstove combustion of common woods growing in mid-European Alpine regions. Atmos. Environ. 42, 126-141.

[50] Schönwiese, C.D.; 1992: Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler, Gebrüder Borntraeger, Berlin.

[51] Seinfeld, J. H.; Pandis, S. N.; 1998: Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons, New York.

[52] Steinacker, R.; 1990: Eine ostalpine Strömungslagenklassifikation. IMG Wien (Institut für Meteorologie und Geophysik), Universität Wien, www.univie.ac.at/IMG-Wien/weatherregime/STROEMUNGSLAGENKLASSIFIKATION.pdf.

[53] Steinacker, R.; Pöttschacher, W.; Dorninger, M.; 1997: An Enhanced Resolution Analysis Scheme for the Atmosphere over Complex Terrain. Annales Geophysicae, 15, Suppl. II, Europ. Geoph. Soc., C426.

[54] Stelson, A.W.; Seinfeld, J.H.; 1982: Relative humidity and temperature dependence of the ammonium nitrate dissociation constant. Atmospheric Environment 16, 983-992.

[55] Stohl, A.; 1998: Computation, accuracy and applications of trajectories - a review and bibliography. Atmos. Environ. 32, 947-966.

[56] Stohl, A.; 1996: On the Use of Trajectories for Establishing Source-Receptor Relationships of Air Pollutants. Dissertation, Universität Wien.

[57] Stohl, A.; 1991: Grenzüberschreitender Transport von Luftverunreinigungen am Beispiel Österreich - Tschechoslowakei. Wien, Diplomarbeit, Universität Wien.

[58] Umweltbundesamt; Schneider, J.; Spangl, W.; Placer, K.; Moosmann, L.; 2005a: Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Schwebstaub in Österreich.

[59] Umweltbundesamt; Schneider, J.; et al.; 2005b: Schwebestaub in Österreich - Fachgrundlagen für eine kohärente österreichische Strategie zur Verminderung der Schwebestaubbelastung.

[60] Umweltbundesamt; Spangl, W.; et al.; 2004: Fachgrundlagen für eine Statuserhebung zur PM10-Belastung in Wien, Grenzwertüberschreitungen an den Messstellen Belgradplatz, Gaudenzdorf, Liesing, Rinnböckstraße, Schafbergbad und Stadlau in den Jahren 2002 und 2003.

[61] Umweltbundesamt; Spangl, W.; Nagl, C.; 2000 - 2008: Jahresberichte der Luftgütemessungen in Österreich, Wien.

[62] Umweltbundesamt; Spangl, W.; 2009: Luftgütemessstellen in Österreich, Stand Jänner 2009.

[63] Umweltbundesamt; Spangl, W.; Nagl, C.; Schneider, J.; Kaiser, A.; 2006: Herkunftsanalyse der PM10-Belastung in Österreich - Ferntransport und regionale Beiträge.

[64] Winiwarter, W.; Trenker, C.; Höflinger, W.; 2001: Österreichische Emissionsinventur für Staub, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. Wien, ARC-S-0151.

[65] Winiwarter, W.; Schmidt-Stejskal, H.; Windsperger, A.; 2007: Aktualisierung und methodische Verbesserung der österreichischen Luftschadstoffinventur für Schwebstaub - Endbericht, ARC—sys-0149, ARC - Austrian Research Centers.

[66] Whitby, K. T.; Cantrell, B.; 1976: Fine Particles - International Conference on Environmental Sensing and Assesment, Las Vegas, NV, Institute of Electrical and Electronic Engineers.

[67] Yttri, K.E.; Aas, W.; Tarrasón, L.; Vestreng, V.; Tsyro, S.; Simpson, D.; Putaud, J.P.; Cavalli, F.; 2007: Emep - Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the long-range Transmission of Air Pollutants in Europe: Transboundary particulate matter in Europe, Status report 4/2007

[68] ZAMG Regionalstelle Steiermark; Podesser, A.; Wölfelmaier, F.; Rieder, H.; 2004: Kombinierte Feinstaub-Meteorologiesondierungen am 17.3.2004 in Graz.

[69] ZAMG Wien; Hader, F., 1953: Der Wienerwald als Wetterscheide. Wetter u. Leben 8-10, Wien.

[70] ZAMG Wien; Kaiser, A.; 1996: Studie zum Aufbau eines Vertikalprofils für den Raum Wien, Bericht an die MA22.

[71] ZAMG Wien; Kaiser, A.; Scheiflinger, H.; 2003: Analyse der Herkunft von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Ozon und PM10 an den Hintergrundstationen des Umweltbundesamtes mittels Trajektorien. Auftraggeber: Umweltbundesamt.

[72] ZAMG Wien; Kaiser, A.; 1983: Ein Beitrag zur Kenntnis des Windfeldes im Stadtgebiet von Wien. Wetter und Leben, Jg. 35, 9-23.

[73] ZAMG Wien; Lauscher, F.; 1985: Klimatische Synoptik Österreichs mittels der ostalpinen Wetterlagenklassifikation. Arbeiten aus der ZAMG, Heft 64.

[74] ZAMG Wien; Piringer, M.; 1989: Zum Einfluß mesoskaliger Strömungen auf die Bodeninversionsbildung in Wien - Hohe Warte: eine Fallstudie. Wetter und Leben, 217-233.

Abbildungsverzeichnis

2.1 Kategorisierung, Entstehungs- bzw. Entfernungsprozesse von Aerosolen [66, Whitby, Cantrell, 1976] 6
2.2 Übersicht - Abfolge der AQUELLA-Projekte 22

3.1 Situierung ausgewerteter Stationen in Wien und Niederösterreich 30
3.2 Situierung ausgewerteter Stationen in Oberösterreich und Salzburg 30
3.3 Situierung ausgewerteter Stationen in Kärnten und der Steiermark 31
3.4 Windrosen Wien (AKH Dach und Lobau) - Wintermonate 2004 35
3.5 Makrotraceranalysen - “Lokal vs. Transport” - AQUELLA-Wien 2004 . . . 38
3.6 Überlagerung von Radiosondenaufstiegen (T) - Wien Hohe Warte 00 UTC - “Lokal vs. Transport” 39
3.7 Windrichtungshäufigkeit - Raum Wien - “Lokal vs. Transport” 40
3.8 Rückwärtstrajektorien - “Lokal vs. Transport” - AQUELLA-Wien 2004 . . 41
3.9 Scatterplot AQUELLA-Wien - EC vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004 44
3.10 Scatterplot AQUELLA-Wien - OC vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004 45
3.11 Scatterplot AQUELLA-Wien - Silizium vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004 45
3.12 Windrosen - Graz Süd und Gurtschitschach - Wintermonate (2004/2005) . 47
3.13 Makrotraceranalysen - “Lokal vs. Transport” - AQUELLA-Steiermark/Kärnten 51
3.14 Überlagerung von Radiosondenaufstiegen (T) - Graz Thalerhof 03 UTC - “Lokal vs. Transport” 53
3.15 Windrosen - “Lokal vs. Transport” - Station Graz Süd 54
3.16 Rückwärtstrajektorien f. Graz - “Lokal vs. Transport” 56
3.17 Rückwärtstrajektorien f. Klagenfurt - “Lokal vs. Transport” 57
3.18 Scatterplot AQUELLA-Graz - EC vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004 59
3.19 Scatterplot AQUELLA-Graz - OC vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004 59
3.20 Scatterplot AQUELLA-Graz - Silizium vs. $\triangle T$ und Windgeschw. - Winter 2004 60
3.21 Inversionslagen über Linz (Herbst 2009) - Blickrichtung Süd 62
3.22 Windrosen - Oberösterreich - Wintermonate (2005/2006) 64
3.23 Windrosen - Raum Linz - Wintermonate (2005/2006) 65
3.24 Windrosen - Raum Linz - Überschreitungstage 67
3.25 Makrotraceranalysen - “Lokal vs. Transport” - Oberösterreich 2005/2006 . 71

3.26 Überlagerung von Radiosondenaufstiegen (T) - Linz Hörsching 03/04 UTC - "Lokal vs. Transport" 72
3.27 Rückwärtstrajektorien Endpunkt Enzenkirchen (OÖ) - "Lokal vs. Transport" 73
3.28 Rückwärtstrajektorien Endpunkt Enzenkirchen (OÖ) - PM10 Tendenz . . 75
3.29 Makrotraceranalysen für Graz, Wien und Salzburg im Jan./Feb. 2004. . . . 81
3.30 Großwetterlage (GFS-Analyse): 500hPa Geopotential [gpdm] (schwarz), Bodendruck [hPa] (weiß), relative Topographie H500-H1000 [gpdm] (farbig) 82
3.31 VERA Analysen: Stromlinien des 10m-Windes, θ [°C] (farbig) 83
3.32 Witterung in Wien, PM10 AQUELLA-Wien, Jan./Feb. 2004 84
3.33 Witterung in Graz, PM10 AQUELLA-Steiermark, Jan./Feb. 2004 85
3.34 Witterung in Salzburg, PM10 AQUELLA-Salzburg, Jan./Feb. 2004 86
3.35 Temperaturdifferenzen zwischen Talmessstellen und höher gelegenen Stationen im Umland von Wien, Graz und Salzburg 87
3.36 Wind in Wien (AKH-Dach), PM10 (Kendlerstr., Lobau), Jan./Feb. 2004 . 88
3.37 Wind in Graz (Kärntnerstr.), PM10/TSP (Graz-Süd, Bockberg), Jan./Feb. 2004 89
3.38 Wind in Salzburg (Rudolfsplatz), PM10 (Rudolfsplatz), Jan./Feb. 2004 . . 90
3.39 Radiosondenaufstieg (SkewT-Diagramm) von Graz-Thalerhof bis zu einer Höhe von 450 hPa am 05.02.2004 04 UTC [68, http://www.esrl.noaa.gov/raobs/] 91
3.40 HYSPLIT-Rückwärtstrajektorien, Endpunkte über Wien [48,22N | 16,35E], Graz [47,07N | 15,44E] und Salzburg [47,80N | 13,03E] 93
3.41 Makrotraceranalysen für Kärnten und Niederösterreich im Jan./Feb. 2005 . 95
3.42 Großwetterlage (GFS-Analyse): 500hPa Geopotential [gpdm] (schwarz), Bodendruck [hPa] (weiß), relative Topographie H500-H1000 [gpdm] (farbig) 96
3.43 Witterung in Kärnten, PM10 AQUELLA-Kärnten, Jan./Feb. 2005 97
3.44 Witterung in Niederösterreich, PM10 AQUELLA-NÖ, Jan./Feb. 2005 . . . 98
3.45 Temperaturdifferenzen zwischen Talmessstellen und höher gelegenen Stationen in Kärnten und Niederösterreich 99
3.46 Wind in Klagenfurt (Völkermarkterstr.), TSP (Völkermarkterstr., Gurtschitschach), Jan./Feb. 2005 100
3.47 Wind in NÖ (Mistelbach), PM10 (St. Pölten, Mistelbach), Jan./Feb. 2005 . 101
3.48 VERA Analysen: Stromlinien des 10m-Windes (Pfeile), potentielle Temperatur [°C] (Farbflächen) 102
3.49 Radiosondenaufstiege (Stüve-Diagramm), Wien Hohe Warte, 09. – 13.02.2005 103
3.50 Bodendruckanalyse des DWD am 11.02.2005 (00 UTC) [72, http://www.wetter3.de/] 104
3.51 HYSPLIT Rückwärtstrajektorien, Endpunkte über Klagenfurt [46,62N | 14,31E] und Mistelbach [48,57N | 16,57E] 105

Tabellenverzeichnis

2.1 Grenzwerte für Schwebestaub in Österreich 4
2.3 Ostalpine Wetterlagenklassifikation 8
2.4 Makrotracer und abgeleitete Quellen 23

3.1 Messstationen - Datenmaterial - Quellen 27
3.2 Übersicht - Selektion “Lokal vs. Transport” - AQUELLA-Wien 2004 37
3.3 Ostalpine Wetterlagenklassifikation - “Lokal vs. Transport” - AQUELLA-Wien 43
3.4 Übersicht - Selektion “Lokal vs. Transport” - Österreich Süd (2004/2005) . 49
3.5 Ostalpine Wetterlagenklassifikation - “Lokal vs. Transport” - AQUELLA-Graz 58
3.6 Kalmenhäufigkeit ($< 0{,}4$ m/s) - Oberösterreich - Winterhalbjahr 2005/2006 66
3.7 Übersicht - “Lokal vs. Transport” - Oberösterreich 2005/2006 70
3.8 Datenpools von AQUELLA-Kärnten/Niederösterreich: 94

Curriculum vitae

Name	Markus Sageder
Geburtsdatum	12.09.1982
Geburtsort	Schärding
Staatsbürgerschaft	Österreich

Werdegang

1989 - 1993	Volksschule Suben
1993 - 2001	Bundesgymnasium Schärding
2001 - 2002	Präsenzdienst
2002 - 2010	Studium der Meteorologie an der Universität Wien

Berufserfahrung

08/05	Praktikum - ORF-Wetterredaktion - ORF-Hörfunk
10/05 - 01/06	Praktikum - ORF-Wetterredaktion - Ö1-Dimensionen Sendung: “Feinstaub - Kleine Partikel, große Wirkung”
05/06 - 09/08	Projektassistent - TU Wien Inst. f. Chemische Technologien und Analytik (CTA)
12/06 - 04/08	Programm Management - TU Wien Continuing Education Center (CEC)
06/07 - 08/07	Wissenschaftlicher Mitarbeiter - Universität Wien Inst. für Meteorologie und Geophysik (IMGW)
03/08 - 05/08	Tutorium Segelflugpraktikum - Universität Wien Inst. für Meteorologie und Geophysik (IMGW)
seit 12/08	SCS Technology Verfahrenstechnik GmbH Projektingenieur im Bereich Umweltmeteorologie